وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان:

بررسی ویژگیهای اکولوژیک تالاب هورالعظیم خوزستان (۹۱–۱۳۹۰)

مجری:
سیمین دهقان مدیسه

شماره ثبت
۵۲۸۵۷

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان طرح /پروژه : بررسی ویژگیهای اکولوژیک تالاب هورالعظیم خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)
کد مصوب : ۹۳۱۰۵-۱۲-۷۴-۴
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) :
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی همکار(ان) : فوزیه اسماعیلی، منصور خلفه‌نیل‌ساز، هوشنگ انصاری، محسن مزرعاوی، سارا سبزعلی‌زاده، نجمه جهانی، غلامرضا اسکندری، فرحناز کیان‌ارثی، جمیل بنی‌طرفی‌زادگان، صادق آلبوعبید
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -
محل اجرا : استان خوزستان
تاریخ شروع : ۹۳/۱/۱
مدت اجرا : ۱ سال و ۶ ماه
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۶
حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

طرح/پروژه: بررسی ویژگیهای اکولوژیک تالاب هورالعظیم خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)

کد مصوب : ۹۳۱۰۵-۱۲-۷۴-۴

شماره ثبت (فروست) : ۵۲۸۵۷ تاریخ : ۹۶/۱۰/۹

با مسئولیت اجرایی سرکار خانم سیمین دهقان‌مدیسه دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته زیست شناسی گرایش جانوران دریایی می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۶/۴/۴ مورد ارزیابی و با رتبه خوب تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد □ پژوهشکده ■ مرکز □ ایستگاه

با سمت عضو هیئت علمی در پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور مشغول بوده است.

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱-مقدمه ۳
۱-۱- طبقه بندی انواع تالآب ها ۵
۱-۲- ارزش های گوناگون تالآب ها ۶
۱-۳- مدیریت تالآب ها ۷
۱-۴- تالاب هورالعظیم ۸
۱-۵- هیدرولوژی رودخانه کرخه ۱۳
۱-۶- پیشینه مطالعات ۱۴
۱-۷- اهمیت و اهداف مطالعه ۱۵
۲- مواد و روش ها ۱۷
۲-۱- تعیین سطح تالاب هورالعظیم ۱۷
۲-۲- منطقه مورد مطالعه ۱۷
۲-۳- فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و کیفیت آب تالاب هورالعظیم ۱۸
۲-۴- روش مطالعه فیتو پلانکتونها ۲۱
۲-۵- روش مطالعه زئوپلانکتون ها ۲۲
۲-۶- روش مطالعه بنتوزها ۲۳
۲-۷- شاخصهای زیستی ۲۳
۲-۸-روش مطالعه ماهی شناسی ۲۶
۲-۹- پردازش داده ها ۲۹
۳-نتایج ۳۰
۳-۱- هیدرولوژی رودخانه کرخه و تعیین سطح تالاب ۳۰
۳-۲- تغییرات سطح تالاب در گذشته و حال ۳۴
۳-۳ -کیفیت آب تالاب هورالعظیم ۴۰
۳-۴- نتایج شاخص کیفیت آب ۴۶
۳-۵- پلانکتون های تالاب هورالعظیم ۴۷
۳-۶- موجودات کفزی و آنالیز رسوبات ۵۷
۳-۷- نتایج ماهی شناسی ۶۵

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

۴-بحث و نتیجه گیری ۸۹
۴-۱- تغییرات سطح تالاب ۸۹
۴-۲- فیزیک شیمیایی و کیفیت آب تالاب هورالعظیم ۸۹
۴-۳- فیتوپلانکتونهای تالاب هورالعظیم ۹۷
۴-۴- تعیین ساختار تروفی تالاب هورالعظیم ۱۰۳
۴-۵- بحث و نتیجه گیری زئوپلانکتونها ۱۰۵
۴-۶- بحث و نتیجه گیری بنتوز ۱۱۳
۴-۷- ماهی شناسی و صیادی در هورالعظیم ۱۱۶
۴-۸- وضعیت عمومی و ریخت شناسی تالاب هورالعظیم ۱۳۳
۴-۹- رهاسازی ماهیان در منابع آبهای داخلی و تالآب ها ۱۳۵
۴-۱۰- تهدیدات و آلودگیهای زیست محیطی تالاب هورالعظیم ۱۳۹
۴-۱۱- ارزیابی تالاب هورالعظیم ۱۴۲
۴-۱۲-آلایندهای موجود در تالاب ۱۴۷
۵- نتیجه گیری نهایی ۱۴۹
منابع ۱۵۸
پیوست ۱۷۲
چکیده انگلیسی ۱۹۷

چکیده

تالاب هورالعظیم به لحاظ برخورداری از پتانسیل و توانمندی‌های مختلف اقتصادی، اجتماعی، اکولوژیک و تفرجگاهی، جایگاه ویژه‌ای در مجموعه اکوسیستمی و محیطی را به خود اختصاص می‌دهد و مطالعه وضعیت اکولوژیک موجود آن جهت مدیریت‌های حفاظتی و احیا ضروری است. در این مطالعه، نمونه‌برداری از ۴ ایستگاه (ایستگاه های شمال جاده امام رضا (۱) و جنوب جاده امام رضا (۲)، در منطقه رفیع و ایستگاه‌های طبر (۳) و شط علی(۴)، در منطقه شط علی) به صورت ماهانه طی یک سال از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۹۰انجام شد. نمونه برداری ها شامل پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، فیتو و زئو پلانکتون‌ها، بنتوزها، ماهیان و بررسی وضعیت صید و صیادی است. نمونه‌های فیتو پلانکتون با استفاده از بطری نمونه برداری و از ۰/۵ متری زیر سطح آب تهیه شدند وشمارش بر اساس واحد زنده انجام شد. نمونه برداری زئوپلانکتونها از عمق ۱/۵-۲ متری آب به وسیله تور پلانکتون با چشمه ۱۰۰ میکرون بصورت ماهانه در محل انجام شد. نمونه برداری بنتوزها و رسوبات ،توسط گرب Van Vin با سطح ۰/۱۲۵ متر مربع انجام پذیرفت و از هر ایستگاه یک نمونه برای شناسایی موجودات بنتوز و یک نمونه هم برای آنالیز دانه بندی رسوبات و تعیین درصد مواد آلی نمونه برداری شد. جهت برآورد میزان صید تخلیه شده در هر ماه، نمونه گیری به صورت جمع آوری آمار و اطلاعات از محل تخلیه بود که به صورت سرشماری در مکان و نمونه گیری در زمان انجام شد. در ۳ منطقه صیادی هر ۱۵ روز یک بار بصورت تصادفی سرکشی کرده ودر تمام طول روز صیادان فعال وصید آن‌ها در فرم‌های مربوطه ثبت می شد .در این روش از تعداد قایق های مشاهده شده در روزهای نمونه گیری، میانگین ورودی قایق ها در روز (قایق روز) و از میزان صید این قایق‌ها، سهم صید هر قایق (CPUE) نیز مشخص گردید و در پایان هر ماه کل تلاش صیادی (Effort) محاسبه شد. در این مطالعه، ۱۹۴ گونه فیتوپلانکتون شناسایی گردید که شاخه دیاتومه‌ها دارای ۸۵ گونه، شاخه سیانوفیتا دارای ۵۹ گونه، شاخه جلبک‌های سبز دارای ۳۱ گونه، شاخه اوگلنوفیتا دارای ۱۸ گونه و شاخه داینوفیتا دارای ۱ گونه بودند. ایستگاه طبر (۳)، با ۳۸/۹۶ درصد، بیشترین فراوانی کل را دارا بود. شاخه دیاتومه‌ها با فراوانی کل ۴۶ درصد بیشترین فراوانی را داشته و سپس سیانوفیتا با ۳۴/۱۷ درصد، کلروفیتا با ۱۶/۳۹ درصد، اوگلنوفیتا با ۱/۶ درصد و داینوفیتا با ۱/۵۸ درصد، بترتیب حضور داشتند. در فصل تابستان سیانوفیتا دارای تراکم زیادی به ویژه در فرم‌های کلنی بودند. مجموعا ۳۵ گونه از زئوپلانکتون ها شناسایی شدند. از ریزوپودا ، گونه های خانواده های Arcellidae و Centripyxidae، از روتیفرا گونه های خانواده های Brachionidae، Lecanidae، Asplanchnidae و Philodinidae، از گروه سخت پوستان کلادوسرا، گونه هایی از خانواده های Daphnidae، Sisidae و Chydoridae، از گروه پاروپایان (کپه پودا)، از خانواده Cyclopoda حضور داشتند حدود ۹۸ درصد جمعیت زئوپلانکتونی شناخته شده بترتیب متعلق به کپه پودا با ۳۹/۹درصد، روتیفرا با ۳۴/۷۱ درصد ، کلادوسرا با ۲۲/۳۸درصد و ریزوپودا با ۰/۸۴۳ درصد بود. گونه *Brachionus urceolaris* با میانگین ۷/۲۹ تعداد در لیتر و درصد فراوانی ۱۷/۱۰۸ ، فراوان ترین نمونه در تالاب هورالعظیم محسوب می

شود. در این تالاب زئوپلانکتون‌های سخت پوست مانند کپه پودا و کلادوسرا درصد فراوانی بسیار بالاتری را نشان می‌دهند که به نوعی شرایط مطلوب‌تر محیطی را اعلام می‌دارند. انتظار می‌رود که وضعیت مواد غذایی در تالاب هورالعظیم خوب باشد. در بین گروه های بنتیک شناسایی شده، خانواده Tephritidae با ۸۵٪، Chironomidae با ۷٪ از راسته Diptera، Ostracoda با ۲٪ گروه های غالب ماکروبنتوزی بوده اند. در بین ایستگاه های مورد مطالعه ایستگاه جنوب جاده امام رضا(۲)، بیشترین فراوانی و شط علی (۴)، کمترین فراوانی را داشت. تغییرات میانگین فراوانی ماکروبنتوزها در فصول مختلف نشان داد که فصل زمستان بیشترین وفصل تابستان کمترین فراوانی را شامل شده است. شاخص های تنوع ماکروبنتوزهای رسوبات در ایستگاه های مورد مطالعه نشان داد که ایستگاه طبر(۳)، بیشترین و ایستگاه جنوب جاده امام رضا(۲)، کمترین تنوع زیستی را داشت. نتایج سنجش میزان Silt-Clay رسوبات در کلیه ایستگاهها بالاتر از ۷۱٪ بوده است. بیشترین میزان مواد آلی رسوبات در ایستگاه جنوب جاده امام رضا و در فصل زمستان و کمترین میزان در فصل تابستان ایستگاه شط علی ثبت شد. براساس شاخص هلسینهوف ایستگاه های شمال جاده امام رضا و شط علی وضعیت متوسط محیطی و ایستگاه طبر و جنوب جاده امام رضا وضعیت خوب را نشان می دهند. در مطالعه حاضر ۱۵ گونه ماهی متعلق به ۸ جنس و ۳ خانواده، در تالاب هورالعظیم شناسایی گردید . مشخص گردیدکه ۸۷/۴ درصد ازکل گونه های شناسایی شده در تالاب مذکور به خانواده کپورماهیان تعلق داشتند. در تحقیقاتی که در سال‌های ۲۰۰۶ و ۲۰۰۸ در تالاب هویزه در بخش کشور عراق انجام شده بیشترین فراوانی به گونه های ماهی بیاح،کاراس، حمری و شلج تعلق داشته است و در مطالعه کنونی نیز گونه های ذکر شده ۸۹/۳ درصد از کل صید را تشکیل داده اند. در نهایت چنین ارزیابی می شود که تغییرات رژیم آبی در یک تالاب آب شیرین، خصوصیات زیست محیطی و شرایط زیستی آن را کنترل می کند و به عبارتی آب نقش تعیین کننده ای در ویژگی های حیاتی تالاب ایفا میکند. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است که همزمان با تغییرات کیفیت و کمیت فون حیاتی آن تالاب همراه باشد. در مدیریت و حفاظت از یک سیستم تالابی، لازم است تدابیر اتخاذ شده براساس اصول کاملاً علمی و روش های مستدل به منظور حفظ کیفیت آب پایه ریزی شوند.

۱-مقدمه

تالاب ها اکوسیستم های آبی مهمی هستندکه مورد استفاده بشر قرار می گیرند و محیط زندگی بسیاری از موجودات زنده می باشند که حیاتشان به طبیعی بودن این اکوسیستم های آبی بستگی دارد. این محیط های آبی بارورترین، پیچیده ترین و حساس ترین زیستگاه‌های کره زمین هستند اما هرچه زمان می گذرد و جمعیت کره زمین بیشتر می شود، علم و تکنولوژی توسعه می یابد، این منابع آبی و موجودات زنده آن مورد تهدید بیشتری قرار می گیرند. در یک تالاب، خصوصیات زیست محیطی و شرایط حیاتی را تغییرات رژیم آب کنترل می نماید و به عبارتی آب نقش تعیین کننده ای را در مورد ویژگی های حیاتی تالاب ها ایفا می نماید. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است روزانه، ماهانه، فصلی، سالیانه و یا دائمی باشد که همزمان با تغییرات فوق کیفیت و کمیت حیات نیز تحت تأثیر قرار می گیرد. تغییرات کیفیت و کمیت آب در تالاب ها موجب پدیدار شدن تنوع شگفت انگیزی در ساختمان و نحوه عمل تالاب های گوناگون گردیده است که آنها را می توان به انواع مختلفی تقسیم بندی کرد. تالاب ها درون خود از تنوع زیستگاهی فراوانی برخوردارند و این امر از طرفی موجب تنوع بیشتر آنان و از طرف دیگر موجب پیچیدگی ساختار و عملکرد آنان می گردد. تغییرات ارتفاع نقاط گوناگون تالاب ها به همراه تغییرات وسیع سطح آب موجب حضور گونه های متنوع گیاهان می گردد. به تناسب وجود گیاهان در سواحل و داخل تالاب ها جانوران متعددی نیز در تالاب وجود دارند.

طبق تعریف کنوانسیون رامسر، تالاب عبارت است از مردآب ها، باتلاقها، تورب زارها، یا آب های طبیعی یا مصنوعی اعم از دائمی یا موقت که آب های شیرین، لب شور، یا شور در آنها بصورت راکد یا جاری یافت شود. در این کنوانسیون آب های ساحلی دریا که عمق آنها در پایین ترین نقطه جزر از شش متر تجاوز نمی کند نیز جزء تالاب ها قرار گرفته است (Ramsar a, 2002; Ramsar Convention, 1971). تالاب ها با دارا بودن ویژگیهای بیولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی مناطق بسیار مهمی هستند که حفظ و حراست آنها از اهمیت خاصی برخوردار است. ارزشهای تالاب ها را میتوان در سه گروه عنوان کرد که عبارتند از تالاب به عنوان زیستگاه حیات وحش و گیاهان آبزی، بهبود دهندهٔ کیفیت محیط زیست و در نهایت ارزشهای اقتصادی،اجتماعی و فرهنگی تالاب ها (بهروزی راد و سپهرنیا، ۱۳۸۰).

کنوانسیون رامسر با هدف همکاری در زمینه تالاب های بین المللی (سال ۱۳۵۱) و حفاظت از تالاب های مهم بین المللی و استفاده معقول و منطقی از تالاب ها پایه گذاری شد و در حال حاضر ۴۵ کشور عضو این کنوانسیون می باشند و تاکنون ۳۵۰ تالاب با اهمیت و مهم با وسعتی بالغ بر ۲۲ میلیون هکتار را شامل می شود. وسعت تالاب های بین المللی جهان مطرح شده در کنوانسیون رامسر تا کنون ۱۰۳۲۹۶۴۳۴ هکتار و حدود ۷ تا ۹ میلیون کیلومترمربع (۴ تا ۶ در صد از سطح کره زمین) که شامل ۱۱۸۰ تالاب از۱۳۳ کشور عضو این کنوانسیون می باشد و ایران نیز با ۲۱ تالاب مساحتی حدود ۱۴۵۷۲۰ هکتار را در اختیار دارد (Ramsar b, 2002 , Mitsch & Gosselink 2000).

در همایش زمین های مرطوب در سال ۱۹۷۱ هدف اصلی کنوانسیون رامسر،تحقیق و حفاظت، مدیریت تالاب ها و جلوگیری ازروند خشک شدن آنها با تاکید بربهره وری خردمندانه از آنها و جلوگیری از تجاوز و تخریب آنهاست (بهروزی راد، ۱۳۷۷؛ Ramsar c, 2002).

بیش از ۷۰ ارزش برای تالاب شناخته شده است. از ویژگیهای مهم تالاب ها، زیستگاه مناسب برای گونه های جانوری و گیاهی، گونه های نادر و یا در حال انقراض، تثبیت آب و هوا، اشتغال زایی، تصفیه آب و منبع ذخیره آب می باشد (حسن زاده کیابی و همکاران ،۸۳ ۱۳) . سازمانهای جهانی همانند اتحادیه بین المللی حفاظت از طبیعت و منابع طبیعی(IUCN[1]) جهت رفع مشکلات مربوط به مدیریت، قوانین و مقررات ذخیره گاههای تالابی، اقداماتی را انجام می دهند. همچنین سازمان های بین المللی دیگری از قبیل IWRB[2], ICBP[3] و CITES[4] برنامه هایی برای حفاظت از پرندگان تالاب هاارائه می نمایند و سازمانهایی همچون یونسکو، یونپ و فائو در زمینه های مختلفی این گنجینه ها را حمایت می کنند.

شورای عالی کشاورزی و امور روستایی کشور در جلسه مورخ ۶۲/۷/۱۶ که با حضور مسئولین سازمان حفاظت محیط زیست به منظور بحث و تبادل نظر در باره تالاب هاتشکیل شده بود تعریف زیر را ارائه نموده است:

هر منطقه ای که از نیزار، آب، پرنده، ماهی و چمنزار و موجودات ذینفع از آنها موجود باشد تالاب می باشد که اکوسیستم آن یک روند تکاملی داشته و در انتها به جنگل ختم می شود و دخل و تصرف در هر مقطع آن موجب عدم رشد تکاملی اش می گردد. بر اساس تعریف جدید IUCN، تالاب به منطقه ای اطلاق می گردد که یک منطقه مهم بیولوژیکی را تشکیل دهد و معمولاً دسترسی انسان به آن براحتی صورت پذیرد.

تالاب ها از جمله نظام های حیاتی، حیات بخش و شکننده و بسیار مفید جهت حفظ تعادل موجودات می باشندکه سریعتر از سایر اکوسیستم ها صدمات ناشی از دستکاری ها و آلودگی ها را منعکس می سازند و سریعتر نیز آسیب دیده و از بین می روند. اصطلاح تالاب دارای معانی مختلفی است. امروزه نزدیک به ۵۰ تعریف از تالاب مورد استفاده قرار می گیرد و این تعاریف را می توان در دو گروه اصلی قرار داد (Dugan, 1990).

تعاریف باز و گسترده

تعاریف بسته و محدود

تعریف کنوانسیون رامسر از جمله تعاریف باز و گسترده است و به دلیل مزیت هایی که دارد مورد پذیرش همه کشورهای جهان قرار گرفته است. در تعریف بسته و محدود، عمدتاً تالاب ها به عنوان اکوتون تلقی می شوند.

---

[1] IUCN: International Union for Conservation of Natur
[2] IWRB: International Wetland Research Bureau
[3] ICBP: International Centre for Birds of Prey
[4] CITES: Convention on International Trade in Endangered Species

اکوتون ها مناطق گذرگاهی بین دو یا چند جامعه متمایز با محیط زیست آبی و خشکی بشمار می آیند که غرقابی شدن خاک باعث بوجود آمدن پوشش گیاهی ویژه ای می شود. کاربرد این تعریف در عمل با مشکل مواجه

می شود. زیرا از این تعریف این گونه استنباط می شود که تالاب تنها بخش یا بخش هایی از محیط آبی را فرا می گیرد. در حالی که بیشتر تالاب ها مناطق پوشش گیاهی بن در آب که از آب های آزاد نیز کاملاً متمایزند را شامل می شوند.

۱-۱-طبقه بندی انواع تالاب ها

بر اساس تعریف تالاب طبقه بندی های مختلفی از تالاب ها انجام شده است. می توان برخی از آنها را به قرار زیر عنوان کرد (Dugan, 1990):

دوگان (۱۹۹۰)، انواع تالاب هارا مطابق با تعریف کنوانسیون برای IUCN طبقه بندی کرده است. در اینجا با توجه به گستردگی جزئیات طبقه بندی فقط به کلیات آن اشاره می شود.

تالاب ها با منشأ آب شور شامل آب های دریایی (Marine) – آب های مصبی(Estuarine) آب های کولابی (lagoonar)

۱- تالاب ها با منشأ آب شیرین شامل آب های رودخانه ای (Riverine)- آب های دریاچه ای(Lacustrine)- آب های مردابی (Palustrine) تالاب ها ی انسان ساخت شامل استخرهای پرورش آبزیان- استخرهای کشاورزی تا سدها.

از طرف دیگر تالاب های تحت پوشش کنوانسیون رامسر از نظر منشأ به پنج طبقه قابل تفکیک است:

۱-دریاچه ای Lacustrine ۲- رودخانه ای Riverine ۳- مردابی Palustrine ۴- دریایی (Marine) ۵- مصبی Estuarine

جدول ۱-۱:انواع تالاب ها بر اساس تقسیم بندی Mitsch و Gosselink در سال ۱۹۹۳

تالاب	ویژگیها
Bog	معمولا توسط خزه احاطه شده وآب آنها تنها و مستقیما توسط بارش تامین می شود و مشخصه آب آنها اسیدی ، قلیایی کم ، و مواد مغذی کم است.
Fen	ذغال سنگ نارس تجمع یافته، ممکن است با جگن ، نی ، درختچه یا جنگل غالب شوند. آب آنها از برخی روان آب های سطحی و یا زیرزمینی تامین می شود.**pH** آب خنثی و مواد مغذی در حد متوسط به بالا است.
Mire	به طور عمده در اروپا مورد استفاده قرار می گیرد که شامل هر تالاب تشکیل دهنده زغال است (باتلاق یا مرداب).
Marsh	برای همیشه و یا دوره ای بسیار زیاد توسط مواد آبی غنی از مواد مغذی پر می شوند. در اروپا ، از یک لایه ماده معدنی و فاقد تجمع ذغال سنگ نارس است.

تالاب	ویژگیها
Playa	استخرهای سطحی، زودگذر یا حوضچه هستند که دارای تغییرات قابل توجه فصلی و آب و هوای نیمه خشک و خشک هستند. اغلب دارای شوری بالا و یا ممکن است به طور کامل خشک شوند.
Slough	به طور گسترده برای محیط زیست تالاب کانالی شکل یا مجموعه ای از دریاچه های کم عمق استفاده می شود. آب راکد است و یا ممکن است آرام آرام به صورت فصلی جریان داشته باشد.
Swamp	دارای مشخصه های جنگلی، درختچه و یا پوشش نی (مرداب) است. به آب های غنی از مواد مغذی و غنی بودن زمین به خاکهای معدنی به دست آمده از آن بستگی دارد.
Wet meadow	علفزار مرطوب با دشتهای باز و خاکی که از آب اشباع شده ولی در بیشتر طول سال ثبات آب وجود ندارد.
Open water	عمیق تر ، و معمولا استخرهای چندساله ای در داخل تالاب ها و در بخش های کم عمق دریاچه ها و رودخانه ها وجود دارند. معمولا به خانه ماکروفیتها معروف هستند.

۲-۱- ارزش های گوناگون تالاب ها

هر تالاب از انواع زیادی از اجزاء بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی از قبیل گیاهان، جانوران، مواد غذایی، آب، خاک و غیره تشکیل شده است. نوع و نحوه کارکرد و ارزش هر تالاب بستگی به فرایند بین این اجزاء دارد. مانند کنترل سیلاب، طوفانها و تبدیل شرایط آب و هوایی. فرایند بین اجزاء، موجب بوجود آمدن تولیداتی مانند منابع گیاهی، آبزیان و حیات وحش می شود. تالاب نه تنها از نظر تنوع زیستی بسیار با ارزش است، بلکه به عنوان یک میراث منحصر به فرد فرهنگی به حساب می آید.

عمده اهمیت تالاب هابقرار زیر هستند (مجنونیان، ۱۳۷۹):

-تغذیه آب های زیرزمینی مانند تغذیه چشمه ها و لایه های آبدار

-تغذیه آب های زیر زمینی مورد بهره برداری مستقیم

-تنظیم جریان آب و کنترل سیلآب ها

-جلوگیری از نفوذ آب شور

-حفاظت در برابر نیروهای طبیعی مانند خطوط ساحلی و کنترل فرسایش و باد شکن

-نگهداری رسوبات

-نگهداری مواد غذایی

-تولید و صدور بیوماس

-پاکسازی مواد سمی

- منبع تولید فرآورده های طبیعی مانند منابع جنگلی، حیات وحش، آبزی پروری، تأمین علوفه، منابع کشاورزی، منابع انرژی

- وسیله ای برای ترابری آبی
- وسیله ای برای بانک ژن و تنوع زیستی
- زیستگاهی با اهمیت برای چرخه زیستی گونه های گونه های گیاهی و جانوری
- اهمیت برای تفریح و توریسم و اکوتوریسم
- اهمیت اجتماعی و فرهنگی، زیبا شناسی، اهمیت معنوی، مذهبی
- اهمیت پژوهشی و آموزشی
- حفظ فرایندها و سیستم های اکولوژیکی، ژئولوژیکی، ژئومورفولوژیکی، مانند (جذب و کاهش کربن، تولید اکسیژن، تولید ازت قابل جذب در سیکل ازت، حفظ میکروکلیمای محلی، جلوگیری از توسعه خاکهای سولفاته، اسیدی)

۳-۱- مدیریت تالاب ها

مدیریت تالاب ها، کلیه اقدامات درون، پیرامون تالاب و همچنین هرگونه فعالیتی که بنحوی تالاب ها را تحت تأثیر قرار می دهند را شامل می شود. اهداف مدیریتی در مورد تالاب های طبیعی شامل حفاظت از عملکردها و یا احیاء عملکردهای تخریب شده میباشد (NCSU, 2008). بند ۱-۳ از معاهده کنوانسیون رامسر، بیان می دارد که کشورهای عضو موظفند طرح های خود را به نحوی برنامه ریزی نمایند که در جهت حفاظت از تالاب های مورد نظر این کنوانسیون به اجرا در آیند و تا جایی که ممکن است در جهت استفاده بخردانه از تالاب های خود گام بردارند. اما پاسخی کامل و در خور به این پرسش که " چگونه می توان به مفهوم استفاده بخردانه از تالاب ها دست یافت؟" مشکل بنظر می رسد.

در سومین اجلاس کشورهای عضو در کنوانسیون رامسر که در ۲۷ می تا ۵ ژانویه ۱۹۸۷ در کانادا برگزار شد" استفاده بخردانه از تالاب ها" اینچنین معرفی گردید "استفاده بخردانه" در حقیقت، استفاده پایدار از منافعی است که ضمن حفظ خصوصیات طبیعی اکوسیستم حاصل می شوند." استفاده پایدار" از تالاب ها، اینچنین تعریف می شود: استفاده بشر از یک تالاب به شکلی که قابلیت برداشت بیشترین محصول از آن وجود داشته باشد و سود حاصل از آن برای نسل حاضر بطور مداوم امکان پذیر بوده و پتانسیل این سودمندیها نیز برای رفع نیازهای نسل های آتی از بین نرود."خصوصیات طبیعی اکوسیستم" شامل اجزاء فیزیکی، زیستی و شیمیایی نظیر خاک، آب، گیاهان، جانوران، مواد غذایی و ارتباطات متقابل میان آنهاست. مفهوم استفاده بخردانه در مورد کلیه تالاب ها و سیستم های حمایت کننده آنها قابل کاربرد میباشد. این مفهوم، فرایندهای بلند مدت سیاست های ملی، که در مورد تالاب ها به اجرا در می آیند و همچنین اقدامات و فعالیت های ضروری و سریع را نیز به سوی استفاده های بخردانه از تالاب ها سوق می دهد (فرخیان، ۱۳۷۴)

٤-١- تالاب هورالعظیم

در ایران تالاب های بین المللی متعددی وجود دارد که به علت شرایط خاص اقلیمی و جغرافیایی دارای ویژگی های منحصر به فردی می باشند. برای اولویت بندی تالاب های کشور بر پایه موقعیت ارزشی «حدود ۷۵ تالاب حائز اهمیت کشور مشتمل بر ۶۳ تالاب ثبت شده در دانشنامه تالاب های خاورمیانه «با استفاده از معیارهای پنجگانه «پرندگان « ماهیان « عوامل تهیه کننده مسایل اقتصادی و اجتماعی و موقعیت حفاظتی آنها مورد مطالعه و ارزیابی قرار گرفتند (حسن زاده کیابی وهمکاران ۱۳۸۳). هر یک از تالاب ها بر اساس ارزش های چندگانه خود امتیازاتی را کسب نموده و جایگاه و منزلت آنها در مجموعه تالاب های ارزیابی شده است.

در این میان تالاب های بین النهرین درجنوب عراق وایران دارای اهمیت جهانی هستند. تالاب هورالعظیم با امتیاز ۱۰۰ در بالاترین رده قرار گرفته است. تالاب های بین النهرین شامل سه هور می باشند که یکی از آن ها هورالهویزه است. تالاب هورالعظیم یا هورالهویزه، بخشی ازتالاب دائمی آب شیرین در بین‌النهرین سفلی است که میان دو کشور ایران و عراق قرار گرفته است (مختاری و همکاران، ۱۳۸۸). حد شرقی تالاب در خاک ایران، در شمال غرب شهرستان بستان و در نزدیکی روستای چزابه به مختصات ۴۷ درجه و ۵۷ دقیقه شرقی و۴۷ درجه و ۱۶ دقیقه غربی قرار گرفته است. این تالاب از شمال درمحدوده جغرافیایی۳۱ درجه و ۴۷ دقیقه و ۵۷ دقیقه شرقی و ۴۷ درجه ۱۶و دقیقه غربی ، از مغرب در محدوده جغرافیایی ۳۱ درجه و ۴۷ دقیقه در مجاورت روستای سوله و از سمت جنوب نیز در عرض جغرافیایی ۴۱ درجه قرار گرفته است. قسمت شمالی و مرکزی تالاب دائمی است، اما بخش های پایینی و جنوبی به صورت فصلی افزایش می یابند. بر اساس مطالعات موجود، هورالعظیم در ارتفاع ۴ متری از سطح دریا قرار گرفته و دارای مساحت ۲۲۲۰ کیلومتر مربع می باشد که با احداث خاکریز مرزی توسط کشور عراق مساحت آن در خاک ایران به ۸۷۹ کیلومتر مربع رسیده است (Garstecki, and Amr , 2011).

هورالعظیم یاهورالهویزه درجنوب غرب شهرستان جدیدالتأسیس هویزه واقع بوده وشهررفیع مرکز بخش نیسان در۳ کیلومتری آن قرار دارد. این تالاب شاهدی زنده براقوام وتمدنهای مختلفی از بدو خلقت تاکنون بوده است این تالاب یابه اصطلاح محلی«هور» همواره منبع اقتصادی غنی ای برای مردم مجاور آن بوده وحاشیه نشینان هور که مردمی از تبار عرب می باشند بواسطه نعمات موجود درآن امرار معاش می نمودند و تا قبل ازجنگ تحمیلی ده ها روستا و آبادی حاشیه هور با استفاده از هور و نیز از آبزیان آن اقتصاد خانواده های خویش راتأمین می کردند. اما تقریباً تمام روستاهای مجاورهور بجز شهر رفیع به طور کلی ازبین رفته وعملاً جز اسمی آز آنها چیزی برجای نمانده است از جمله ی این روستاها می توان به روستاهای زیر اشاره کرد: حسچه، لولیه، عمه، کسر، مچریه، محیّره، سیّدیّه، ابوچلاچ، مشیمشیّه، جرایه، طبر، شط علی،زهیریه،برگه ،برص و...پیشینه تاریخی این تالاب ها نیز بسیار مورد توجه جهانیان است، بررسی‌ها نشان داده که این تالاب ها زمانی مساحتشان به دو میلیون هکتار می‌رسید و تقریبا یک‌سوم مساحت عراق را اشغال می‌کرد به طوری که بالاتر از بغداد شروع

شده و تا اروندرود ادامه می‌یافت. هورالظعیم که یک سوم در ایران و دو سوم آن در عراق واقع شده یکی از زیستگاه‌های حساس و مهم پرندگان مهاجر آبزی و بومی منطقه است و حواصیل، غاز پیشانی سفید، شغال، روباه، گربه جنگلی، سمور آبی، گراز، ماهی شیر بت و انواع ماهی کپور از جمله حیات وحش منحصر به فرد این تالاب هستند. این هور تنها تالابی است که بر اساس بررسی های کارشناسی از ۱۰۰ نمره، نمره ۱۰۰ را کسب کرده و هیچ تالابی تاکنون چنین نمره ای را به دست نیاورده است و بیشترین تعداد پرنده‌های در معرض خطر در این تالاب به‌سر می‌برند، این تالاب از نظر حجم و انوع پرنده نیز بسیار قابل توجه است .یکی از کارکردهای مهم تالاب، جلوگیری از طوفان شن و گرد و خاک است چراکه تالاب ها رطوبت خاک را بالا می‌برند و خشک شدن هورالعظیم چه در ایران و چه در عراق میزان وقوع طوفانهای شن را افزایش داده است و باعث شده استان خوزستان در سه سال اخیر با گرد و غبارهایی حدود ۲۱ برابر استاندارد مواجه شود.

۱-٤-۱- نگاهی بر وضعیت طبیعی و حیاتی هورالعظیم

بررسی ترکیبات لایه‌ها و رسوبات مربوط به هور و اطراف آن، شواهد بسیار گویایی دارد که هورالعظیم قسمتی از دریای کم عمق خلیج فارس بوده است که دائم تحت تاثیر رسوب گذاری بی وقفه رودخانه‌های بزرگی چون دجله، فرات، کارون، کرخه، دویرج و حیمه قرار گرفته است. عمق تالاب از شمال به جنوب کاهش می یابد و بیشترین عمق آن به ۸ متر می رسد. عمق آب در شمال هور بیشتر از جنوب آن است به عبارت دیگر قسمت‌های عمیق هور اولا در شمال آن قرار دارند و ثانیا محدود و کم وسعت هستند. بخشی از این تالاب فصلی بوده و بخش دیگر آن دائمی می‌باشد. منابع تامین کننده آب تالاب شامل رودخانه کرخه و انشعابات آن (هوفل« نیسان») میحه و دویرج از ایران و زیر مجموعه کهلا و مشرح از دجله در عراق می باشند. دویرج و میمه از ایران سرچشمه گرفته و بعد از ورود به خاک عراق وارد هور می شوند. جریان ورود آب به هورالهویزه از طریق احداث سد بر روی رودخانه کرخه در سال ۲۰۰۱ و با آغاز احداث دایک با بلندی ۶ متر در مرز ایران و عراق در اوایل سال ۲۰۰۰ و تکمیل ساخت آن در سال ۲۰۰۹ ، بسیار کاهش یافت. جریانی که پیش از احداث دایک ۵ میلیون مترمکعب آب در سال(قبل از ۱۹۹۰)، به ۲.۲ مترمکعب در سال رسیده زیرا رودخانه تغذیه کننده تالاب، رودخانه کرخه، کاملا متوقف شده و میزان آب بدلیل تغییرات شرایط اقلیمی در منطقه بسیار کاهش یافته است. دایک، هوراالعظیم و هورالهویزه را جدا کرده است. لذا الهویزه از طریق آب باران و رودخانه های مشرح و کهلا در عراق تغذیه میشود(Ramsar report, 2014) .

یک بند در طول یک بخش از دایک ایجاد شده که اجازه می دهد آب در زمانی که سطح آب در هورالعظیم بالا است به شکل سرریز از ایران به عراق وارد شود. اما این احتمالاً، تنها باعث می شود که یک سهم کوچک و نامنظمی از جریان آب در الهویزه وجود داشته باشد. همچنین این نگرانی نیزکه آب از طرف ایران حاوی

آلاینده ها است، به خصوص کادمیوم بدلیل فعالیتهای نفتی در سراسر هور العظیم، وجود دارد (Ramsar report, 2014).

وسعت هور در حالت طبیعی تحت تاثیر نوسانات اقلیمی (دما، تبخیر و بارندگی) بوده و تابعی از رژیم رودخانه‌های تامین کننده آب آن به ویژه کرخه و دجله می‌باشد اما در حال حاضر به دلیل فعالیت‌های طبیعی و غیر طبیعی از حالت عادی خارج شده و اختلاف زیادی بین وسعت زمستانه و بهاره با وسعت پاییزه و تابستانه دیده

می شود. جاده های موجود در تالاب جاده طبر- شط‌علی و جاده شرکت نفت از جمله راه‌های دسترسی جهت مشاهده حیات وحش می باشد.

هورالعظیم به علت بهره‌گیری حاشیه نشین‌ها وساکنین شهرهای نزدیک به آن وتخریب‌های ایجاد شده در دوران جنگ تحمیلی و پیامد آن، صدمات جدی را متحمل شده‌است. به‌علاوه احداث و راه‌اندازی کارخانجات وکارگاه های صنعتی درمحدوده آن نیز در به‌هم خوردن و آشفتگی این اکوسیستم، نقش به سزایی را داشته‌اند. این تالاب که از لحاظ تنوع گیاهی و جانوری زمانی غنای بسیاری داشته، امروز در ورطه نابودی کامل قرار گرفته است، منابع طبیعی آن که همان گیاهان و جانوران باشد به شدت دچار خسران شده‌است. قسمت ایرانی این تالاب سال‌هاست در دست شرکت ملی نفت ایران قرار گرفته تا از آن در زمینه مطالعه و استخراج نفت بهره گیرند. حفر کانال توسط شرکت نفت در این تالاب به نظر اکثر کارشناسان محیط زیست و همین-طور مردم محلی، دلیل اصلی خشک شدن این تالاب بسیار مهم است. تاکنون تخمین زده شده که بیش از نیمی از قسمت ایرانی این تالاب کاملا خشک شده است. گفته می‌شود با شروع عملیات حفاری حداقل ۵۰۰ خانواری که در روستاهای مجاور این تالاب بین‌المللی زندگی می‌کردند، و شغل اکثر آن‌ها وابسته به حیات هورالعظیم بود بی‌کار شدند. اکثر آنها صیاد و دامدار و کشاورز بودند و در هورالعظیم ماهیان نادری زندگی می‌کردند که تنها در جنوب ایران و همین‌طور قسمتی از عراق یافت می‌شد که با خشک شدن تالاب نسل‌شان منقرض شده است. یکی دیگر از عوارض خشک شدن هورالعظیم مهاجرت وسیع مردم محلی است که در مجاورت هورالعظیم زندگی می‌کردند. در کنار این تالاب دو منطقه به نام دشت آزادگان و هویزه وجود دارد که شامل چند روستا است. بعد از خشک شدن هورالعظیم تنها یک خانوار در دشت آزادگان ساکن است و تنها دو روستای کوچک در هویزه باقی ماندند اما به خاطر کم آبی تقریبا تمام روستاهای مجاور هورالعظیم نابود شدند. اکثر خانواده هایی که در هورالعظیم زندگی میکردند به دلیل خشک شدن به سمت سوسنگرد و اهواز مهاجرت کردند. به علاوه برداشت خاک از هورالعظیم به دلیل فعالیتهای نفتی فاجعه ای برای محیط زیست منطقه به حساب می آید. خشک شدن تالاب باعث بروز ریزگردها در اکثرشهرهای کشور در سالهای اخیر شده است. با توجه به وضعیت بحرانی هور العظیم وزارت نیرو برای تأمین سالانه ۱/۲۷میلیارد مترمکعب حقابه تالاب هورالعظیم باید بتواند به خوبی با مدیریت منابع آبی استان اقدامات

لازم را انجام دهد. همچنین همکاری ویژه وزارتخانه‌های نفت و جهادکشاورزی در کنار وزارت نیرو در راستای احیای هر چه سریع‌تر تالاب بین‌المللی هورالعظیم ضروری است. از مهم‌ترین اقدامات در راستای احیای تالاب هورالعظیم تغییر الگوی کشت و آبیاری در مسیر این حوزه ، متوقف کردن تمام طرح و برنامه‌های در حال اجرا و در حال مطالعه که حقابه آنها از رودخانه کرخه تأمین می‌شود نیز از دیگر برنامه‌ها در راستای احیای این تالاب است. در زمان ۸سال دفاع‌مقدس به‌دلیل احداث جاده‌های دسترسی، تالاب هورالعظیم به ۵ حوضچه تبدیل شده است. عمق کم تالاب هورالعظیم این امکان را به راحتی برای تقسیم‌کردن آن به چندین بخش فراهم کرده بود. استفاده بهینه از زهآب های کشاورزی برای احیای حوضچه‌های ۴و ۵تالاب هورالعظیم نیز در دستور کار وزارت جهادکشاورزی به‌منظور آبرسانی بیشتر به تالاب هورالعظیم قرار دارد. تغییر در ساخت‌وسازهای وزارت نفت در حوضه این تالاب و بازگشایی حوضچه شماره ۳نیز در حال انجام است. لایروبی تمام رودهایی که از بخش‌های مختلف تالاب عهده‌دار ورود آب به هورالعظیم هستند نیز لازم الاجراست. طی ۲۰سال گذشته در این رودها رسوب‌گذاری صورت گرفته است و همین امر مانع ورود آب کافی به هورالعظیم شده است (مختاری و همکاران ، ۱۳۸۸).

از این رو مطالعه وضعیت زیستی و اکوسیستم آبی این منطقه بسیار قابل ملاحظه و مهم می باشد. به علاوه نبودن اطلاعات جامع و بنیادی در خصوص ویژگیهای اکولوژیک تالاب هورالعظیم براهمیت وضرورت این امر می افزاید. درک روند تغییرات و شناخت سیر تحولات اکوسیستم‌ها به طور عام و تالاب ها به عنوان اکوسیستم های حساس، به طور خاص، می تواند پیش بینی صحیحی از وضعیت آتی آنها در صورت تداوم روند حاکم بر آنها، ارائه دهد. احداث جاده و خاکریز علاوه بر قطع ارتباط آبی بخش هایی از تالاب، سبب تبدیل آنها به شوره زار و خشکی نیز شده است. این روند در چرخه طبیعی منابع غذایی نیز تأثیرگذار بوده است، به گونه‌ای که موجب محدود شدن توزیع منابع غذایی در دسترس در منطقه و به عبارت دیگر مانع پراکندگی منطقی این منابع در حاشیه هور نیز شده است. تداوم این روند در نهایت باعث ناامنی محیط زیست جانوران مختلف در زنجیره غذایی و بر هم خوردن نظم اکولوژیکی منطقه خواهد شد. در حال حاضر به دلیل عوامل طبیعی (خشک سالی و سیل) و انسانی (سدسازی، زهکشی، جنگ، آلودگی و...) این میراث طبیعی با ارزش با خطر ناپایداری و تخریب شدید زیست محیطی روبرو است که در نتیجه کاهش تنوع زیستی، کاهش منابع آب های زیر زمینی و کاهش کیفیت محیط زیست بشری را به دنبال دارد.

۲-٤-۱- پوشش گیاهی و فون جانوری هورالعظیم

تالاب از نظر منابع گیاهی و جانوری دارای تنوع زیادی می‌باشد و محل زندگی گونه‌های آسیب پذیر و درخطر انقراض نیز هست. در هور، انواع پرندگان، گیاهان و ماهی‌ها یافت می‌شوند. ویژگی‌های فوق‌الذکرسبب شده تا هور در فهرست مهمترین تالاب های،هم منطقه و هم بین المللی قرار بگیرد.

از عمده ترین منابع گیاهی موجود در هور که پس از آبگیری (۲۰۰۱-۲۰۰۵) در منطقه غالب می باشد شامل گونه های گیاهان *Typha minor: ,Lemna ,Salvinia natans ,Ceratophyllum demersum ,Phragmites australis* , *domiingensis* است (Richardson and hussain, 2006).

تاکنون ۵۴ گونه پرنده از جمله غاز وحشی، مرغابی، لک لک، حواصیل، قره قاز، بوتیمار، غم خورک و لک لک مصری(Abed et al., , 2007)، شناسایی شده و در فصل زمستان انواع پرندگان از جمله غاز، مرغابی، پلیکان، درنا و ... به این منطقه و مناطق همجوار آن مهاجرت می کنند. در بین پرندگان بومی هور دراج، اردک مرمری، چنگر معمولی، باکلان کوچک و در بین پرندگان مهاجر اردک بلوطی، غاز پیشانی سفید، عروس غاز، اکراس آفریقایی از اهمیت بیشتری برخوردارند. پستاندارانی چون حشره خوار، سمورآبی و گاومیش (Abdulhasan and Salam 2008) و انواع متنوعی از بی مهرگان شامل کرم ها، نرمتنان و بندپایان در هورالعظیم مشاهده شده است. تالاب هورالعظیم در گذشته نه چندان دور یکی از عمده ترین منابع اقتصادی از نظر صید و صیادی ، پرورش ماهی ، تعلیف دام ها و کشاورزی مردم شهرستانهای هویزه و دشت آزادگان بوده است. ماهیان هورالعظیم متجاوز از ۲۰ گونه اند که اغلب آنها شیلاتی و قابل صید هستند. علاوه بر ماهیان بومی بعضی از ماهیان خلیج فارس در فصل تخم‌ریزی در آب های هورالعظیم تخمگذاری می نمایند. آب ها ماهیان هورالعظیم عبارتند از بنی، شیربت، گتان، برزم، حمری، ماهی شلج، بیاح، ماهی هامور معمولی، ماهی کپور نقره‌ای، ماهی کپور سرگنده و ماهی آمورسفید. در هورالعظیم گونه ارزشمند و در معرض خطر انقراض لاک پشت لاک نرم وجود دارد. از پستانداران منطقه می توان گراز، شغال، خرگوش و شنگ را نام برد. جنگ تحمیلی ، مهاجرت مردم و خشکسالی باعث شده که این تالاب متحمل خسارات فراوانی شود وبا وجود بازسازی های انجام شده، هنوز به شرایط مطلوب دست نیافته است، چون تالاب هورالعظیم تشنه آب است عوامل عمده ای همچون کمبود آب ، اکتشافات نفتی در تالاب و ساخت جاده های آنتنی ، سبب شده آب در هور العظیم حرکت کامل نداشته باشد وبخشی از تالاب بصورت باتلاق درآید وعوارض مخربی مانند افزایش مرگ ومیر آبزیان وکاهش صید وصیادی را بر جای گذارد (پاپهن شوشتری و همکاران، ۱۳۸۷).

۳-٤-۱- نقش آب و رودخانه های تغذیه کننده تالاب

شکل گیری، تداوم، اندازه و عملکرد تالاب ها توسط فرآیندهای آب کنترل می شود. توزیع و تفاوت در نوع تالاب ازنظر ترکیب گیاهی و نوع خاک در درجه اول به زمین شناسی، توپوگرافی، و آب و هوا آن بستگی دارد. تفاوت در تولیدات ناشی از حرکت آب در داخل تالاب، کیفیت آب، و اختلال های طبیعی و یا انسانی ناشی ازآن بر می گردد که به نوبه خود، می تواند خاک و پوشش گیاهی، سرعت آب، مسیرهای جریان، و شیمی تالاب را تغییر دهد. بنابر این عملکرد آب و کیفیت آب تالاب ها، به نقش آنها در تغییر مقدار یا کیفیت آب آنها بر می گردد (Carter 1986).

فرآیندهای هیدرولوژیک در تالاب، روندی است که در خارج از تالاب ها و در مجموع به عنوان چرخه حیات آن رخ می دهد. اجزای عمده این چرخه هیدرولوژیکی جریان بارش، سطح آب، جریان آب های زیر زمینی، و تبخیر و تعرق است. تالاب ها به طور مستمر با دریافت و از دست دادن آب از طریق تبادل با اتمسفرو رودخانه ها به تعادل نسبی می رسند. بنابر این آب و زمین هر دو یک محیط مساعد زمین شناسی مناسب و مداومی برای وجود تالاب ها هستند. بودجه آب تالاب در کل از جریان ورودی و خروجی آب از تالاب بدست می‌آید. اهمیت نسبی هر جزء در حفظ تالاب ها متفاوت است، اما همه این مولفه‌ها در تقابل برای ایجاد هیدرولوژی تالاب منحصر به‌فرد هستند (Winter, 1981).

رودخانه‌های کرخه، نور، سابله، بستان و نیستان از سمت شرق و دویرج ومیمر از سمت شمال و کهلاء و مشراح از سمت شمال شرقی وارد هور می‌شوند. مهمترین رودخانه تغذیه کننده هور، رودخانه کرخه می‌باشد. منشا تامین آب هور منابعی چون آب باران، رودخانه، کانال های زهکشی و چشمه‌های زیر آبی می‌باشند، ضمن اینک تحت تاثیر هورالعمار و مد خلیج فارس نیز می باشد. آب هور در بخش‌های کشاورزی، شرب، آبزی پروری و دامپروری مورد استفاده قرار می‌گیرد. می‌توان گفت که آب هور شیرین و آب تالاب شور است. منطقه‌ای که هور در آن واقع شده در تقسیمات قاره‌ای، جزء مناطق فوق حاره محسوب می‌شود اما در این ناحیه عامل و پدیده غالب جوی علیرغم آنچه که در سطح قاره‌ای مطرح است، خشکی نیست بلکه در این جا، دما است که نقش اساسی را دارد و رطوبت نیز به مقدار کافی وجود دارد منتهی گرما باعث شده که میزان تبخیر بالا باشد(مهندسین مشاور سازآب پردازان، ۱۳۸۳).

۵-۱- هیدرولوژی رودخانه کرخه

رودخانه کرخه که در بین طولانی ترین رودخانه های ایران قرار دارد، مهم ترین سهم جریان آب را به تالاب هورالعظیم بر عهده دارد. رودخانه کرخه حوضه آبریز وسیعی حدود ۴۸۵۰۰ کیلو متر مربع را شامل می شود که عمدتا در محدوده شمال زاگرس قرار گرفته است. رودخانه کرخه دارای دو شاخه اصلی، رودخانه های سیمره وکشکان است. این دو شاخه با پیوستن در پل دختر در استان لرستان و پس از آن، در مسافت های کوتاهی، وارد استان خوزستان می شوند (شکل۲-۱). ایستگاه اندازه گیری پای پل در استان خوزستان دارای بیشترین تخلیه از حوضه بالادست است که در آن حداکثر تخلیه ثبت شده است. این ایستگاه در بین حوضه های کوهستانی و سرزمین خوزستان قرار دارد که در بالا دست آن سد مخزنی کرخه احداث شده است. سطح مخزن حدود ۴۲۶۰۰ کیلو متر مربع است که بین سالهای ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۲ آبگیری شده است. دشت های مختلف، بالغ بر حدود ۷۰۰۰۰ هکتار در بالادست دشت آزادگان وجود دارند که توسط کرخه آب‌گیری می‌شوند. به استثنای یک دشت،

دشت های دیگر در ساحل راست رودخانه واقع شده‌اند و به‌طور کامل به منابع آب از بالادست رودخانه کرخه

وابسته‌اند. آب‌گیری این دشت‌های توسط پروژه توسعه آبیاری کرخه (KID) طراحی شده است. دشت‌های پایین دست رودخانه، دشت بزرگ آزادگان (۲۲۰۰۰۰ هکتار) است که منطقه توسعه اصلی KIDP می باشد. جریان آب در این رودخانه در قبل و بعد از آبگیری سد مخزنی کرخه (جدول ۲-۱ و شکل ۲-۲) بیانگر این است که اختلال در مجموعه تالاب (بخش شمالی) موجب تخریب در قسمت جنوبی شود. به طور کلی، پیش بینی شده است که جریان آب سالانه در ماه های بهار به مقدار نصف می رسد (UNEP 2004).

رودخانه کرخه در استان خوزستان، وارد یک دشت نسبتا مسطح شده و موجب کاهش شیب رودخانه به طور متوسط ۰/۴۳ متربر کیلومتر بین پای پل و حمیدیه می شود که بین حمیدیه و سوسنگرد در نزدیکی تالاب هوالعظیم به حدود متوسط ۰/۱۶متر برکیلومترمیرسد. که در کل محدوده تالاب هورالعظیم شیب به چند سانتی متر در هر کیلومتر سقوط می کند (Iraq National Marshes and Wetlands Committee, 2008).

٦-١- پیشینه مطالعات

در گزارشی که فاین لی سون در سال ۲۰۰۳ با نام ارزیابی و پایش تالاب های گرمسیری انجام داد، بیان نمود که علاوه بر ظرفیت سازی و آموزش، نیاز به وجود یک سازمان غیردولتی بین المللی که با دفاتر و پروژه ها و با بسیاری از کشورهای عضو مرتبط باشد مطرح شده و در مدل WIAM به جمع آوری اطلاعات زیست محیطی تالاب و توصیف و ارزیابی فشار و خطرات مرتبط با تغییرات نامطلوب زیست محیطی و نظارت بر اطلاعات در مورد هر گونه تغییر، می پردازد (Finlayson, 2003). در کتابی که توسط آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا با نام روشهایی برای ارزیابی شرایط تالاب ها نوشته شده است، پارامترهای بیو ژئوشیمی به عنوان شاخصی مناسب برای توصیف وضعیت مواد مغذی در تالاب هستند. فرآیندهای بیو ژئوشیمی در خاک و ستون آب می توانند بعنوان عملکرد اکوسیستم در ارتباط با ارزش های تالاب (به عنوان مثال بهبود کیفیت آب از طریق ترکیب نیترات سازی، ذخیره سازی طولانی مدت مواد مغذی در مواد آلی، و غیره) باشند. نهایتاً مجموعه ای از شاخص های اساسی و پیشرفته تر بیو ژئوشیمی را که می تواند مورد استفاده قرار گیرد برای توصیف وضعیت تالاب و آن ارزیابی

شاخص ها معرفی نماید (Ramesh Reddy & Clark, 2008). شهسواری پور و همکاران در سال ۱۳۸۶ پژوهشی در رابطه با بررسی کیفیت آب تالاب بین المللی انزلی از نظر شاخص های شیمیایی و تعیین کاربری های مجاز آب تالاب با توجه به استانداردهای جهانی انجام دادند. نتایج حاصله نشان داد که با توجه به اهمیت تالاب بین المللی انزلی، لزوم کنترل ورود پساب های صنعتی وشهری به تالاب و حفاظت از این بوم سازگان بسیار ارزشمند به خوبی آشکار می شود.

فرخیان (۱۳۷۹) ، کیفیت آب تالاب شادگان را بر اساس فاکتورهای کیفیت آب و با استفاده از مدل کیفی مطالعه کرده است. تاکنون مطالعات زیادی در خصوص شناسایی و پراکنش گونه های آبزیان در منابع آبی

مختلف استان خوزستان انجام شده اما تا به حال بررسی جامع و کاملی روی جوامع ماهیان تالاب هورالعظیم صورت نگرفته است. Hussain و همکاران (۲۰۰۶) در بررسی های خود در تالاب الهویزه ۱۸ گونه ماهی را شناسایی نمودند. Mohmmed و همکاران (۲۰۰۸) ماهیان تالاب الهویزه (جنوب عراق) را شناسایی نمودند. دراین بررسی تعداد کل گونه های ماهیان تالاب هویزه ۱۵ گونه در ۵ خانواده را گزارش نمودند که خانواده ی کپور ماهیان خانواده غالب بوده است. در مطالعه ای ، ماهیان جنوب عراق شناسایی و تعداد ماهیان تالاب الهویزه را کمتر از ۱۵ گونه برآورد نموده اند (Abd et al., 2009). با توجه به منطقه مورد مطالعه، تاکنون تحقیقات متعددی در زمینه ی مطالعات اکولوژیک و لیمنولوژیک و کیفیت آب تالاب شادگان در استان خوزستان انجام شده است که از میان آنها به مرتبط ترین منابع اطلاعاتی اشاره می شود: طرح تحقیقاتی با عنوان مطالعات جامع تالاب شادگان (خلفه نیل ساز و غفله مرمضی، ۱۳۷۵) و بدنبال آن طرحی با عنوان مطالعات پایش تالاب شادگان (خلفه نیل ساز و همکاران، ۱۳۸۸). طرح تحقیقاتی با عنوان مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژیک آب های داخلی (تالاب شادگان) توسط اداره کل حفاظت محیط زیست استان خوزستان انجام شد که در این مطالعه به بررسی اثر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب بر جمعیت های فیتوپلانکتون های تالاب شادگان پرداخته شد (مروتی،۱۳۷۵). در حالیکه بدلیل موقعیت مرزی و نظامی تالاب هور العظیم مطالعات محدودی در آن انجام شده است و از مهمترین مطالعات انجام شده در سالهای اخیر، طرح جامع مدیریت تالاب هورالعظیم دانشگاه شهید چمران اهواز (پاپهن و همکاران، ۱۳۸۷)، مطالعات جامع هورالعظیم دانشگاه علوم و فنون خرمشهر(۱۳۸۸)، شرکت مهندسی ساز آب پردازان (۱۳۸۳)، مختاری و همکاران (۱۳۸۸) و در کشور عراق (Mohamed et al., 2008; Hussain et al 2006) که تمامی نتایج نشان از وجود شرایط سخت زیست محیطی ناشی از خشکسالی های سالهای اخیر و افزایش آلودگی ناشی از ورود پسآب های صنعتی، کشاورزی و شهری به رودخانه های منتهی به تالاب بوده است، به علاوه احداث جاده ها و خاکریز علاوه بر قطع ارتباط آبی بخشهایی از تالاب سبب تبدیل آنها به شوره زار و خشکی شده است. این روند در چرخه طبیعی منابع غذایی نیز تأثیرگذار بوده است. به گونه ای که موجب محدود شدن توزیع منابع غذایی در دسترس در منطقه و به عبارتی دیگر مانع پراکندگی منطقی این منابع در حاشیه هور شده است. تداوم این روند در نهایت باعث ناامنی محیط زیست جانوران مختلف در زنجیره غذایی و برهم خوردن نظم اکولوژیکی منطقه خواهد شد .

۷-۱- اهمیت و اهداف مطالعه

تالاب هورالعظیم به لحاظ برخورداری از پتانسیل و توانمندی های مختلف اقتصادی اجتماعی، اکولوژیک و تفرجگاهی، جایگاه ویژه ای در مجموعه اکوسیتمی و محیطی به خود اختصاص میدهد . پیچیدگی و گستردگی و یگانگی گستره بین مرزی در مقایسه با پهنه های اکولوژیکی از یک سو و کمبود مطالعات پایه و پشتوانه تجربی مدیریت آنها از سوی دیگر روند توسعه سیستمهای حفاظت شده مذکور را به شدت تحت تاثیر قرار

میدهد. با توجه به نقش و اهمیت تالاب به عنوان منبع ارزشمند حیاتی و با توجه به تغییرات احتمالی اکوسیستم آن در سالهای اخیر، تحت تاثیر شرایط اقلیمی ، فشار بهره برداران، دخالتهای انسانی و عوارض ناشی از موقعیت سوق الجیشی آن در منطقه مرزی، لزوم انجام مطالعه ای پیرامون بررسی وضعیت فعلی اکولوژیک آن ضروری بنظر میرسد. کیفیت زیستی تالاب اثرات مثبت بسیاری برای انسان و بهره برداری های اقتصادی از تالاب را فراهم می آورد. با دانستن اطلاعات مستمر از وضعیت اکولوژیک ، تغییرات پیش آمده و چگونگی روند تغییرات آن در سال های اخیر، می توان گام های اساسی برای حفظ و مدیریت آب تالاب برداشت و همچنین می تواند به عنوان مبنایی برای ارزیابی تالاب در آینده کاربرد داشته باشد.

این مطالعه در سال (۹۱-۱۳۹۰) در چهار نقطه انتخاب شده در هورالعظیم صورت گرفته است. این نقاط در محدوده چهار حوضچه هور قرار دارند که توسط دریچه ها میزان آب وردی آنها کنترل میگردد. دو ایستگاه در منطقه شط‌علی و دو ایستگاه در منطقه رفیع انتخاب گردید که در منطقه رفیع، ایستگاه اول در شمال جاده امام رضا (ST1) وایستگاه دوم، در جنوب جاده امام رضا (ST2) قرار داشت. ایستگاه سوم در طبر (ST3) و ایستگاه چهارم (ST4) در شط‌علی واقع شده بود (تصویر۲-۱) .

اهداف این مطالعه شامل:

۱- بررسی وضعیت عمومی و ریخت شناسی تالاب (مساحت و عمق) و بررسی تغییرات عرصه هور

۲- بررسی پارامترهای فیزیک و شیمیایی و کیفیت آب

۳- بررسی پلانکتونها شامل زئوپلانکتون و فیتو پلانکتون

۴- بررسی موجودات بنتیک (بنتوزها)

۵- تعیین در صد مواد آلی (TOM) و دانه بندی رسوبات

۶- بررسی ماهی شناسی و صید و صیادی

۲- مواد و روش ها

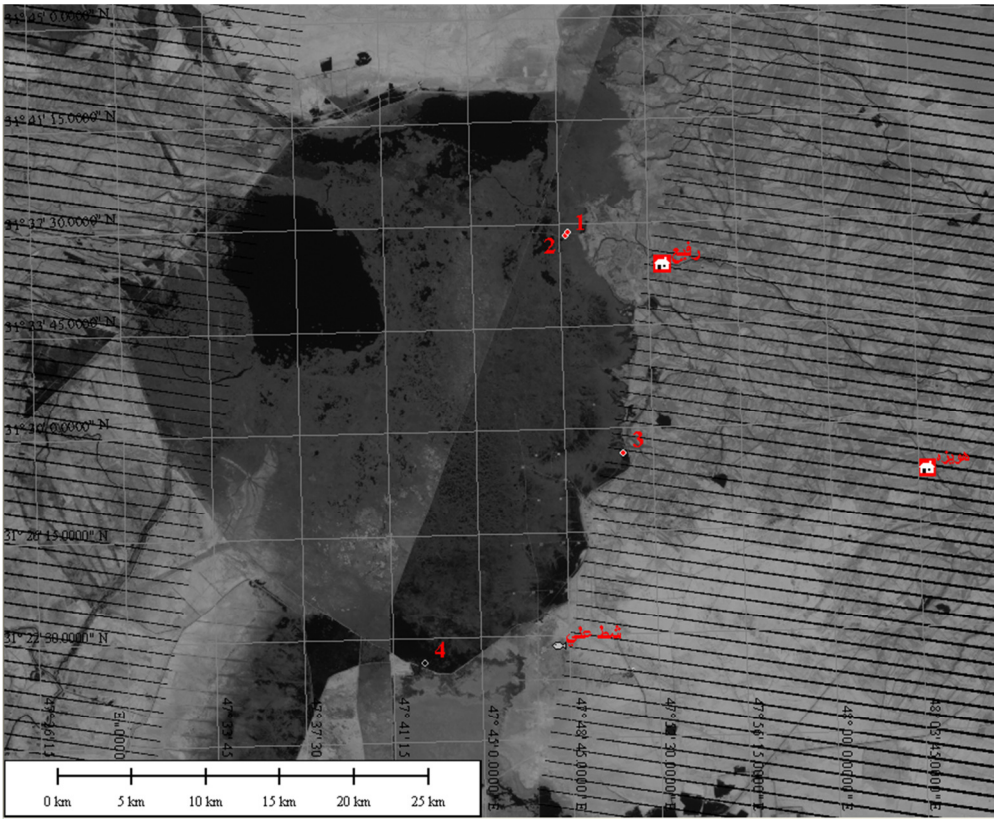
۲-۱- تعیین سطح تالاب هورالعظیم

تعیین سطح تالاب هورالعظیم براساس تصاویر ماهواره‌ای مطالعات جمع آوری شده قبلی، تصاویر سایت google earth و لندست ۷ که از سازمان فضایی ایران اخذ شده، صورت می‌گیرد. برای پردازش داده ها و تعیین سطح از نرم‌افزارهای Erdas imagine ver. 8.6، Global mapper ver. 10، Geomatica ver. 10 استفاده شده است.

برخی ازتصاویر حاصله خام بوده و بر روی آنها پردازش انجام گردید. ازآنجائیکه سطح تالاب به گونه ای است که قسمتهای وسیعی از آن در معرض خشک شدن می باشد و سطوح آب در تالاب بدلیل شیب کم تالاب در برخی نقاط بسیارکم بوده و آب در تمام تالاب پخش میگردد، گاهاً شاید سطح تالاب گویای واقعی از مقدار آب ابقاء شده در تالاب را نتواند بیان کند. بنابراین سعی شده است که ابتدا تالاب به نقاط مختلف عمق تقسیم بندی گردد و سپس با تعیین عمق های مختلف تالاب، پراکندگی هر عمق بهتر شناخته شود. در این بررسی سعی شده که منابع تغذیه کننده آب تالاب و توپوگرافی و اعماق تالاب و نیز روند تغییرات سطح تالاب در چند دهه مقایسه و با وضعیت کنونی آن بررسی شوند. قطعاً این داده ها می تواند پیش زمینه ای برای ارزیابی بسیاری از تغییرات اکولوژیکی تالاب باشند.

۲-۲- منطقه مورد مطالعه

در شکل ۲-۱ نقشه تالاب هورالعظیم ومناطق انتخاب شده جهت نمونه برداری ارائه شده است . در این مطالعه چهار ایستگاه ، دو ایستگاه شمال جاده امام رضا (۱) و جنوب جاده امام رضا (۲ درمنطقه رفیع) و دو ایستگاه طبر (۳) وشط علی (۴) در منطقه شط علی، انتخاب شده اند. مشخصات جغرافیایی نقاط تعیین شده در جدول ۲-۱ ارائه شده است.



شکل ۲-۱- نقشه تالاب هور العظیم و ایستگاههای انتخاب شده در آن در سال مطالعه ۹۱-۱۳۹۰

جدول ۲-۱-مختصات جغرافیایی ایستگاههای مورد مطالعه

ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
طبر	N 31° - 29 - 00.0	E 47° - 51 -28.4
رفیع	N 31° - 35 - 47.9	E 47° - 53 - 41.5
شط‌علی	N 31° - 21 - 33.4	E 47° - 42 - 25.8

۳-۲- فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و کیفیت آب تالاب هورالعظیم

در این بخش به آنالیز پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب تالاب می پردازیم. اندازه‌گیری دما و pH آب با استفاده از دستگاه قابل حمل مدل Hach و هدایت الکتریکی نیز توسط دستگاه در محل صورت گرفته است. جهت اندازه‌گیری آمونیاک یک نمونه آب در بطری درب سنباده‌ای به آزمایشگاه منتقل گردید. همچنین جهت اکسیژن محلول، دو نمونه از فاصله ۲۰ سانتی متری سطح برداشت و سپس توسط کلرورمنگان و یدور قلیایی در محل فیکس شد. جهت اندازه‌گیری BOD5 نیز دو نمونه در بطریهای درب سنباده‌ای از همان مکان برداشت گردید و پس از پیچیدن درکاغذ آلومینیم، به آزمایشگاه منتقل و به مدت ۵ روز در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد و محیط تاریک نگهداری گردید. اکسیژن محلول و BOD5 توسط روش وینکلر اندازه‌گیری شده‌اند. جهت انجام سایر آزمایشها حدود ۱ لیتر آب ازسطح برداشت و در بشکه‌های پلاستیکی به آزمایشگاه منتقل گردید. مخلوط

NH3 و یون آمونیوم توسط روش نسلر، شوری توسط روش مور (Mohr) و فرمول کندسن (Salinity =1.805[Cl-] +0.03) (Rilly, 1971)، سختی کل توسط تیتراسیونهای کمپلکسومتری، TDS توسط خشک کردن ۵۰ سی‌سی از نمونه آب در ۸۰ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری گردید. سایر فاکتورها توسط روشهای اسپکتروفتومتری به شرح زیر اندازه‌گیری شده‌اند.

یون $PO43^-$ تحت شرایط اسیدی توسط واکنش با آمونیم‌هپتامولیبدات، یون $NO3^-$ توسط احیا با کادمیم و سپس واکنش با سولفانیلیک اسید و نیتریت به کمک واکنش با سولفانیلیک اسید و تشکیل نمک حد واسط دی‌آزونیم اندازه‌گیری شده‌اند. کلیه آنالیزها بر اساس روش‌های استاندارد (Eaton et al., 2005) صورت گرفته‌اند.

به منظور اندازه گیری میزان کلروفیل **a**، نمونه برداری با استفاده از بطری نمونه بردار، یک لیتر آب بصورت مخلوطی از لایه سطحی تا نزدیک به کف در ایستگاه مورد نظر تهیه و در محیط تاریک و خنک نگهداری و در آزمایشگاه با فیلترهای ۰/۴۵ میکرون میلی پور تحت فشار پمپ خلاء فیلتر گردید و سپس جهت استخراج کلروفیل **a** به آن استون ۹۰٪ اضافه شد و یک شبانه روز در یخچال نگه‌داری و پس از به هم زدن نمونه در داخل لوله مخصوص سانتریفوژ با دور rpm ۳۰۰۰ قرار داده و میزان جذب محلول شفاف آن در طول موجهای ۷۵۰ ، ۶۶۴ و ۶۳۰ نانومتر با دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت و سپس با اعمال تصحیحات لازم مقدار کلروفیل **a** بر حسب میلی گرم در متر مکعب محاسبه گردید (Parson et al., 1992).

$$\text{mg chlorophylla/m3} = (C \times v) / (V \times 10)$$

v = حجم استون ۹۰٪ افزوده شده برحسب میلی لیتر

V = حجم نمونه آب فیلتر شده توسط فیلترهای میلی پور بر حسب لیتر

C = میزان جذب قرائت شده پس از انجام تصحیحات (در کوت ۱ سانتی متر)

۱-۳-۲- تعیین شاخص کیفیت آب

یکی از روشهای بررسی و ارزیابی میزان آلودگی در آب، استفاده از منحنی‌های استاندارد شاخص کیفیت می‌باشد که بر اساس آن، تاثیر مرکب پارامترهای بیولوژیک و فیزیکی و شیمیایی نشان داده می‌شود و از الگوی $WQI = \Sigma W_i Q_i$ تبعیت می کند که در آن:

W_i = وزن یا درجه اولویت عامل که از صفر تا ۱ تغییر می کند.

Q_i = عیار یا کیفیت پارامتر که تغییرات آن از صفر تا صد است.

WQI = شاخص کیفیت آب که تغییرات آن از صفر تا صد می‌باشد.

این الگو در سال ۱۹۷۰ توسط بنیاد ملی بهداشت آمریکا ارائه شد. طبق این الگو۸ فاکتور مهم و درجه اولویت آنها و نیز تاثیر مقادیر هر یک از آنها بر کیفیت آب (طبق منحنی های شاخص کیفیت) مشخص شد. مقادیر و

وزن این پارامترها در جدول۲-۲ ارائه شده است. جهت بررسی بار آلودگی، ایستگاههای مورد مطالعه با استفاده از منحنی های شاخص کیفیت از نظر میزان آلودگی ارزیابی و طبقه بندی گردید.

در این گزارش جهت محاسبه شاخص کیفیت آب از نرم‌افزار Water Quality Index Calculators استفاده شده است.

جدول ۲-۲- پارامترهای مهم و وزنهای انتخاب شده در نظام شاخص کیفیت آب

پارامتر	واحد	وزن
اکسیژن محلول	درصد اشباع	۰/۱۷
اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی	mg/l	۰/۱۱
آمونیاک	mg/l	۰/۱۶
pH		۰/۱۱
ارتوفسفات	mg/l	۰/۱۰
TDS	mg/l	۰/۰۷
درجه حرارت	ºC	۰/۱۰
نیترات	mg/l	۰/۱۰

پس از محاسبه شاخص کیفیت آب ماهانه در هر ایستگاه و سپس محاسبه شاخص کیفیت سالانه، با استفاده از جدول ۲-۳ کیفیت آب ایستگاه تعیین می گردد.

جدول ۲-۳- نظام طبقه بندی آب ها بر اساس اطلاعات به دست آمده از سیستم شاخص کیفیت آب

گروه	شاخص سالانه	وضعیت عمومی آب
۱	۱۰۵۰ - ۱۲۰۰	آب پاک و سالم، بدون تماس یا با تماس با آلودگی خانگی، ایده‌آل برای مصارف طبیعی نظیر پرورش ماهی و حیات وحش، مراحل بحرانی تولیدمثل بندپایان و نرم‌تنان بدون تنش سپری می‌شود. ممکن است در برخی از رودخانه‌ها مشاهده شود.
۲	۸۵۰ - ۱۰۴۹	شروع تغییرات جدی در ویژگی آب تحت تاثیر تخریب محیط زیست و تماس با آلودگی های خانگی و کشاورزی، ایجاد تغییرات جزیی در بخش‌های ساختمانی اکوسیستم آبی، قابل استفاده با تمهیدات جزیی برای مصارف خانگی و صنعتی، مناسب برای تامین حیات وحش و پرندگان مهاجر، تولید مثل نرم‌تنان و بندپایان دچار نقصان شده و بازدهی جامعه پلانکتون کاهش یافته است. تولید مثل ماهیان مهاجر تحت تاثیر قرار می گیرد.
۳	۶۵۰ - ۸۴۹	ایجاد تغییرات شدید در مشخصات آب، شروع تغییرات در مکانیسم‌های طبیعی و جامعه زنده، تغییرات در بخش های ساختمانی به ویژه بستر آب، شروع تغییرات در رنگ و بوی آب، قابل استفاده

گروه	شاخص سالانه	وضعیت عمومی آب
		با تمهیدات جدی برای مصارف خانگی و صنعتی، قابل استفاده برای پرندگان مهاجر، پستانداران و دوزیستان، کاهش بازدهی تولید مثل در ماهی‌ها و سایر گروه‌های جانوری، امکان وقوع تلفات مهره‌داران در برخی ایام سال
۴	۴۵۰ – ۶۴۹	ایجاد تغییرات خطرناک در سیستم آبی، جایگزین شدن بخش عمده سیستم با گروه‌های مقاوم به آلودگی، ایجاد تلفات انبوه در مهره‌داران و سایر مصرف کنندگان آبزی، خطر شیوع بیماری و ایجاد مسمومیت برای انسان، ایجاد بوی آزاردهنده همیشگی، هزینه بالای تصفیه جهت استفاده‌های مرسوم، قابل استفاده برای گروه‌های جانوری سازگار با آلودگی، نابودی تقریبا کامل جامعه زنده بومی
۵	کمتر از ۴۵۰	آلودگی در سطح بسیار خطرناک، خطر جدی برای گونه‌های آبزی، اشغال محیط آبی برای جوامع هتروتروف، آلودگی های شیمیایی در حد بسیار زیاد، استفاده‌های مرسوم طبیعی عملا امکان پذیر نمی‌باشد. ممکن است در برخی از رودخانه‌ها به‌طور محدود مشاهده گردد.

در تقسیم بندی برگرفته از سایت http://www.csgnetwork.com جدول۲-۴جهت مقادیر کیفیت ماهانه WQI ارائه شده است:

جدول ۲-٤- طبقه بندی آب ها بر اساس مقادیر کیفیت ماهانه WQI

دامنه WQI	کیفیت
۹۰ – ۱۰۰	عالی
۷۰ – ۹۰	خوب
۵۰ – ۷۰	متوسط
۲۵ - ۵۰	بد
۰ - ۲۵	خیلی بد

٤-۲- روش مطالعه فیتوپلانکتون‌ها

۱-٤-۲- روش نمونه برداری فیتوپلانکتون‌ها

نمونه برداری از ۴ ایستگاه تعیین شده، به صورت ماهانه در طی یک سال از فروردین ماه تا اسفند ماه ۱۳۹۰ انجام شد. جهت نمونه برداری، از بطری نمونه برداری یک لیتری استفاده شد و از ۰/۵متری زیر سطح آب، و در هر ایستگاه هر ماه دو تکرار نمونه‌برداری انجام میشد.سپس نمونه‌ها در ظرف های پلاستیکی درب دار در فرمالین ۴ درصد فیکس شدند (Bellinger and Sigee, 2010) .

۲-٤-۲- روش شناسایی فیتوپلانکتون‌ها

در آزمایشگاه، پس از به هم زدن و یکنواخت کردن نمونه‌ها، با پیپت دهان گشاد به اندازه ۱میلی لیتر از نمونه برداشته و روی لام چمبر یک سی سی سدویک رافتر قرار داده می‌شد. نمونه‌های فیتوپلانکتونی با میکروسکوپ اینورت با بزرگنمایی ۲۵۰ و ۴۰۰ با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر و در دسترس (Bellinger and Sigee, 2010، Cox, 1996 ، Bertalo, 2003 ، Bes, 2008 ، Cunqi et al., ۲۰۱۰، Ingole et al., 2010 ، Komárek , 1983 ، Niels,۱۹۶۴ ، Santanna et al., 2003 ، Thomas, 1983 و Vimperk, 2009 و حتی المقدور تا حد گونه شناسایی می‌شدند. همچنین ازاغلب گونه‌ها، عکس گرفته می‌شد. شمارش بر اساس واحد زنده انجام شد به این صورت که فرم‌های تک سلولی، رشته‌ای و کلنی به عنوان واحد زنده در نظر گرفته شده و شمارش - گردیدند.

۲-۵- روش مطالعه زئوپلانکتون ها

۲-۵-۱- روش نمونه برداری زئوپلانکتون ها

به منظور شناسایی و طبقه بندی زئوپلانکتون های تالاب هورالعظیم ،نمونه گیری ماهانه در سال۱۳۹۰ ، از هر چهار ایستگاه مورد نظر و در عمق ۱/۵-۲ متری آب به وسیله تور پلانکتون با چشمه ۱۰۰ میکرون انجام شد. نمونه جمع آوری شده در ظروف پلاستیکی نگهداری و توسط فرمالین بافری ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند.

۲-۵-۲- روش شناسایی و شمارش زئوپلانکتون‌ها

در آزمایشگاه جهت شناسایی و شمارش زئوپلانکتون‌ها به وسیله پیپت دهان گشاد، یک سی‌سی نمونه را پس از همگن کردن برداشته وتوسط لام چمبر (chamber) یک سی‌سی سدویک رافتر، توسط میکروسکوپ معکوس مجهز به دوربین عکاسی مشاهده و اقدام به شناسایی آنها شد.

شناسایی گونه ها طبق کلیدهای معتبر مربوطه از قبیل Davis, 1955 و Thompson, 1997 و Zeng et al, 1989 و 1978 Pontin, و Ruttner and kolisko, 1974 و Toshihiko انجام شد. میانگین تعداد شمارش نمونه های زئوپلانکتون و نهایتا تراکم در آب تالاب محاسبه گردید (Makoto Iketa Tsutomu & Omori, 1984).

جهت محاسبه فراوانی زئوپلانکتون ها در یک لیتر آب از فرمول زیر اسفاده گردید:

$$N = (n \times v) / V$$

V= حجم آب فیلتر شده (لیتر)

N= تعداد زئوپلانکتون ها در هر لیتر آب تالاب

n = تعداد متوسط زئوپلانکتون ها در یک میلی لیتر نمونه میکروسکپی

v = حجم نمونه تغلیظ شده بر حسب میلی لیتر

٦-۲-روش مطالعه بنتوزها

نمونه برداری ماهانه از ۴ ایستگاه در تالاب هورالعظیم توسط گرب van vin با سطح ۰/۱۲۵ متر مربع انجام پذیرفت و از هر ایستگاه یک نمونه برای شناسایی موجودات بنتوز و یک نمونه هم برای آنالیز دانه بندی رسوبات و تعیین درصد مواد آلی نمونه برداری شد. نمونه های رسوب برای مطالعه فون بنتیک، ابتدا در الک ۲۵۰ میکرون بر روی قایق تخلیه و شستشو داده شد و پس از شستشو، باقیمانده رسوب در ظروف نمونه تخلیه و با الکل فیکس گردید. در آزمایشگاه نمونه جمع آوری شده به پتری دیش منتقل شده و سپس با اضافه نمودن رز بنگال (یک گرم در لیتر) بمدت ۲۰ دقیقه رنگ آمیزی شدند. پس از شستشو رنگ اضافی نمونه ها زیر استریومیکروسکوپ مورد مشاهده قرار گرفته و گروه های مختلف جانوری جداسازی گردیدند. جهت شناسایی نمونه های جانوری از کلیدهای شناسایی مختلفی از جمله منابع زیر استفاده شده است:(احمدی و نفیسی ، ۱۳۸۰.، خاتمی، ۱۳۸۳ و حجت و چو، اج.اف.۱۳۶۳) .

مقدار مواد آلی رسوبات (TOM) از روش سوختن ودانه بندی رسوبات با عبور از سری الک های (به ترتیب از بالا به پایین ۴و۲و۱و۰/۵و۰/۲۵و۰/۱۲۵و۰/۰۶۳میلی متر) و به روش (Holme and McIntyre, 2002) محاسبه شد.

فرمول محاسبه TOM: TOM =A-B/A-C×100 درصد

A: وزن کروزه و رسوب خشک شده بمدت ۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد.

B: وزن کروزه و رسوب سوخته شده بمدت ۸ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد

C: وزن کروزه خالی

فرمول درصد دانه بندی: M×100/25= درصد اندازه ذرات

M: وزن رسوب باقیمانده (گرم)

۲-۷- شاخص‌های زیستی

۱-۷-۲-شاخص غنای گونه ای (Richness)

طبق بررسی منابع موجود می توان گفت که یکی از شاخص های کاملاًمشخص و مؤثر در خصوص توصیف وضعیت اجتماعات بنتیک شاخص غنای جمعیت می باشد که عبارت است از مقایسه تعداد کل گونه ها در یک اجتماع و با حرف S نشان داده می شود. چون میزان این شاخص به تعداد نمونه های جمع آوری شده و هم چنین به طول زمان بررسی بستگی دارد در نتیجه کاربرد آن به عنوان یک شاخص مقایسه ای در توصیف اجتماعات مختلف بنتیک محدود می باشد. به همین دلیل شاخص های دیگری در توصیف تنوع و غنای جمعیت در بنتوزها پیشنهاد شده است که کاملاً مستقل از اندازه و تعداد نمونه ها می باشد. این شاخص ها بر اساس ارتباط بین تعداد کل

گونه ها (S) وتعداد کل افراد تشکیل دهنده ی گونه ها (n) که طبیعتاً با افزایش تعداد نمونه ها ازدیاد می یابد، بیان شده اند (Krebs, 1989) .

$$R_1 = \frac{S-1}{\ln(n)}$$

۲-۷-۲-شاخص غالبیت سیمپسون (Simpson dominance)

این شاخص بین ۰ تا ۱ متغییر است و نشان می دهد دو فردی که به طور تصادفی از یک جمعیت بیرون کشیده می شوند، تا چه اندازه احتمال دارد که به یک گونه متعلق باشند. اگر احتمال تعلق دو فرد به یک گونه بالا باشد، تنوع اجتماع نمونه برداری شده پایین است. این شاخص، درجه غالبیت را نشان می دهد و در نتیجه مقدار آن، با افزایش تنوع، کاهش می یابد (Krebs,1989).

$$\lambda = \sum_{i=1}^{s} \frac{n_i(n_i-1)}{n(n-1)}$$

ni: تعداد افراد در گونه i ام؛

n: تعداد کل افراد تشکیل دهنده تمام گونه ها.

۳-۷-۲-شاخص تنوع شانون (H´)

شاخص شانون، نشان دهنده متوسط درجه عدم اطمینان در برآورد و پیش بینی تعلق یک فرد انتخاب شده به صورت تصادفی به یکی از گونه های تشکیل دهنده نمونه ای که دارای تعداد کل s گونه و تعداد کل افراد n باشد. بنابراین هر چقدر تعداد کل افراد گونه های تشکیل دهنده یک نمونه بیشتر باشد و همچنین هر چقدر توزیع فراوانی در بین این گونه ها ،یکسان تر باشد، میزان این درجه عدم اطمینان بیشتر خواهد بود که تفسیر آن، وجود تنوع بیشتر است. بنابراین، مقدار این شاخص وقتی صفر است که تنها یک گونه در نمونه موجود باشد و مقدار آن زمانی حداکثر است که تعداد گونه ها بیشتر باشد و افراد تشکیل دهنده هریک از گونه ها نیز، در نمونه تقریبا یکسان باشند(Krebs,1989).

$$H' = \sum_{i=1}^{s}\left[\frac{(n_i)}{n} L_n\left(\frac{n_i}{n}\right)\right]$$

ni: تعداد افراد در گونه i ام؛

n: تعداد کل افراد نمونه؛

S: تعداد کل گونه ها

٤-۷-۲-شاخص ترازی زیستی (Evenness Diversity)

این شاخص چگونگی توزیع فراوانی افراد یک جامعه را در میان گونه های مختلف بیان می کند. اگر توزیع فراوانی افراد متعلق به گونه های مختلف در نمونه یکسان باشد رقم شاخص فوق حد اکثر خواهد بود و هر چقدر

توزیع و فراوانی افراد گونه ها تغییرات بیشتری داشته باشد، درجه شاخص یا یکسانی پراکندگی افراد به حداقل خواهد رسید (Krebs,1989).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

'H= شاخص شانون

S= تعداد کل گونه های نمونه

۵-۷-۲-شاخص زیستی خانواده هلسینهوف (Hilsenhoff, 1987)

این شاخص بیانگر وضعیت کیفی آب بر اساس خانواده های گروه‌های بنتیک می باشد که از فرمول زیر محاسبه می گردد:

$$FBI = \frac{\sum n_i a_i}{N}$$

که در آن:

FBI= شاخص خانوادگی هلسینهوف که تغییرات آن از صفر تا ۱۰ می باشد.

n_i = تعداد افراد هر گروه بنتوزی

a_i = درجه مقاومت به آلودگی که تغییرات آن از صفر تا ۱۰ می باشد.

N= تعداد کل موجودات ماکروبنتوزی در هر نمونه

در جدول۲-۵- درجه بندی کیفیت آب بر اساس شاخص بیولوژیگی خانوادگی هلسینهوف ارائه شده است.

جدول ۲-۵- درجه بندی کیفیت آب بر اساس شاخص زیستی خانواده هلسینهوف (Hilsenhoff, 1987)

شاخص زیستی خانواده (FBI)	کیفیت آب	درجه آلودگی آلی
۰ - ۳/۵۰	عالی	کاملا" پاکیزه
۳/۵۱ – ۴/۵۰	خیلی خوب	امکان وجود آلودگی کم
۴/۵۱ – ۵/۵۰	خوب	آلودگی آلی کم
۵/۵۱ – ۶/۵۰	متوسط	نسبتا" آلوده
۶/۵۱ – ۷/۵۰	نسبتا" فقیر	آلوده
۷/۵۱ – ۸/۵۰	فقیر	خیلی آلوده
۸/۵۱ – ۱۰/۰	خیلی فقیر	شدیدا" آلوده

۸-۲- روش مطالعه ماهی شناسی

۱-۸-۲- روش صید و نمونه گیری

جهت برآورد میزان صید تخلیه شده در هر ماه، نمونه گیری به صورت جمع آوری آمار و اطلاعات از محل تخلیه بود که به صورت سرشماری در مکان و نمونه گیری در زمان انجام شد (Stamatopoulos, 2002). به همین منظور در ۳ منطقه صیادی هر ۱۵ روز یک بار بصورت تصادفی سرکشی کرده ودر تمام طول روز صیادان فعال و صید آنها در فرم های مربوطه ثبت می شد.

در این روش از تعداد قایق های مشاهده شده در روزهای نمونه گیری، میانگین ورودی قایق ها در روز (قایق روز) و از میزان صید این قایق ها، سهم صید هر قایق (CPUE) نیز مشخص گردید و در پایان هر ماه کل تلاش صیادی (Effort) محاسبه شد.

Aver E = میانگین تلاش صیادی بر حسب قایق روز

A = تعداد روزهای فعال صیادی در طول هر ماه

برای محاسبه تلاش صیادی (**Effort**) از فرمول ذیل استفاده شد

Effort =Aver E ❋ A.

برای محاسبه میزان صید (**Catch**) از فرمول ذیل استفاده شد.

Catch = CPUE ❋ Effort

CPUE= میزان صید به ازاء هر واحد تلاش. واحد مورد استفاده در تعیین تلاش صیادی قایق روز می باشد (Stamatopoulos,2002) .

به منظور شناسایی و طبقه بندی ماهیان تالاب هورالعظیم، نمونه برداری توسط تورگوشگیر ثابت که به دو صورت وزنه دار در طناب پایین و یا به صورت ثابت به وسیله چوب های ثابت کننده انجام گرفت. این تور منوفلامنت (تک رشته ای) بود. تور مذکور به مدت ۲۴ ساعت در هر ایستگاه تعبیه می گردید.

نمونه گیری به صورت ماهانه از خرداد ماه ۱۳۹۰ تا اردیبهشت ماه ۱۳۹۱ در محل رفیع(ایستگاه های ۱ و ۲)، ایستگاه طبر(۳)، و شط علی(۴) انجام شد. ماهیان صید شده درون یخ (صفر درجه) نگهداری شده و به آزمایشگاه منتقل گردیدند.

شناسایی ماهیان با استفاده از کلیدهای شناسایی Coad ۲۰۱۰ و عبدلی ۱۳۷۸ و سایر کلیدها و مقالات صورت پذیرفت.

علی رغم تلاش به منظور بررسی میزان ذخیره ماهی در هور به علت موانعی که در طول مطالعه بوجود آمد از جمله آسیب دیدن تور و خورده شدن ماهیان توسط لاک‌پشت‌ها این امر در حد انتظار میسر نگردید. از این

جهت تخمین توده زنده امکان پذیر نشد. صیادان محلی اظهار نمودند که این اتفاق توسط حمله لاک پشت های تالاب به دلیل محصور شدن منطقه صورت می‌گیرد.

۲-۸-۲- عملیات آزمایشگاهی ماهی شناسی

در هر بار نمونه گیری نمونه های تهیه شده به آزمایشگاه منتقل گردیده در آزمایشگاه ابتدا نمونه ها با ترازوی حساس با دقت یک صدم گرم توزین شدند و با استفاده از تخته بیومتری اندازه گیری می شدند. سپس برای تعیین جنسیت، ابتدا شکم ماهیان راباز نموده و پس از تخلیه محتویات شکم، غدد جنسی مورد بررسی قرار گرفته و جنسیت نمونه ها تعیین می گردید. در نهایت بر اساس اطلاعات جمع آوری شده در ماه های مختلف و رسم شکل درصد مراحل رسیدگی جنسی و بررسی نتایج آن، زمان تخم ریزی این گونه مشخص گردید. بعد از اندازه گیری های لازم جهت تعیین مراحل بلوغ، غدد جنسی به روش ماکروسکوپیک مورد بررسی قرار داده شد.

جهت تعیین مراحل بلوغ غدد جنسی ماهیان تا کنون مطالعات زیادی صورت گرفته و کلیدهای مختلفی را برای گونه های متفاوت ارائه داده اند. در این بررسی با توجه به شکل ظاهری، محل قرار گرفتن، رنگ، وضوح و عدم وضوح تخمک ها با چشم غیر مسلح، تورم و عدم تورم منفذ تناسلی، سفت یا شل بودن شکم، شفافیت و یا تیرگی تخمک ها، چسبندگی تخمک ها، جاری و عدم جاری بودن مواد تناسلی، اندازه و میزان فضایی که در حفره ی شکمی اشغال می کند، پراکنش رگ های خونی و اندازه آن ها بر اساس کلید هفت مرحله ای Biswas (1993)، مراحل بلوغ تعیین گردید.

-تخمین طول در اولین بلوغ جنسی (Estimation of Length at First Maturity)

یکی دیگر از روش های تعیین فصل تخم ریزی است که برای این منظور مراحل بلوغ افراد در سرتاسر سال بررسی می شود. در بلوغ اولیه طول ماهیان (هم در نرها هم در ماده ها)، با نشان دادن درصد تعداد نرها و ماده ها به صورت شکل در مراحل ۴ تا ۶ (از درجه بندی ۷ مرحله ای بلوغ) به کل تعداد ماهیان بالغ بررسی شده در گروه های با اندازه ی معین تعیین می شود. مشاهدات، حداقل برای یک دوره یکساله انجام می شود و درصد تصادفی افراد در هر مرحله بلوغ به صورت شکل در ارتباط با طول گروه‌ها رسم می‌شود.

نسبت ماهیان بالغ در گروه های طولی و سنی به کل افراد صید شده محاسبه می شود و میانگین طول و سن در جایی که ۵۰ درصد بالغ می شوند را می توان از طریق رابطه بین درصد افراد بالغ در گروه های طولی که به صورت یک شکل لجستیک نمایش داده می شود تخمین زد. با استفاده از مدل لجستیک با برازش کردن پارامترهای a و b به داده های مشاهده شده در فصل تخم‌ریزی و با **P** برابر ۰/۵، طول در جایی که ۵۰ درصد ماهیان بالغ می شوند، محاسبه گردید (Eskandari et al., 2012)

$$Y = \frac{1}{1+\exp(-a-bx)}$$

Y در این معادله نسبت تمامی نر و ماده ای بالغ به تمامی نر و ماده در یک گروه طولی است، **x** طول کل بر حسب سانتیمتر و **a** و **b** ضرایب ثابت همبستگی می باشند.

- نسبت جنسی

نسبت جنسی بصورت جداگانه و ماهیانه محاسبه شد. برای امتحان تفاوت بین مقدار محاسبه شده و مقدار مورد انتظار (۱:۱) تست x^2 انجام شد (Biswas , 1993) .

$$x^2 = \sum \frac{(O-E)^2}{E}$$

که در این رابطه **O** نسبت مشاهده شده و **E** نسبت مورد انتظار است.

- رابطه طول وزن

رابطه طول و وزن یا length weight relationship (LWR) در ارزیابی های شیلاتی نقشی بس مهم ایفا می کند. اندازه گیری طول و وزن اگر با داده های سنی همراه شود می تواند مطالب زیادی در مورد ترکیب جمعیتی ذخیره، سن در زمان بلوغ ،طول دوره ی زندگی، مرگ ومیر، رشد و حتی تولید بیان کند (Fafioye & Oluajo, 2005). رابطه ی طول کل و وزن نمونه ها محاسبه وبرای محاسبه ی رابطه طول و وزن ازرابطه ی زیر استفاده گردید. (King،1995)

$$W_i = aL_i^b$$

که در این رابطه:

W:وزن ماهی به گرم

L: طول موجود به سانتیمتر

a: مقدار ثابت

b: نمای معادله ی توانی (Biswass,1993).

جهت تعیین اختلاف **b** با ۳ از **t** تست استفاده گردید. که معادله آن به قرار ذیل است:

(t = b – 3 / S.E. (b

S.E. (b) = ($(S_y^2 - S_x^2)^{1/2}$) /Σ x^2

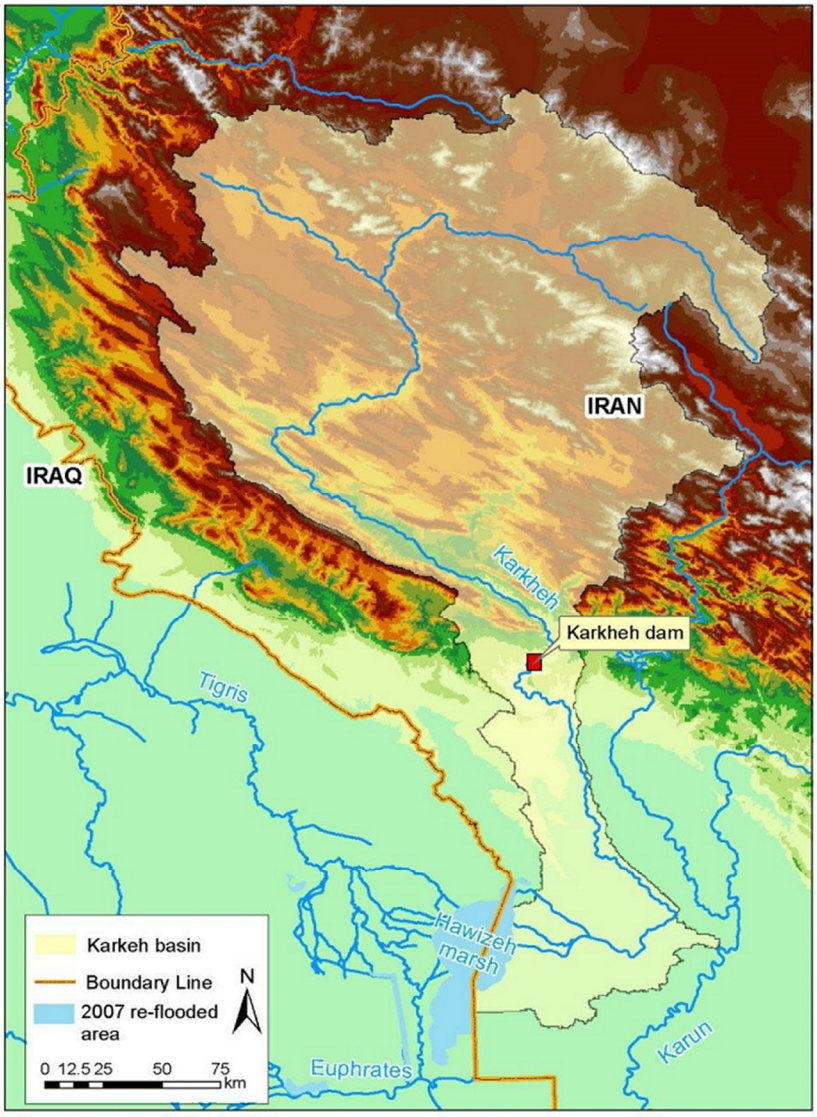
۹-۲-پردازش داده ها

جهت رسم شکلها، تجزیه و تحلیل داده‌ها و گروه‌بندی ایستگاه‌ها برای پارامترهای مختلف از نرم افزارهای Excel، Minitab، SPSS و جهت تعیین انواع شاخص‌های زیستی وسایر آنالیز ها از نرم افزارهای Primer و Biological tools استفاده شده‌است.

۳-نتایج

۱-۳- هیدرولوژی رودخانه کرخه و تعیین سطح تالاب

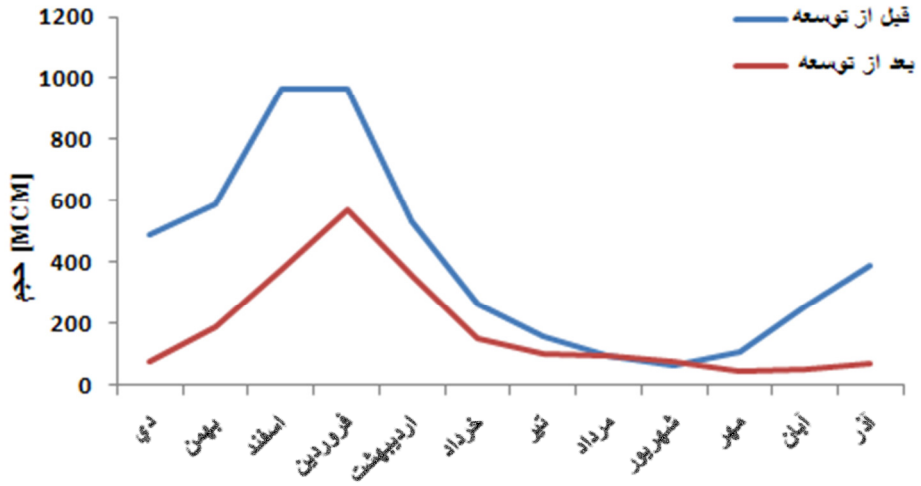
مقایسه بین میانگین ماهانه جریان در رودخانه کرخه که بطور سالانه بعد از توسعه در بخش شمالی حدود ۵۶/۴۸ درصد و در بخش جنوبی حدود ۸۹/۴۱ درصد کاهش را نشان می دهد جدول ۳-۱ همچنین مقایسه توسعه ای بین حجم رودخانه کرخه منتهی به تالاب هورالعظیم اگر چه در فروردین و اردیبهشت به حداکثر حجم می رسد ولی در همین ماه ها بین قبل و بعد از توسعه اختلاف فاحشی را نشان می دهد شکل (۳-۱).



شکل۳-۱- حوضه آبریز کرخه

جدول۳-۱- مقایسه بین میانگین ماهانه جریان (mcm/month) در رودخانه کرخه در بالادست تالاب هورالعظیم

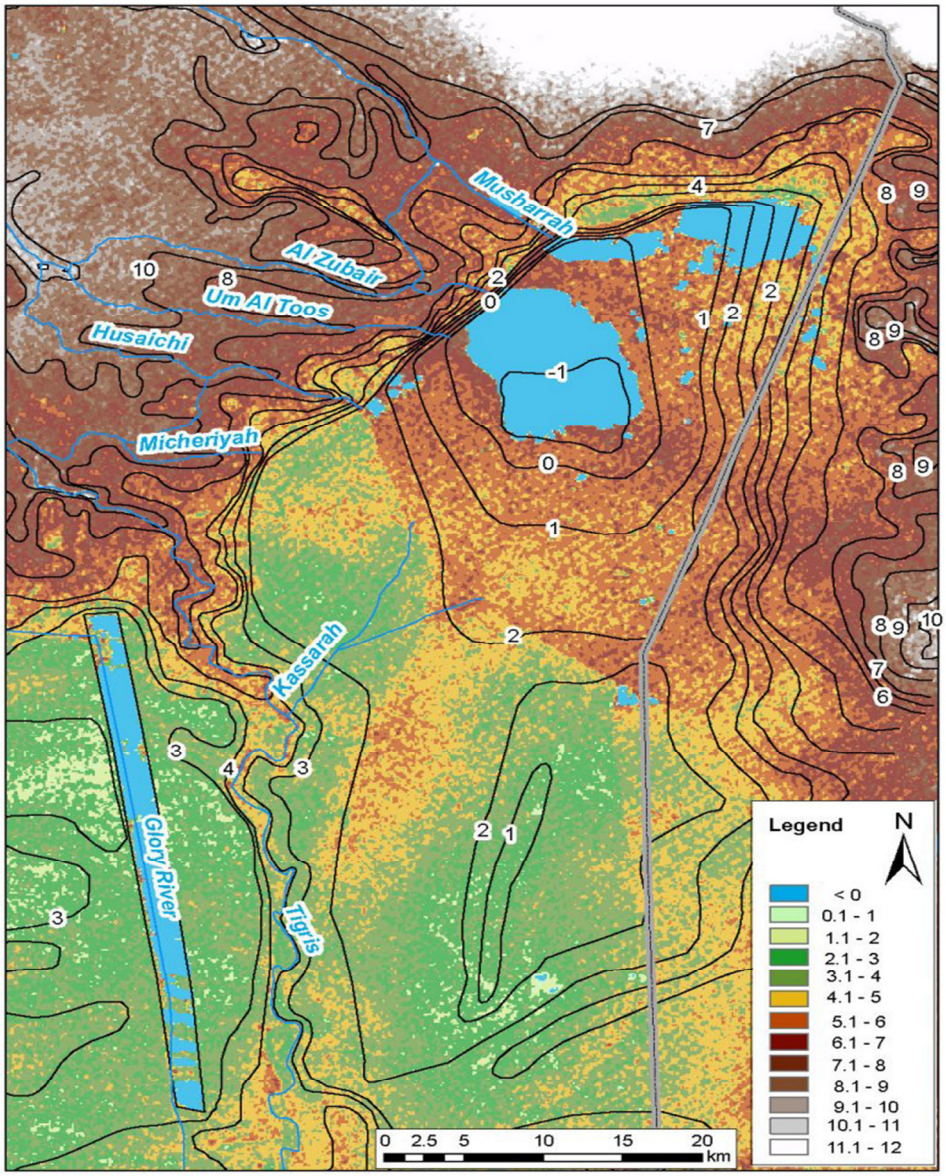
ماه	میانگین ماهانه جریان (mcm/month)		
	قبل از توسعه (1337-1379)	بعد از توسعه در بخش شمالی(1379-1382)	بعد از توسعه در بخش جنوبی(1379-1382)
دی	۴۸۹	۷۸	۲۴
بهمن	۵۸۸	۱۸۸	۲۷
اسفند	۹۶۸	۳۸۰	۴۷
فروردین	۹۶۷	۵۷۰	۶۰
اردیبهشت	۵۳۵	۳۵۹	۶۰
خرداد	۲۶۳	۱۵۳	۴۸
تیر	۱۵۷	۱۰۴	۵۶
مرداد	۹۷	۹۵	۵۷
شهریور	۶۷	۷۸	۵۶
مهر	۱۱۰	۴۵	۴۲
آبان	۲۵۷	۵۱	۲۹
آذر	۳۸۷	۶۹	۲۳
سالانه	۴۹۸۷	۲۱۷۰	۵۲۸

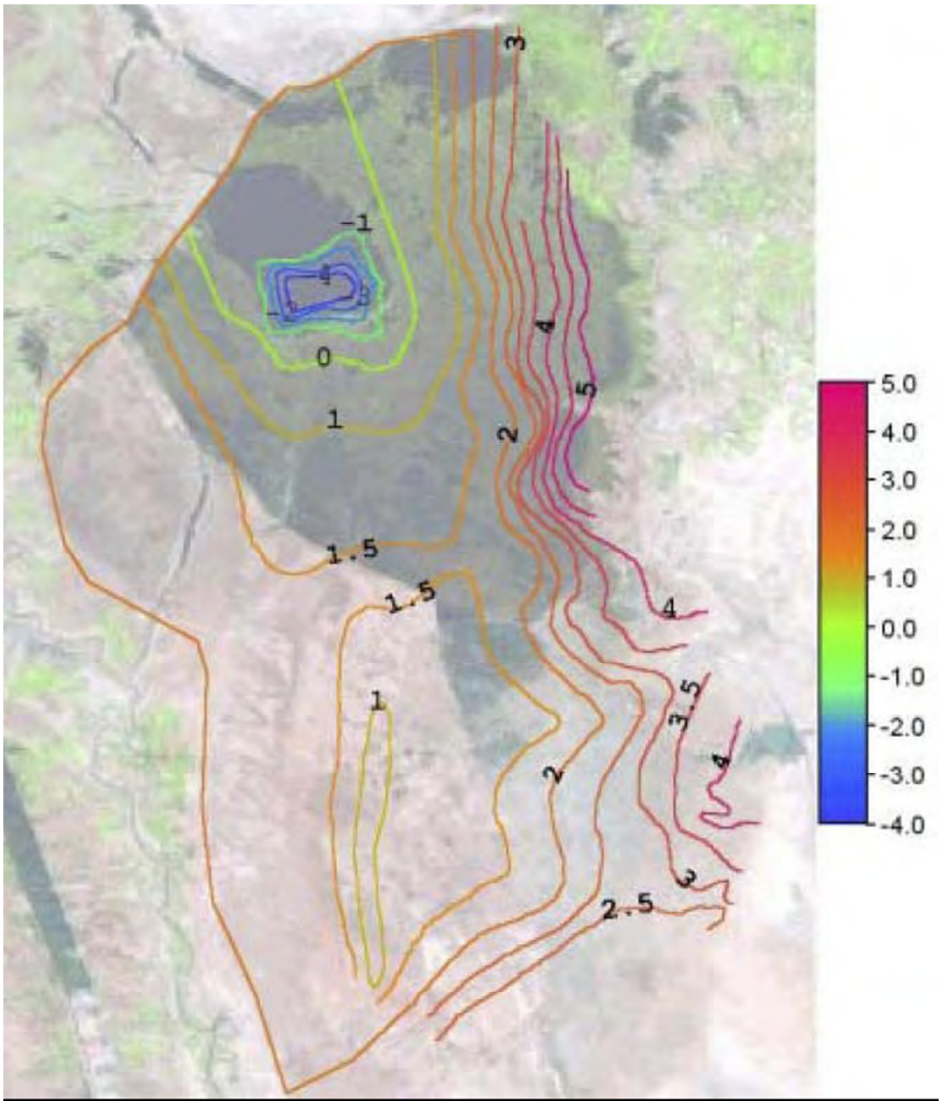


شکل۳-۲- مقایسه حجم رودخانه کرخه در ماه‌های مختلف قبل و بعد از توسعه (منتهی به تالاب هورالعظیم)

اولین شاخه از رودخانه کرخه به جنوب حمیدیه منشعب می شود که کرخه نور (قبلاً کرخه کور) نامیده می‌شود. در نزدیکی تالاب هویزه رودخانه به چندین کانال منشعب می‌گردد. البته در پایین رودخانه کرخه در منطقه عبدالخان ظرفیت کافی برای جمع آوری سیلاب در کانال هایی که بطور طبیعی می‌باشند، وجود دارد.

هرچند که در این نقطه به‌دلیل مسطح شدن مداوم دامنه ظرفیت طبیعی رودخانه برای حمل تخلیه بالا کاهش می‌یابد. با این حال، دراین نقطه از پایین دست به طور عمده، سیل بالا تمایل به نشت در محدوده عرضی رودخانه را دارد و نهایتاً در پایین دست، آب در حمیدیه از طرفین توسط دایک هایی محافظت شده و سپس به تالاب می ریزند. در گزارش کمیته ملی تالاب های کشور عراق ، بر اساس اندازه گیری های انجام شده توسط پرسنل نظامی، نقشه هایی آزمایشی ازتالاب (شکل ۳-۳) و (شکل ۳-۴) نمایش داده شده است. یک طبقه بندی از عمق آب در جدول ۳-۲ ارائه شده که احتمالاً در بخش ایرانی از تالاب اجرا شده است که تا حدودی برای سایر بخش های تالاب قابل پیش بینی است (Iraq National Marshes and Wetlands Committee 2008).





شکل ۳-٤- تغییرات عمق در محدوده تالاب هورالعظیم

(Iraq National Marshes and Wetlands Committee 2008)

جدول۳-۲-دسته بندی اعماق تالاب در تالاب هورالعظیم

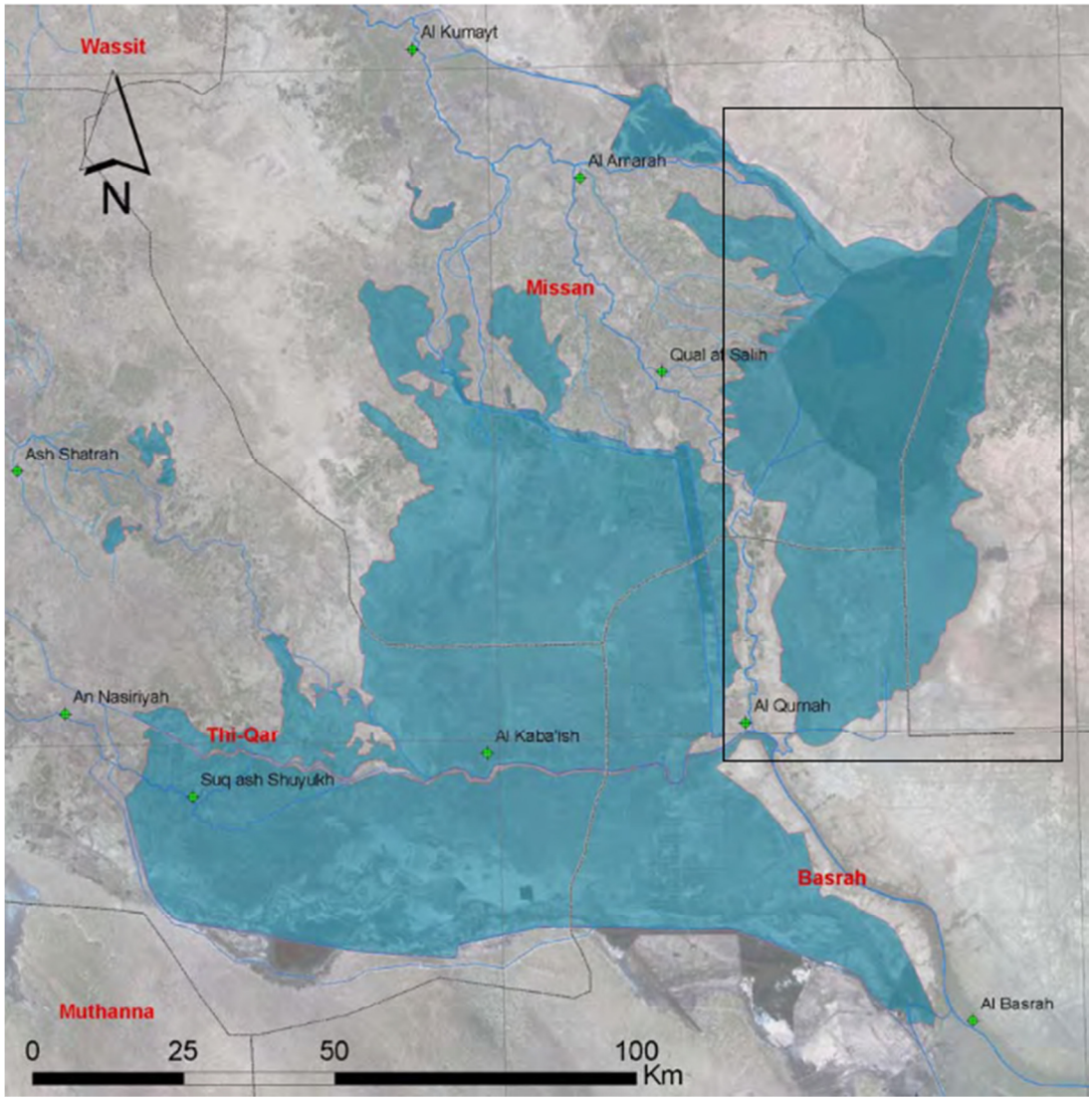
درصد عمق (متر) ٪	در صد از تالاب (٪)
۲-۰	۵۷
۳-۲	۳۲
۴-۳	۸
۴<	۳

ساختارهای قابل تنظیم، کانال ها، سدها و سدهای ساخته شده در سی سال گذشته، پروژه های برق آبی و آبیاری در امتداد رودخانه کرخه و دجله تأثیر عمده ای برآب در دسترس تالاب هورالعظیم داشته است. مجموع آب

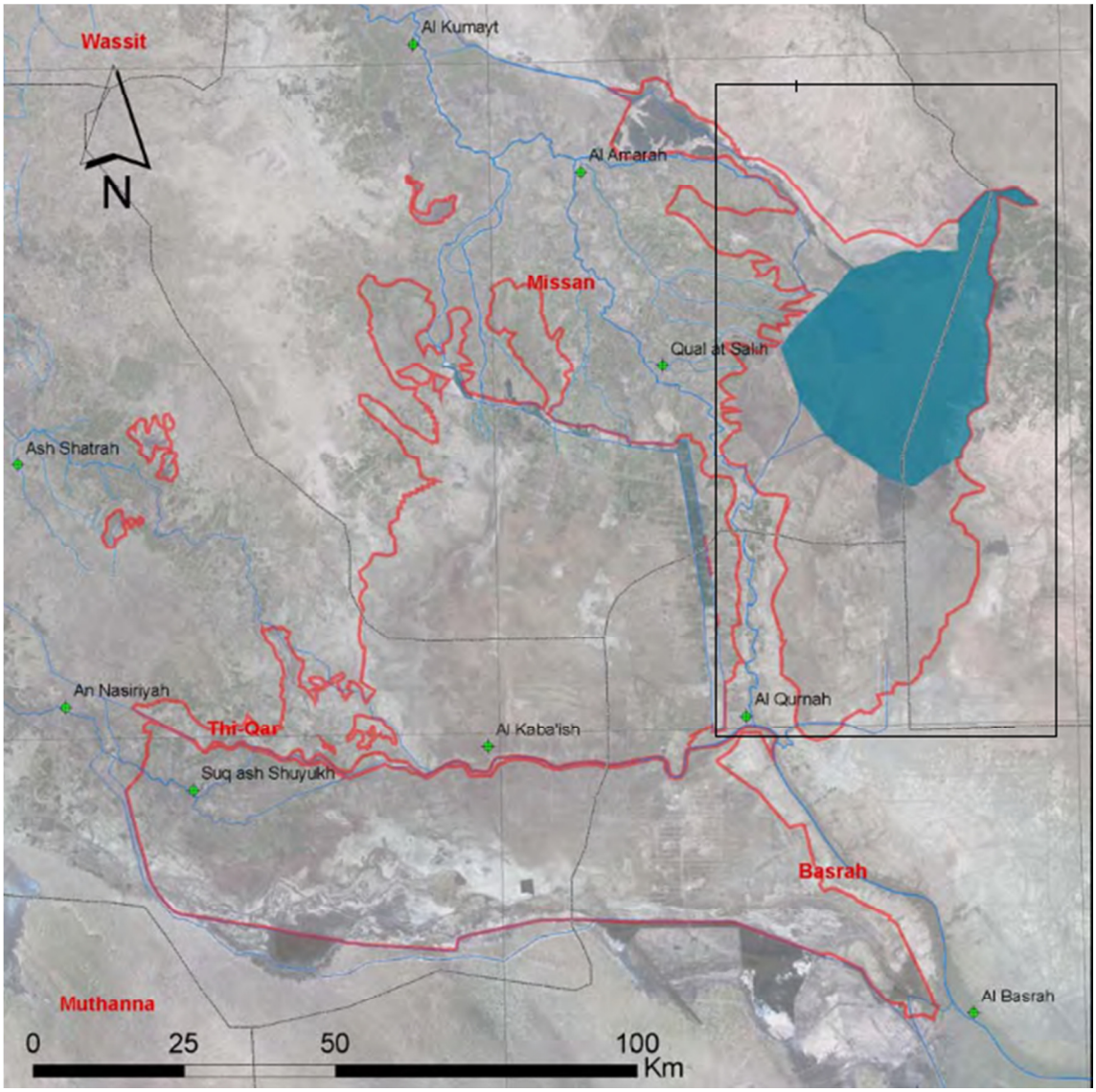
قابل دسترس برای شرایط طبیعی (بدون ساختارهای قابل تنظیم) و شرایط تنظیم شده تخمین زده شده است.حجم قابل دسترس حدود ۴۸ میلیارد متر مکعب برای شرایط طبیعی و ۲۱ میلیارد متر مکعب برای جریان تنظیم شده است(Iraq National Marshes and Wetlands Committee, 2008) .

۲-۳- تغییرات سطح تالاب در گذشته و حال

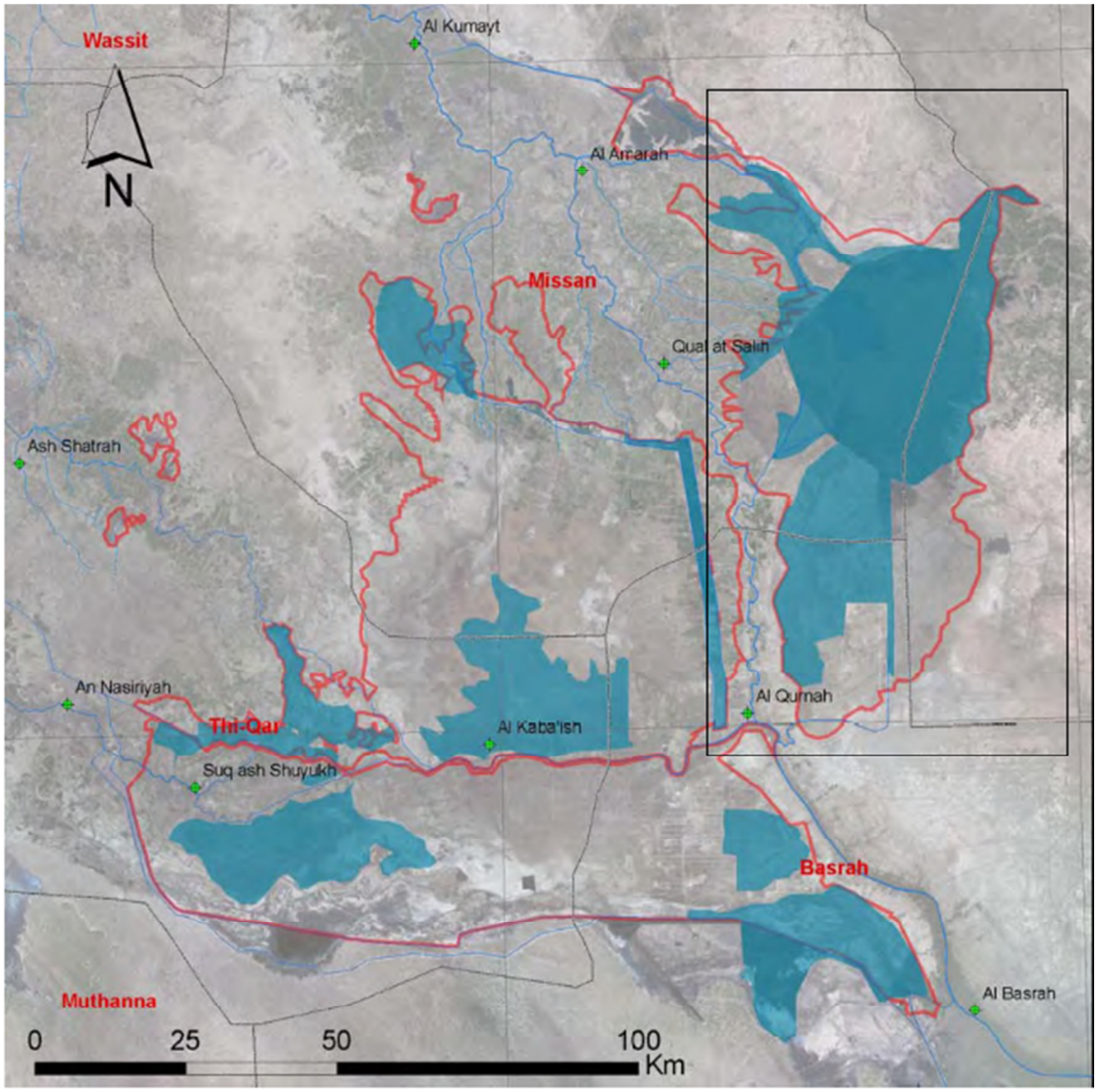
در سال های اخیر با زدن دایک مرزی بین ایران و عراق، تقریبا آب وارد شده به تالاب در محدوده ایران ابقا می شود و تنها از طریق آبراهه های کنترل شده آب از دایک عبور می کند. با نگرشی بر تصاویر جمع آوری شده، گزارشات منتشر شده و اخذ شده از سازمان فضایی ایران می توان روند تغییرات در سطح تالاب را بررسی نمود (شکل های ۳-۵ تا ۳-۱۱).



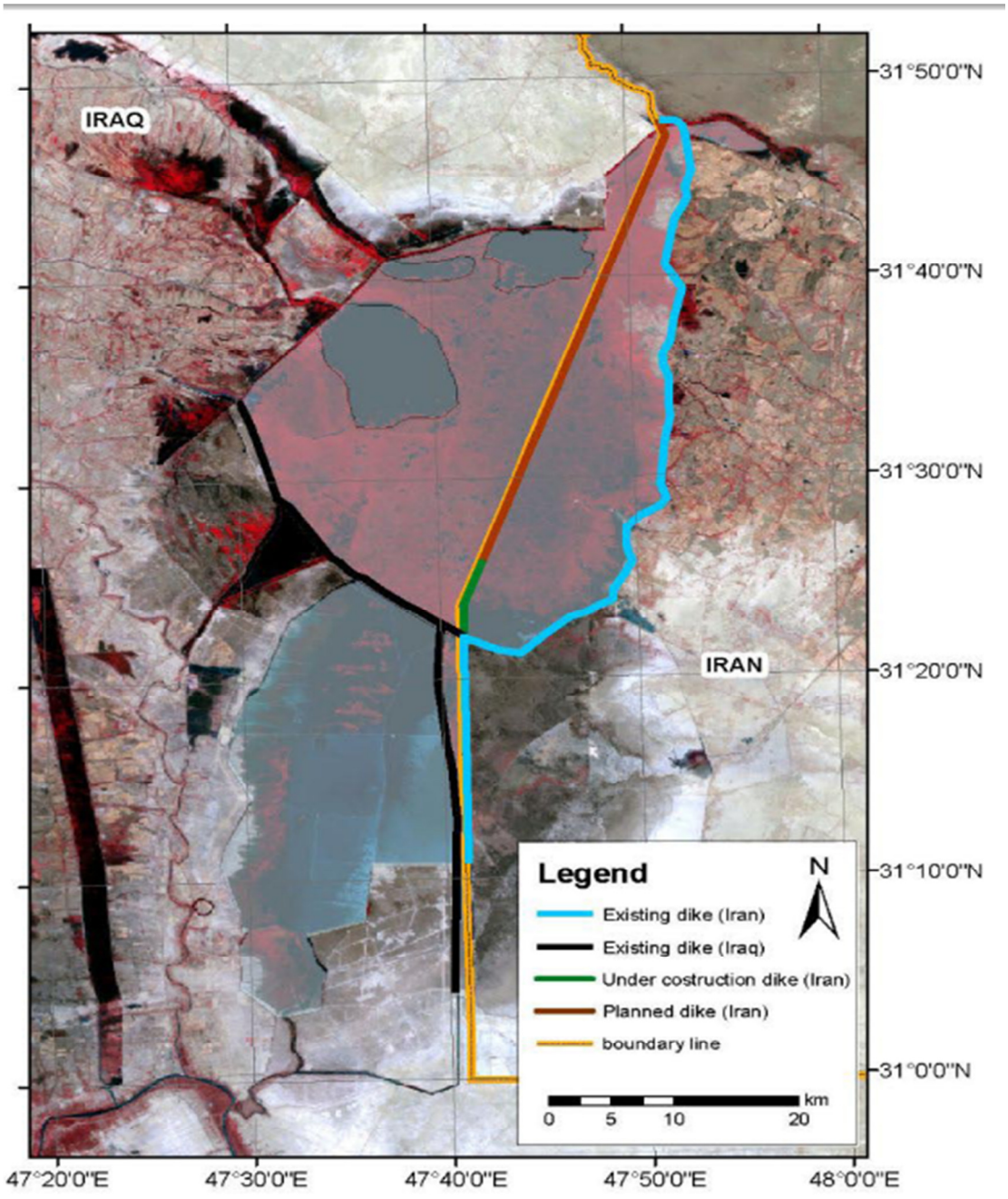
شکل۳-۵- وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۱۹۷۰



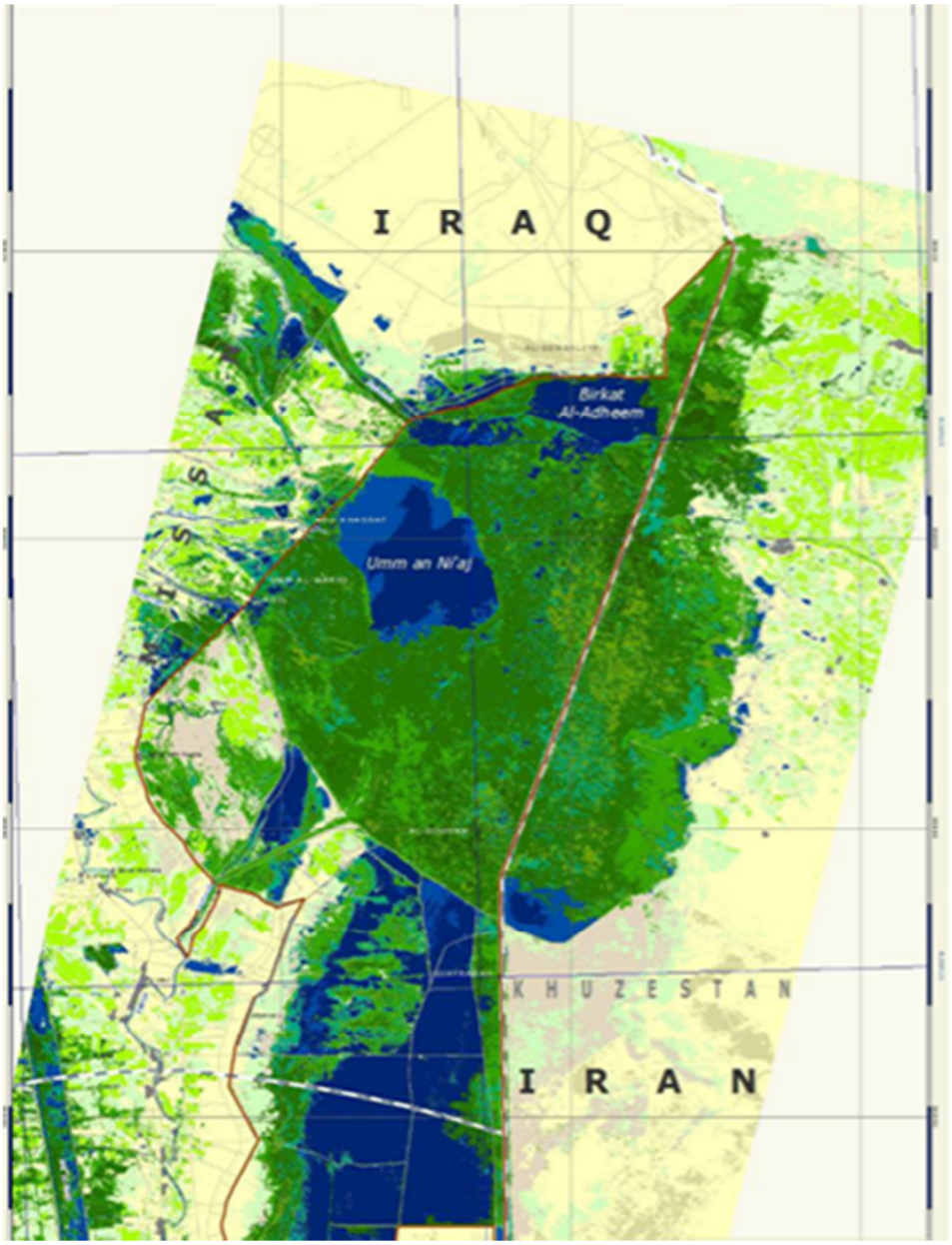
شکل ۳-٦- وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۲۰۰۲



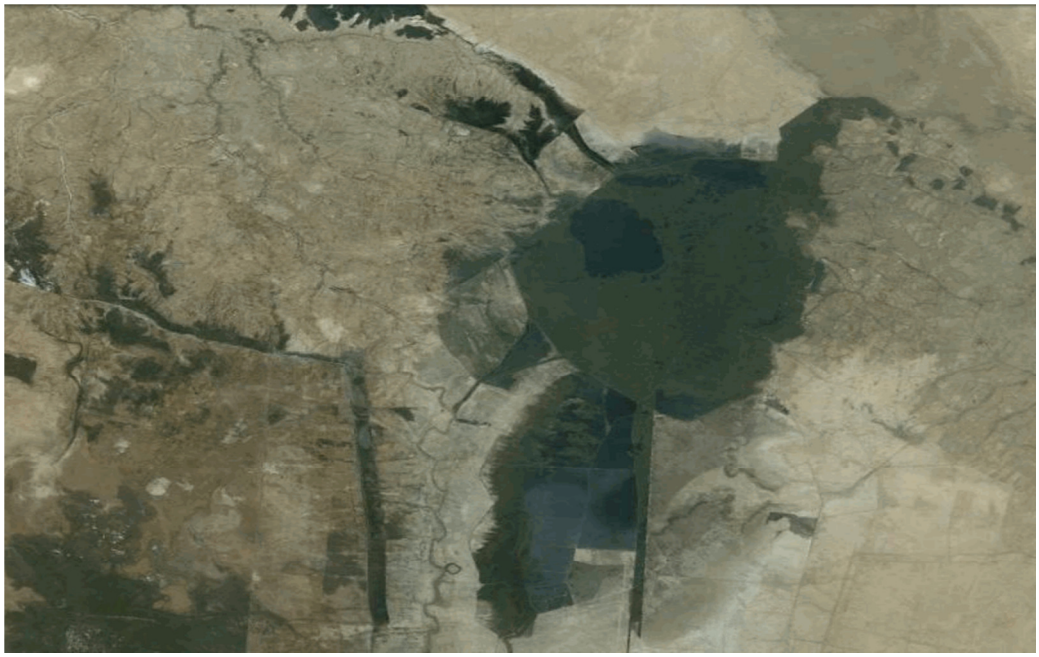
شکل ۳-۷- وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۲۰۰۵



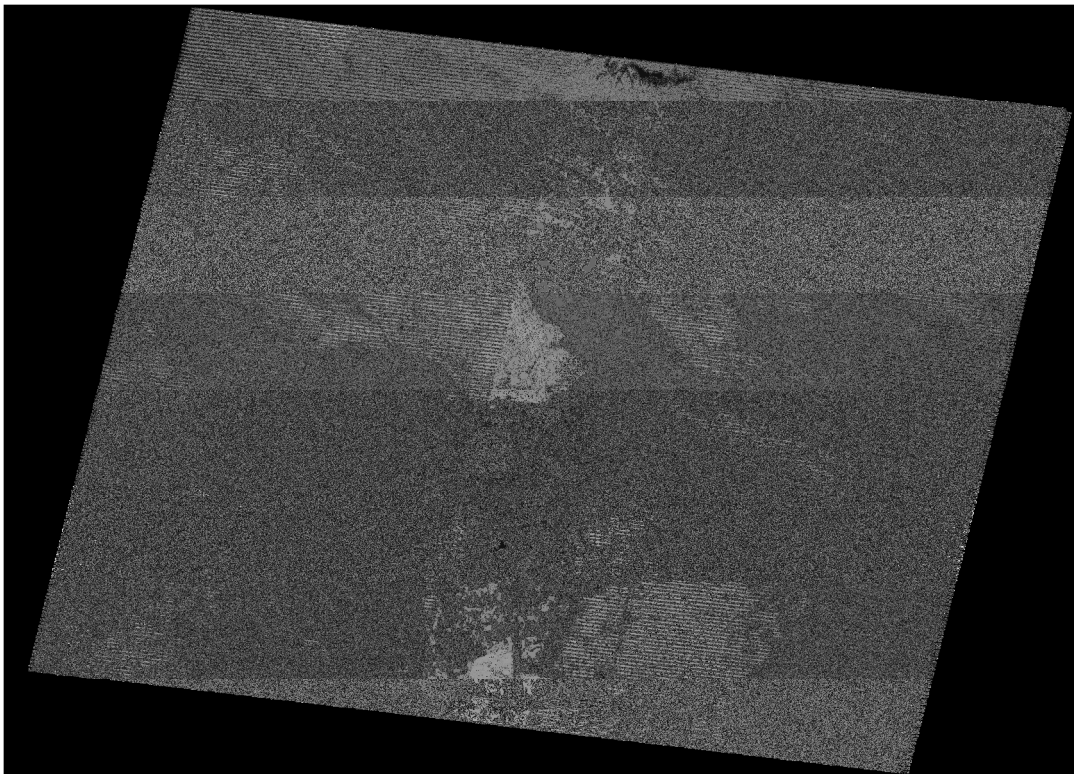
شکل ۳-۸- دایک احداث شده در محدوده تالاب هورالعظیم در سال ۱۳۸۷ (۲۰۰۸)



شکل۳-۹-وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۲۰۰۸



شکل ۳-۱۰- وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۲۰۱۰



شکل ۳-۱۱- وضعیت محدوده آب تالاب هورالعظیم درسال ۲۰۱۱

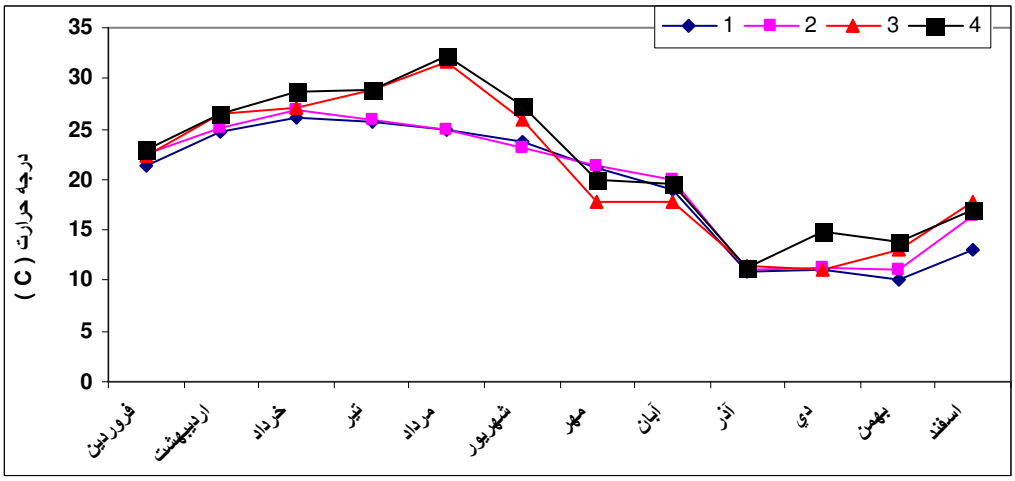
۳ -۳ -کیفیت آب تالاب هورالعظیم

درجدول ۳-۳ مقادیرمیانگین، حداکثر، حداقل و انحراف معیار پارامترهای اندازه گیری شده در ایستگاه های مختلف هورالعظیم درطول سال ارائه شده است. گاز دی اکسیدکربن دراکثر ایستگاه های مورد مطالعه درحدصفرمی باشد. هم چنین مقادیر H_2S در در طول سال در تمامی ایستگاه ها در حد صفر بوده است. براساس جدول ۳-۴ بیشترین مقادیر شوری، جامدات محلول، سختی کل، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، مصرف بیولوژیکی اکسیژن، گازآمونیاک، نیتریت و درجه ی حرارت درمنطقه ی شط علی، بیشترین مقدار pH درمنطقه ی طبر، بیشترین مقدار نیترات درمناطق شمال جاده ی امام رضا وشط علی وبیشترین مقدار فسفات درهمه ی ایستگاه های مورد مطالعه ثبت شده است. کمترین مقادیرشوری، هدایت الکتریکی، جامدات محلول وسختی کل در منطقه ی جنوب جاده ی امام رضا، کمترین مقادیر درجه ی حرارت و pH درمنطقه ی شمال جاده ی امام رضا، کمترین مقادیر فسفات، نیترات در منطقه ی شط علی، کمترین مقدار نیتریت درمنطقه طبر، کمترین مقدار اکسیژن محلول درمناطق شمال وجنوب جاده ی امام رضا وبالاخره کمترین مقدار آمونیاک درهمه ی ایستگاه های مورد مطالعه ثبت شده است. در شکل های ۳-۱۲تا۳-۲۴ روند تغییرات پارامترهای مختلف درایستگاه های مورد مطالعه نمایش داده شده است. چنانچه مشاهده می شود روند تغییرات پارامترهای شوری، هدایت الکتریکی وجامدات محلول درایستگاه های مختلف از الگوی یکسانی تبعیت میکند.

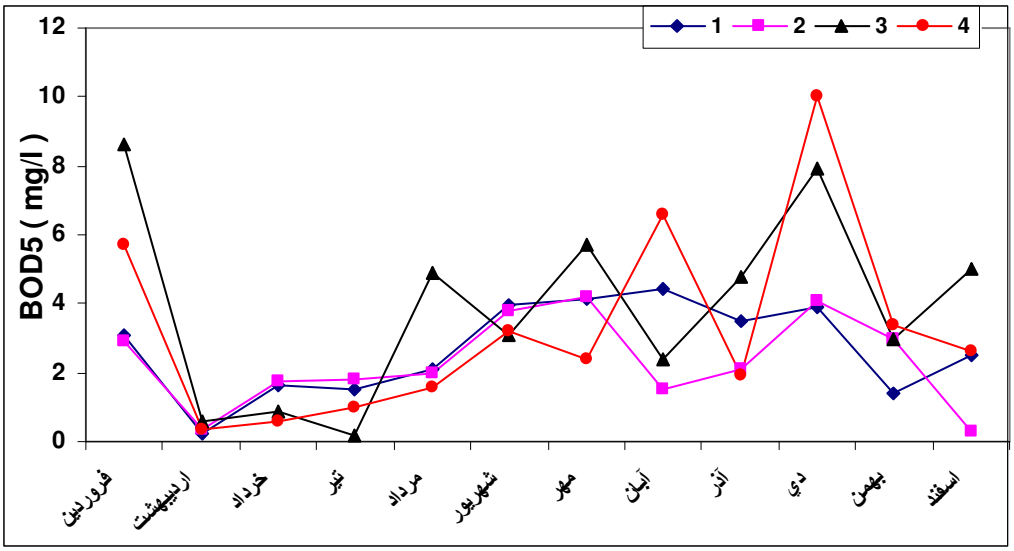
جدول ۳- ۳- میانگین، حداکثر، حداقل و انحراف معیار پارامترهای اندازه‌گیری شده در ایستگاههای مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)

ایستگاه	شمال جاده امام رضا(۱)	جنوب جاده امام رضا(۲)	طبر(۳)	شط علی(٤)
پارامتر	SD ± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میا نگین دامنه
pH	۷/۲۳ ± ۰/۴۱ ۶/۱۴-۷/۶۷	۷/۲۵ ± ۰/۳۴ ۶/۳۳-۷/۵۸	۸/۲۷ ± ۰/۷ ۷/۱۳-۹/۱۶	۷/۹۸ ± ۰/۷۴ ۶/۶۸-۹/۲
DO (ppm)	۲/۶ ± ۲/۸۴ ۰-۷/۴	۲/۲۳ ± ۲/۵۵ ۰-۶/۸	۶/۸۹ ± ۴/۰۲ ۱/۲-۱۱/۹	۵/۴ ± ۳/۷۱ ۰/۶-۱۴
BOD5 (ppm)	۱/۵۸ ± ۱/۷۷ ۰/۲۳-۴/۴	۱/۱۹± ۱/۴۸ ۰/۳-۴/۱	۳/۹۳ ± ۲/۷۲ ۰/۲-۸/۶	۳/۲۷ ± ۲/۸۵ ۰/۳۳-۱۰
شوری (ppt)	۱/۱۴ ± ۰/۲۵ ۰/۸-۱/۱۶	۱/۱۵ ± ۰/۲۸ ۰/۷-۱/۶	۲/۱۷ ± ۰/۹۸ ۱/۲-۴/۷	۲/۹ ± ۱/۰۵ ۱/۶-۵/۷
EC (ms/cm)	۲/۷۸ ± ۰/۳۷ ۲/۲۶-۳/۴۶	۲/۸۳ ± ۰/۳۹ ۲/۲۶-۳/۴۹	۵/۵ ± ۱/۶۹ ۳/۵-۸/۲۴	۶/۸۳ ± ۲/۱۴ ۴/۷۹-۱۲/۹۳
سختی کل (ppm)	۱۶۱۸/۳ ± ۱۴۷۲/۲ ۳۲۸-۵۲۰۰	۱۱۵۱/۵ ± ۱۰۱۵/۱ ۳۲۶-۴۲۰۰	۲۴۲۳/ ۶± ۳۰۹۰/۹ ۳۹۶-۱۲۰۴۰	۲۵۵۷/۸ ± ۳۱۳۰/۷ ۵۲۶-۱۲۲۰۰

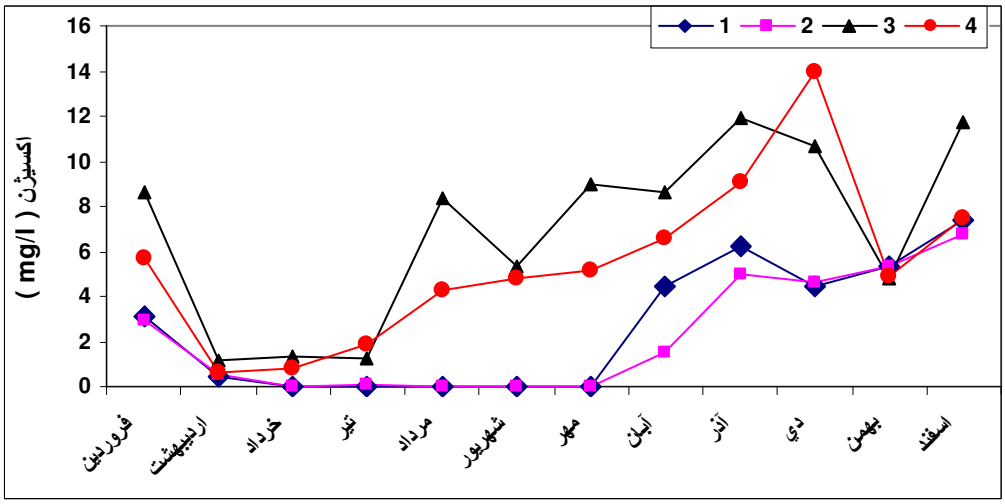
ایستگاه	شمال جاده امام رضا(۱)	جنوب جاده امام رضا(۲)	طبر(۳)	شط علی(٤)
پارامتر	SD ± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میا نگین دامنه
(NO3- (ppm	۴/۸۹ ± ۲/۳ ۱/۷۷ –۱۰/۶	۴/۸۲± ۱/۷۵ ۲/۶۵ –۹/۳	۵/۱۸ ± ۱/۹۸ ۲/۶۵ –۹/۲۸	۴/۶۷ ± ۲/۲۸ ۰/۸۸ –۱۰/۶
(NO_2^- (ppm	۰/۰۳۴ ± ۰/۰۳۲ ۰/۰۰۷–۰/۱۱۵	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۲ ۰/۰۱ –۰/۰۸۵	۰/۰۵۲ ±۰/۰۶۸ ۰–۰/۲۱۴	۰/۰۶۱± ۰/۱۰۷ ۰/۰۰۳–۰/۳۸۸
(PO_4^{3-} (ppm	۱/۷۱ ± ۱/۷۷ ۰/۲–۴/۹	۱/۲۳ ± ۱/۳۳ ۰/۲–۵	۰/۹ ± ۱/۳۲ ۰/۲– ۴/۸	۰/۴۳ ± ۰/۲۳ ۰/۲–۰/۸
NH_3 (ppb)	۲/۰۸ ± ۲/۵ ۰–۸	۲/۲۵ ± ۲ ۰–۶	۵۹/۳۳ ± ۸۵/۸۷ ۰–۲۶۰	۴۱۷/۵ ± ۹۳/۵۵ ۰–۳۳۶
TDS (ppt)	۱۹۲۲/۴۲ ± ۱۴۴/۹۸ ۹۲۰–۱۳۸۰	۲۱۸۹/۷۸ ± ۱۶۰/۳۳ ۹۰۰–۱۴۰۰	۲۷۱۳/۸۳ ± ۸۳۷/۱۸ ۱۴۰۰–۳۶۰۰	۳۰۳۷ ±۱۰۴۵/۰۳ ۱۹۸۰–۶۰۸۰
TW °C	۱۹/۳۲ ± ۶/۳۴ ۱۰–۲۶/۱	۱۹/۹۶ ± ۶/۰۲ ۱۱ – ۲۶/۸	۲۰/۹۲ ± ۷/۰۷ ۱۱/۱ – ۳۱/۶	۲۱/۹۲ ± ۶/۸ ۱۱/۳ – ۳۲/۳



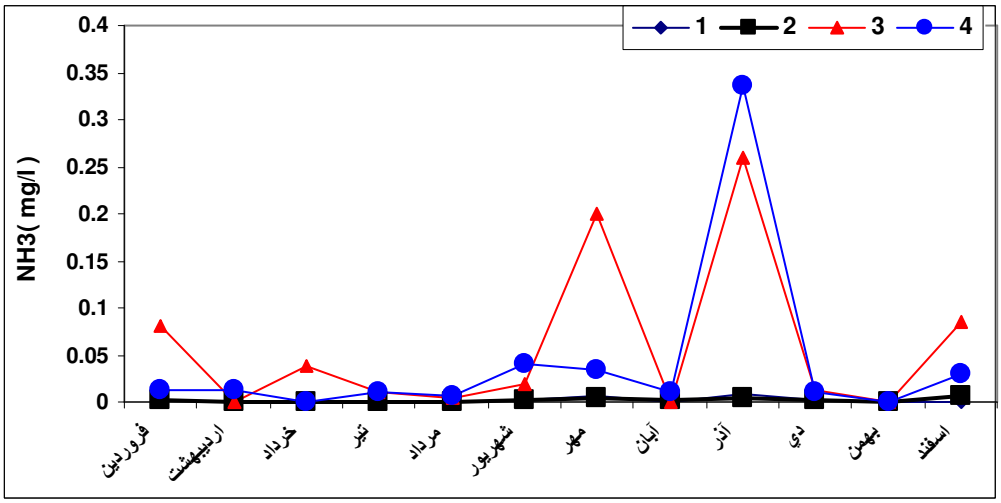
شکل ۳-۱۲- منحنی تغییرات درجه حرارت (C) در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



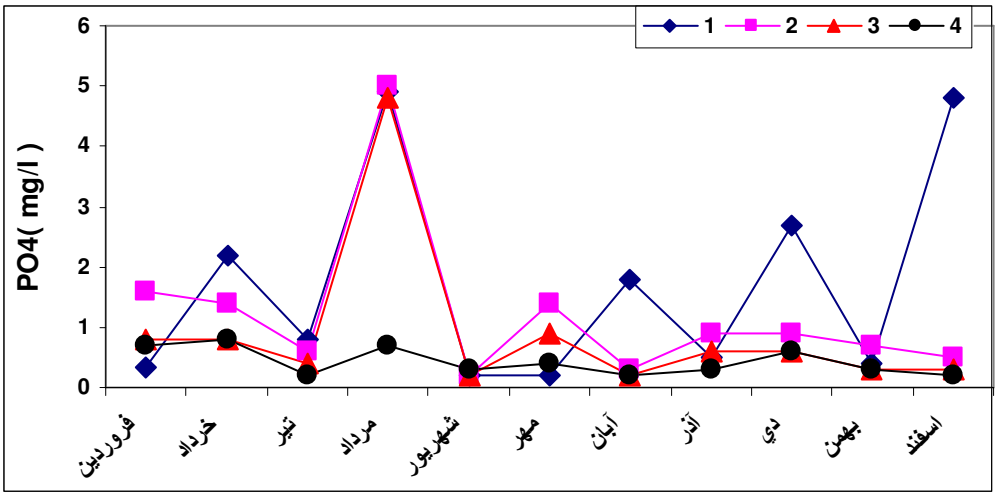
شکل ۳-۱۳- منحنی تغییرات BOD5 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



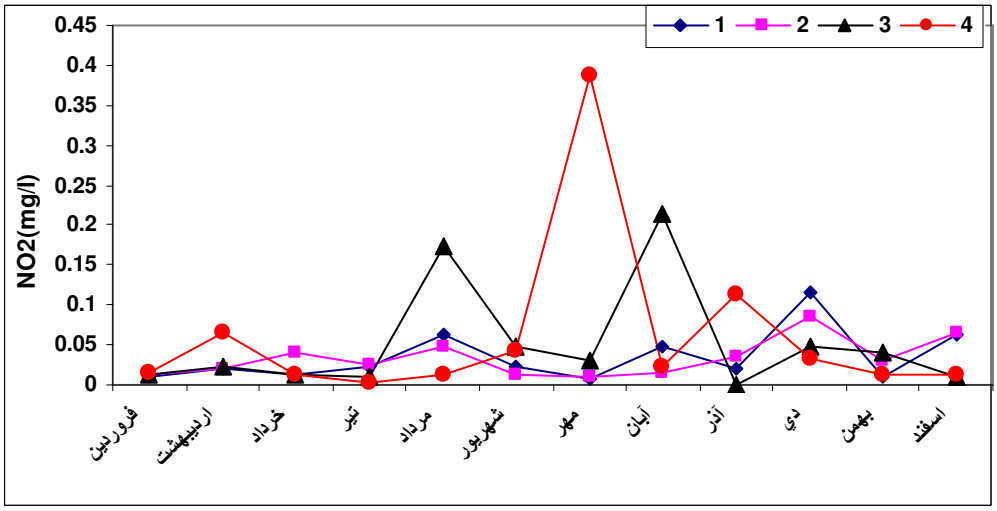
شکل ۳- ١٤-منحنی تغییرات DO در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



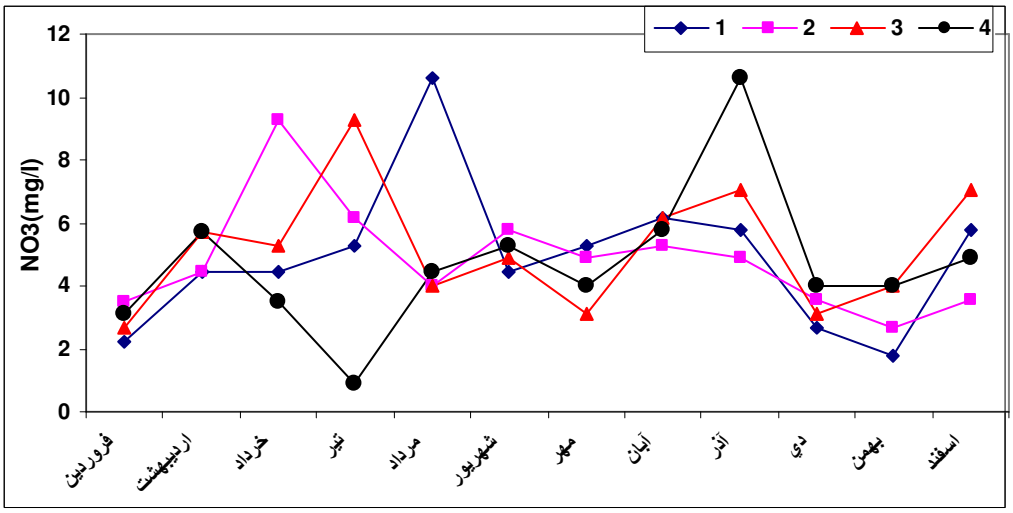
شکل ۳-۱۵- منحنی تغییرات NH3 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



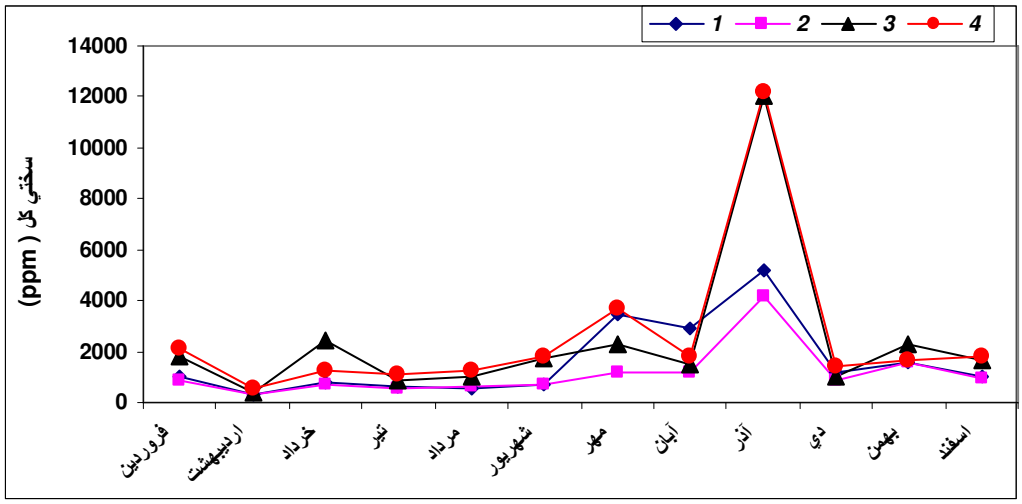
شکل ۳-۱۶- منحنی تغییرات PO4 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



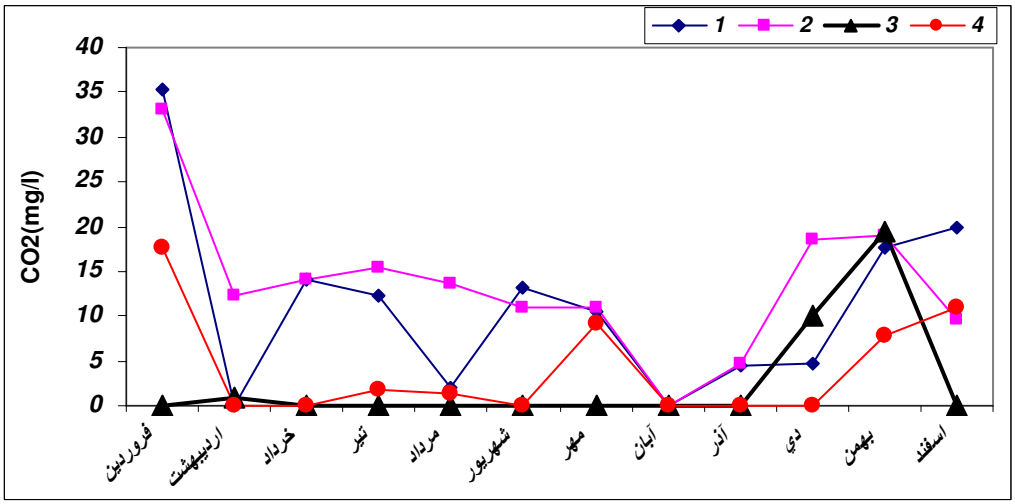
شکل ۳-۱۷- منحنی تغییرات NO2 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



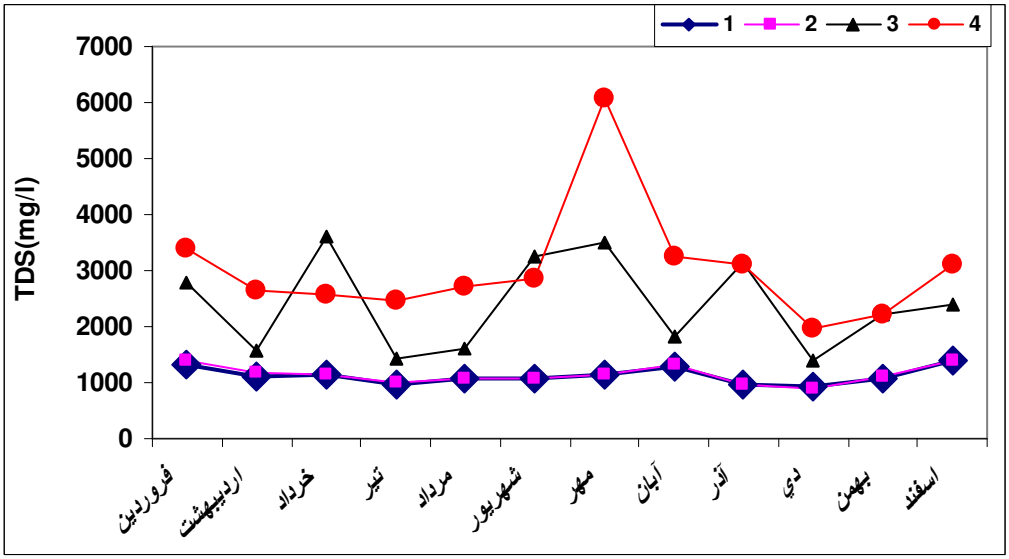
شکل ۳-۱۸- منحنی تغییرات NO3 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



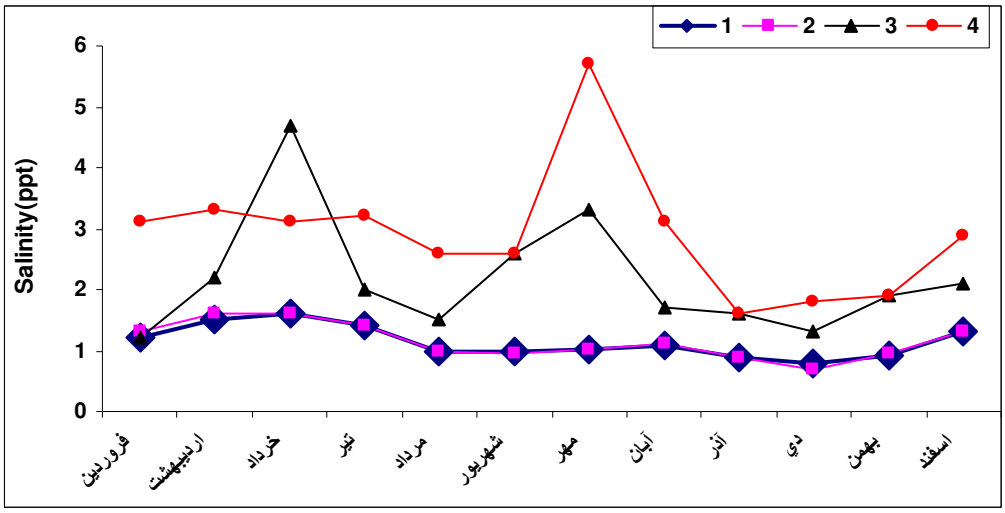
شکل ۳-۱۹- منحنی تغییرات سختی کل در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



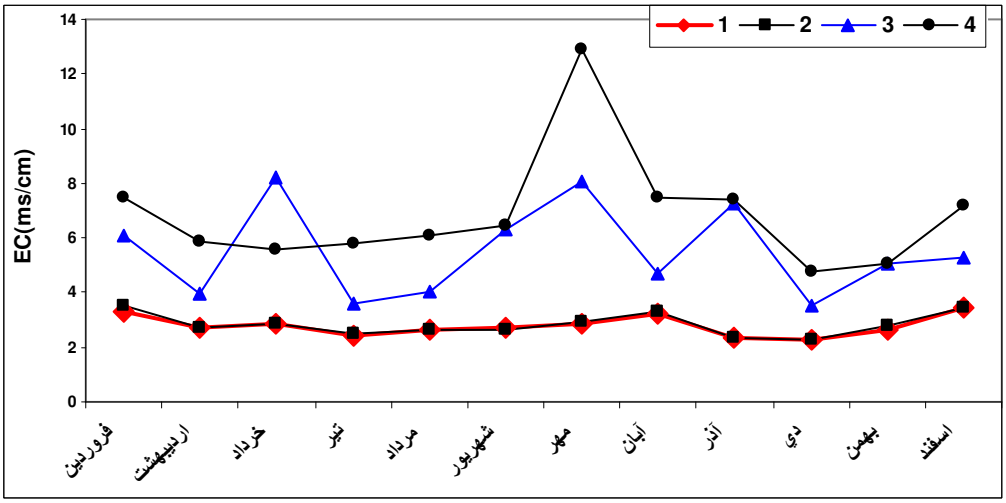
شکل ۳-۲۰- منحنی تغییرات CO2 در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



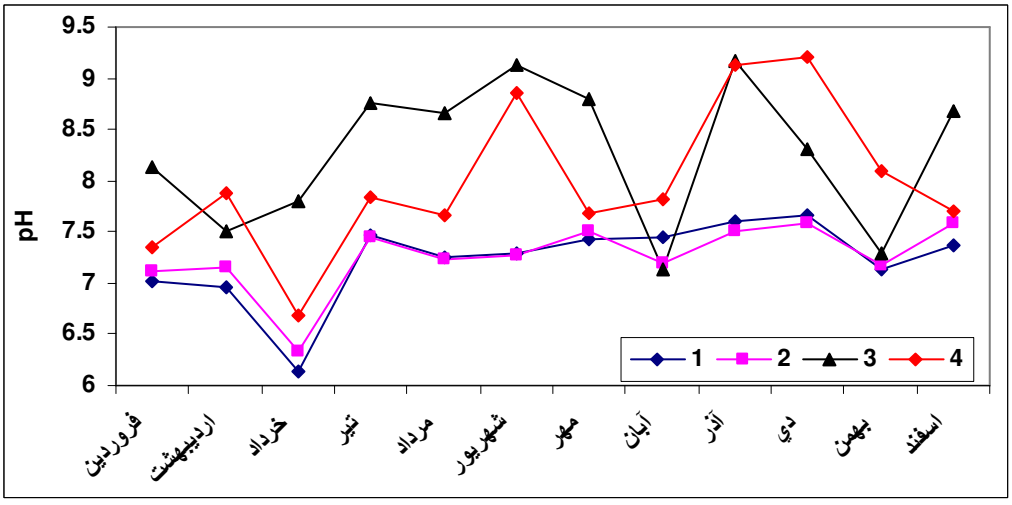
شکل ۳-۲۱- منحنی تغییرات TDS در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



شکل ۳-۲۲- منحنی تغییرات شوری در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



شکل۳-۲۳- منحنی تغییرات EC در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)



شکل ۳-۲٤- منحنی تغییرات pH در ایستگاه‌های مختلف هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)

جهت بررسی وجود اختلافات مکانی و زمانی، از آنالیز واریانس دو طرفه داده‌ها استفاده شد که نتایج آن در جدول ۳-۴ ارائه شده‌است. خانه‌های مربوط به پارامترهایی که دارای اختلاف معنی‌دار هستند، رنگی نشان داده شده‌اند. چنانچه مشاهده می‌شود همه‌ی پارامترهای مورد مطالعه به‌جز نوترینت‌ها (نیترات‌ها، نیتریت‌ها وفسفاتها) در ایستگاه‌ها و ماه‌های مختلف در سطح اطمینان ۹۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار آماری می‌باشند ($p<0.05$).

جدول۳-٤- نتایج حاصل از آنالیز واریانس دو طرفه داده‌ها (۱۱ و df۳ =) در ماه‌ها و ایستگاه‌های مختلف تالاب هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)

پارامتر	ایستگاه‌های مختلف		ماه‌های مختلف	
	P	F	P	F
pH	$۱/۹۱ \times ۱۰^{-۷}$	۱۹/۴۶۵	۰/۰۰۰۲۶۹	۴/۶۷۶
درجه حرارت	۰/۰۰۰۹۷	۶/۹۱۴	$۵/۳۱ \times ۱۰^{-۲۰}$	۷۴/۰۴۵
اکسیژن محلول	$۵/۲۹ \times ۱۰^{-۷}$	۱۷/۶۱	$۱/۳۲ \times ۱۰^{-۷}$	۹/۹۰۴
BOD5	$۸/۶۳ \times ۱۰^{-۵}$	۹/۸۵۹	$۶/۸۱ \times ۱۰^{-۶}$	۶/۹۱۹
شوری	$۳/۵۱ \times ۱۰^{-۸}$	۲۲/۸۰۶	۰/۰۱۲	۲/۷۴۶
هدایت الکتریکی	$۳/۵۵ \times ۱۰^{-۱۰}$	۳۳/۸۰۲	۰/۰۲۷	۲/۳۶۴
سختی کل	۰/۰۲۶	۳/۴۹۲	$۱/۸۱ \times ۱۰^{-۸}$	۱۱/۶۸۷
TDS	$۱/۱۹ \times ۱۰^{-۹}$	۳۰/۶۱	۰/۰۴۰	۲/۱۸۶
NO_3^-	۰/۹۲۷	۰/۱۵۲	۰/۱۱۰۸	۱/۷۲۴
NO_2^-	۰/۷۰۶	۰/۴۶۸	۰/۶۷۴	۰/۷۶۰
NH_3	۰/۰۲۷	۳/۴۵۲	۰/۰۱۷	۲/۵۸۲
PO_4^{3-}	۰/۱۵۶	۱/۸۶۷	۰/۳۲۹	۱/۲۰

٤-۳- نتایج شاخص کیفیت آب

پس از محاسبه عیار یا کیفیت هر پارامتر از روی منحنی‌های شاخص کیفیت و محاسبه شاخص کیفیت آب در هر ایستگاه در طول سال، شاخص کیفیت سالانه و نیز میانگین شاخص کیفیت ماهانه برای هر منطقه در هورالعظیم محاسبه گردید که در جدول ۳-۵ ارائه شده است.

جدول ۳-۵- مقادیر شاخص کیفیت آب (WQI) در ایستگاههای مختلف هورالعظیم(۱۳۹۰)

	شمال جاده امام رضا(۱)	جنوب جاده امام رضا(۲)	طبر(۳)	شط علی(٤)
فروردین	۶۴	۵۸	۵۰	۶۶
اردیبهشت	۵۷	۵۸	۵۸	۵۱
خرداد	۵۰	۵۰	۵۰	۵۶
تیر	۴۰	۴۱	۵۰	۶۲
مرداد	۳۵	۳۷	۴۹	۶۷
شهریور	۶۰	۵۸	۶۳	۶۰
مهر	۵۸	۵۲	۵۳	۵۴
آبان	۶۳	۶۰	۷۳	۶۷
آذر	۶۶	۶۴	۴۵	۵۸
دی	۶۱	۶۳	۶۲	۴۹
بهمن	۷۶	۷۱	۷۰	۶۹
اسفند	۶۸	۷۴	۵۱	۶۸
WQI (سالانه)	۶۹۸	۶۸۶	۶۷۴	۷۲۷
WQI (میانگین ماهانه)	۵۸	۵۷	۵۶	۶۰

با توجه به مقادیر محاسبه شده شاخص کیفیت آب، ملاحظه می‌شود که منطقه شط علی دارای بیشترین وطبر دارای کمترین مقدار شاخص کیفیت می‌باشند. البته همه ایستگاه‌ها از نظر طبقه‌بندی در گروه سوم جدول ۲-۳ و کیفیت متوسط جدول ۲-۴ قرار می‌گیرند.

۵-۳-پلانکتون های تالاب هورالعظیم

۱-۵-۳- نتایج بخش فیتوپلانکتون

به طور کلی در این مطالعه، ۱۹۴ گونه که مربوط به پنج شاخه اصلی بوده اند، شناسایی گردید که شاخه دیاتومه‌ها با ۸۵ گونه، شاخه سیانوفیتا با ۵۹ گونه، شاخه جلبک‌های سبز با ۳۱ گونه، شاخه اوگلنوفیتا با ۱۸ گونه و شاخه داینوفیتا با ۱ گونه حضور داشتند. شاخه دیاتومه‌ها با فراوانی کل ۴۶ درصد بیشترین فراوانی و سپس سیانوفیتا با ۳۴/۱۷ درصد، کلروفیتا با ۱۶/۳۹ درصد، اوگلنوفیتا با ۱/۶ درصد و داینوفیتا با ۱/۵۸ درصد فراوانی کل قرار داشتند. تعدادی از نمونه‌های فیتوپلانکتونی به‌ویژه از شاخه سیانوفیتا به‌طور دقیق در حد گونه و جنس شناسایی نشدند که از آن‌ها در لیست گونه‌ها به عنوان ناشناخته نام برده شده است.آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) اختلاف معنی‌داری را نه در بین ایستگاه‌های مورد مطالعه و نه در ماه‌های مطالعه نشان نداده است($P>0.05$).

در ایستگاه‌های بررسی شده، بیشترین تعداد گونه در ایستگاه ۴ (شط علی) با ۱۱۴ گونه و سپس در ایستگاه ۳ (طبر) با ۱۱۲گونه بود. همچنین در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه، شاخه دیاتومه‌ها بیشترین تعداد گونه را دارا بود. بعد از دیاتومه‌ها، شاخه سیانوفیتا با ۳۳ گونه در ایستگاه ۴ و ۲۶ گونه در ایستگاه ۳ بیشترین تعداد گونه را دارا بودند (جدول۳-۶).

جدول ۳-٦- تعداد گونه های فیتوپلانکتون در ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

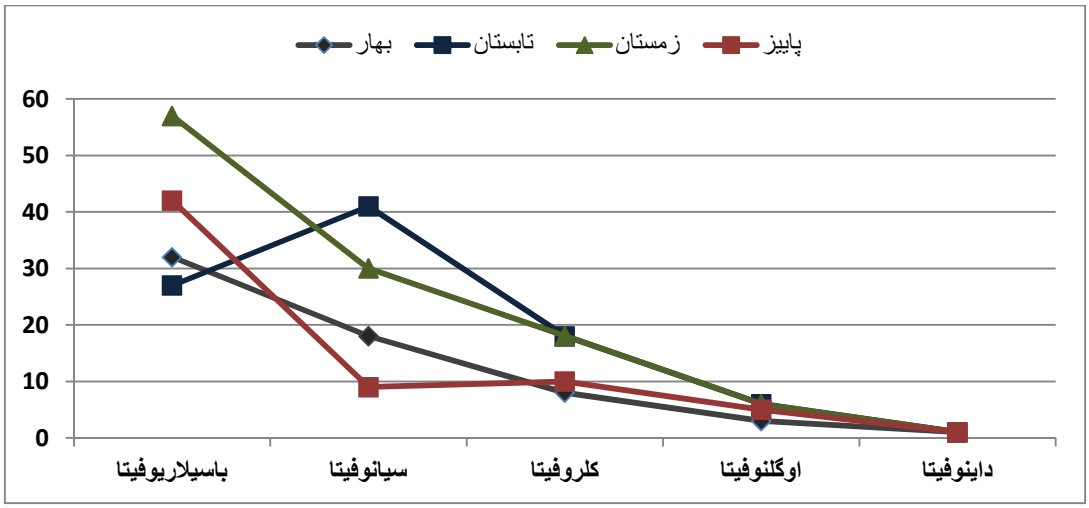
ایستگاه / شاخه	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ٤
باسیلاریوفیتا Bacillariophyta	۲۴	۳۶	۶۱	۴۹
سیانوفیتا Cyanophyta	۲۱	۲۳	۲۶	۳۳
کلروفیتا Chlorophyta	۱۲	۸	۱۷	۲۵
اوگلنوفیتا Euglenophyta	۳	۳	۷	۶
داینوفیتا Dinophyta	۱	۰	۱	۱
مجموع	۶۱	۷۰	۱۱۲	۱۱۴

جدول ۳-۷-تعدادگونه ها درهرماه درهر ایستگاه در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ٤
فروردین	۶	۱۵	۹	۱۳
اردیبهشت	۰	۲	۵	۶
خرداد	۳	۱۴	۱۵	۷
تیر	۱۱	۶	۲۴	۱۳
مرداد	۱۰	۲۱	۲۲	۸
شهریور	۶	۸	۲۶	۲۶
مهر	۱۵	۲۴	۳۳	۲۲
آبان	۱۲	۱۶	۲۴	۵۲
آذر	۲۰	۱۰	۱۷	۱۲
دی	۴	۵	۱۶	۶
بهمن	۹	۱۴	۲۴	۱۷
اسفند	۳	۲	۹	۷

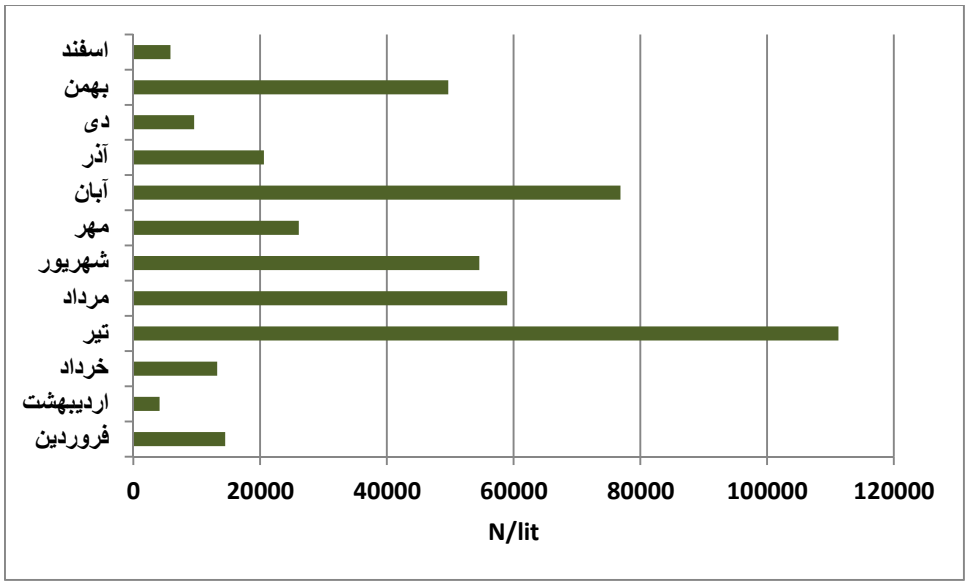
در ماه‌های نمونه برداری شده، بیشترین تعداد گونه در آبان ماه با ۷۲ گونه و سپس در مهر ماه با ۶۲ گونه بود. بعلاوه کمترین تعداد گونه در اردیبهشت ماه و اسفند ماه به ترتیب با ۱۰ و ۲۱ گونه بود (جدول۳-۷). همچنین در بین شاخه‌ها، دیاتومه‌ها در آبان ماه بیشترین تعداد گونه یعنی ۳۸ و داینوفیتا با ۱ گونه نسبت به سایر ماه‌ها، کمترین گونه را دارا بودند. شاخه سیانوفیتا در تیر ماه نسبت به بقیه ماه‌ها با ۲۴ گونه، بیشترین تعداد را داشت. همچنین شاخه کلروفیتا در آبان ماه با ۱۴ گونه و شاخه اوگلنوفیتا با ۴ گونه نسبت به بقیه ماه‌ها، بیشترین تعداد گونه را داشتند. در ایستگاه ۱ بیشترین تعداد گونه در آذر ماه با ۲۰ گونه و در ایستگاه ۲ بیشترین تعداد گونه در مهر ماه با ۲۴ گونه بود. همچنین در ایستگاه ۳ بیشترین تعداد گونه در مهر ماه با ۳۳ گونه و در ایستگاه ۴ در آبان ماه با ۵۲ گونه بود. در بین ایستگاه‌های مختلف، ایستگاه ۴ در آبان ماه بیشترین تعداد گونه را دارا بود (جدول۳-۷) .

بطور خلاصه ، بررسی میانگین تعداد گونه‌های شاخه‌های مختلف در چهار فصل نشان داد که در فصل تابستان، سیانوفیتا و در فصول پاییز ، زمستان و بهار دیاتومه‌ها(باسیلاریوفیتا)، تنوع گونه ای بیشتری را نشان داده اند. همچنین بیشترین تعداد گونه در فصل زمستان و مربوط به شاخه دیاتومه‌ها بود (شکل ۳-۲۵) .



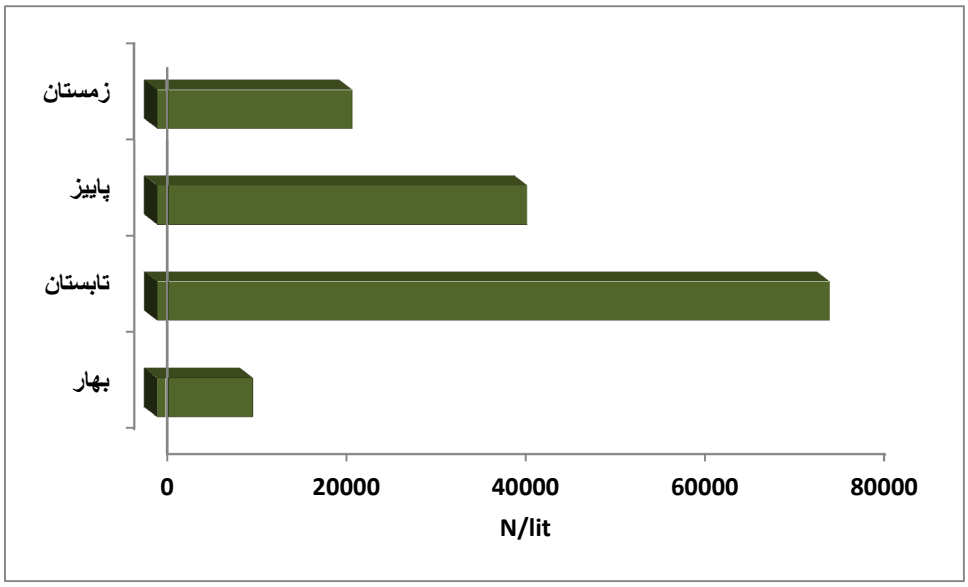
شکل۳-۲۵-مقایسه میانگین تعداد گونه های شاخه‌ها ی مختلف در چهار فصل (۱۳۹۰)

بررسی میانگین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها به صورت ماهانه نشان داد که بیشترین تراکم در ماه‌های بهمن، تیر و آبان و کمترین تراکم در ماه‌های اردیبهشت و اسفند بوده است (شکل ۳-۲۶) .



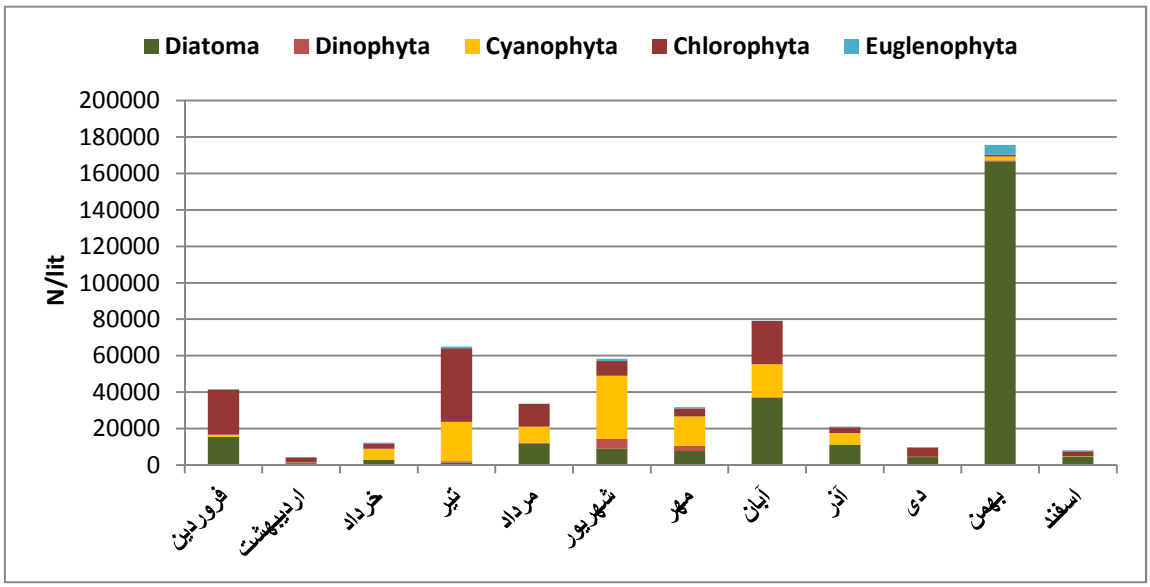
شکل ۳-۲۶- میانگین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در ماه‌های مختلف در ایستگاه های مورد مطالعه (۱۳۹۰)

بررسی میانگین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در چهار فصل نشان داد که فصل تابستان با ۷۸۴۱۶ واحد زنده در لیتر بیشترین تراکم و فصل بهار با ۱۰۶۲۶ واحد زنده در لیتر کمترین تراکم را دارا بودند (شکل۳-۲۷) .



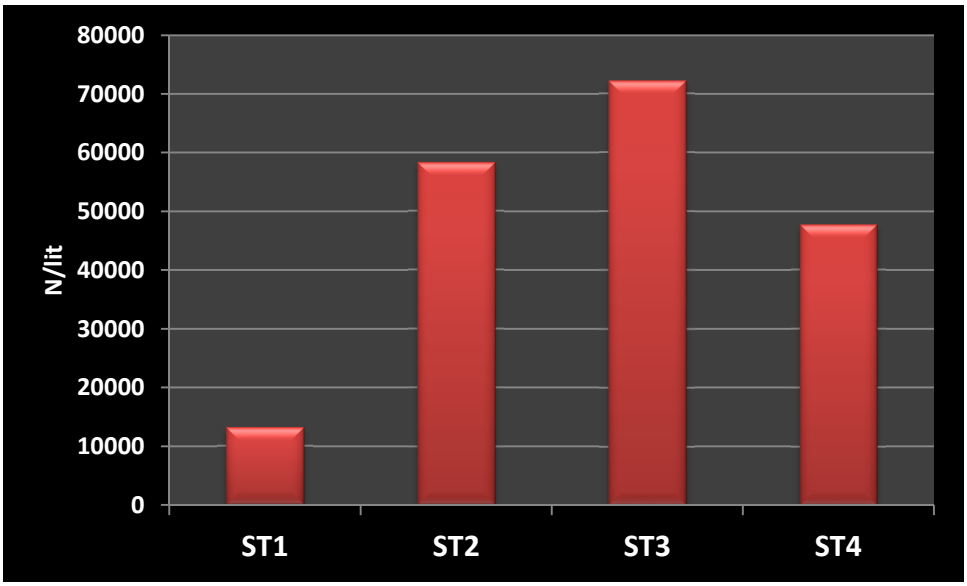
شکل ۳-۲۷-میانگین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در چهار فصل (1390)

همچنین بررسی میانگین فراوانی شاخه های مختلف در ماه‌های مورد مطالعه نشان داد که شاخه کلروفیتا در تیر و فروردین ،شاخه سیانوفیتا در ماه های تابستان خصوصا شهریور و شاخه دیاتومه‌ها در بهمن ماه و ماه های سرد سال بیشترین فراوانی را داشتند (شکل ۳-۲۸).



شکل ۳-۲۸- میانگین فراوانی شاخه های مختلف فیتوپلانکتون در ماه‌های مورد مطالعه (۱۳۹۰)

میانگین فراوانی جمعیت فیتوپلانکتون در ایستگاه های مورد مطالعه در شکل۳-۲۹ نمایش داده شده است. همانگونه که در شکل مشخص است ایستگاه ۳ (طبر) بیشترین فراوانی را از نظر فراوانی فیتو پلانکتونی نشان داده است.



شکل ۳-۲۹- میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در ایستگاه‌های مورد مطالعه در هورالعظیم (۱۳۹۰)

درصد فراوانی حضور گونه‌های شناسایی شده در جدول ۳-۸ ارائه شده است.

جدول ۳-۸ -گونه‌های غالب فیتوپلانکتون با درصد فراوانی حضور در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

شاخه	گونه	درصد فراوانی
Diatoms	*Synedra nana*	25.53
Cyanophyta	*Merismopedia punctata*	9.43
Chlorophyta	*Monoraphidium irregulare*	6.01
Cyanophyta	*Gomphosphaeria aponina*	4.62
Chlorophyta	*Oocystis sp3*	3.146
Diatoms	*Diatoma sp*	2.43
Chlorophyta	*Monoraphidium contortum*	1.81
Chlorophyta	*Selenastrum westii*	1.71
Dinophyta	*Gymnodinium sp*	1.58
Diatoms	*Aneumastus tusculus*	1.51
Diatoms	*Nitzschia reversa*	1.32
Diatoms	*Nitzschia palea*	1.32
Diatoms	*Nitzschia paleacea*	1.26
Diatoms	*Synedra acus*	1.242
Cyanophyta	*Merismopedia glauca*	1.15
Diatoms	*Navicula radiosa*	1.02
Diatoms	*Navicula vitabunda*	1.05

گونه Synedra nana، بیشترین فراوانی حضور را با ۲۵/۵۳ درصد را داشته است و به عنوان گونه غالب فیتوپلانکتون هورالعظیم در سال مطالعه(۱۳۹۰) معرفی می‌گردد. این گونه فقط در فصل پاییز و زمستان و در دمای بین ۲۰-۱۱ درجه سانتی گراد یافت شده است. همچنین این گونه در بهمن ماه در ایستگاه۲ بیشترین تراکم را داشته است. گونه Merismopedia punctata با درصد فراوانی ۹/۴۳ دومین گونه بوده که در فصل تابستان و پاییز و در دمای بین ۳۱-۱۱ درجه سانتی گراد یافت شده است. همچنین بیشترین فراوانی را در تیر ماه در ایستگاه ۳ داشته است. گونهMonoraphidium irregular با درصد فراوانی ۶/۶۲ نیز دارای فراوانی بالایی بوده که فقط در تابستان مشاهده گردیده و بیشتر در ایستگاه۳ حضور داشته و بیشترین تراکم را درتیر ماه در این ایستگاه نشان داده است.

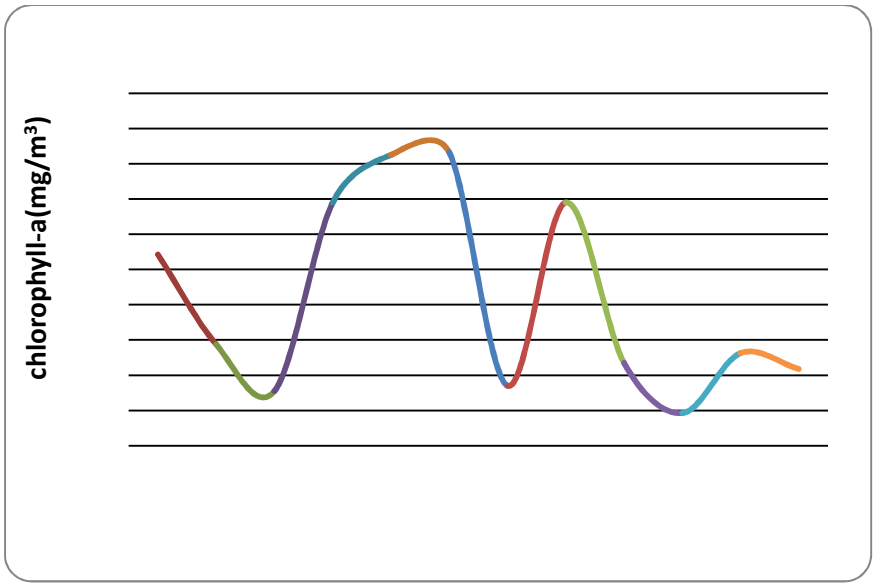
این گونه در دمای بین۲۶-۳۲ درجه سانتی گراد و با میزان شوری ppt ۲/۵۳-۲ مشاهده گردید. سپس گونه Gomphosphaeri aaponina با درصد فراوانی ۴/۶۲ که آن نیز فقط در تابستان حضور داشته و در دمای بین ۳۲-۲۶ درجه سانتی گراد و شوری ppt ۲/۵۳-۲ یافت گردید. فقط سه گونه اول جمعاً ۴۱ درصد فراوانی کل را دارا بودند.

جنس Nitzschia با ۳۱ گونه، بیشترین تعداد گونه را دارا بود. سپس جنس Navicula با ۱۱ گونه و جنس Euglena با ۹ گونه و جنس‌های Synedra و Scenedesmus هر کدام با ۸ گونه و جنس‌های Chroococcus، Fragilaria و Aphanocapsa هر کدام با ۵ گونه و جنس‌های Spirulina، Merismopedia، Oocystis، Oscillatoria و Mougeotia هر کدام با ۴ گونه نسبت به سایرین، دارای فراوانی گونه‌ای بیشتری بودند.

در بخش پیوست اشکال ۴-۶ تا ۴-۴۲، عکس های گونه های فیتوپلانکتون شناسایی شده ارائه شده است.

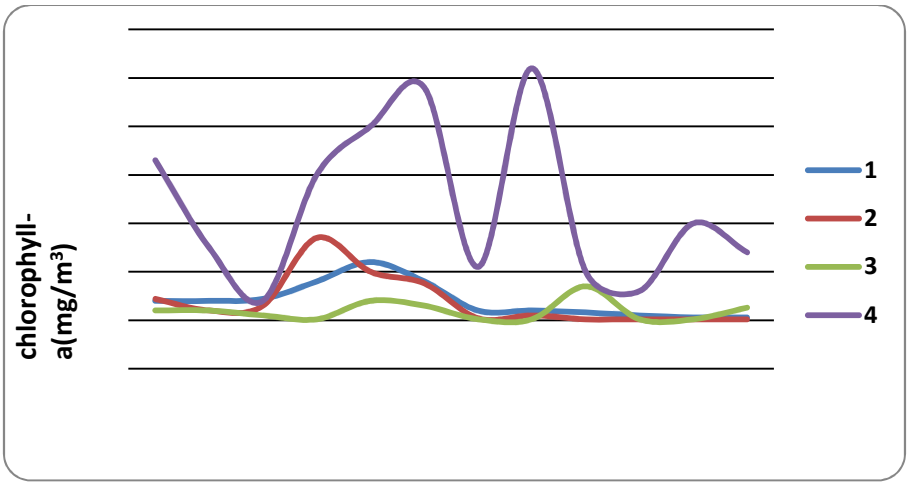
۲-۵-۳- تعیین سطح تروفی

روند تغییرات میانگین کلروفیل a نشان می دهد که بیشترین مقدار میانگین کلروفیل a در شهریور و مرداد ماه به ترتیب ۸/۳۲ و ۸/۲۵ میلی گرم در مترمکعب و کمترین مقدار آن در دی ماه برابر با ۰/۹۲ میلی گرم در متر مکعب می باشد(شکل ۳-۳۰).



شکل۳-۳۰- روند تغییرات میانگین کلروفیل a در ماه های مختلف در تالاب هورالعظیم(۱۳۹۰)

مقدار میانگین سالانه کلروفیل a، ۴/۱۷ میلی گرم در متر مکعب است و حداکثر آن ۲۶ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه ۴ و حداقل آن ۰/۱ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه‌های ۲ و۳ در فصل زمستان می باشد (شکل۳-۳۱).

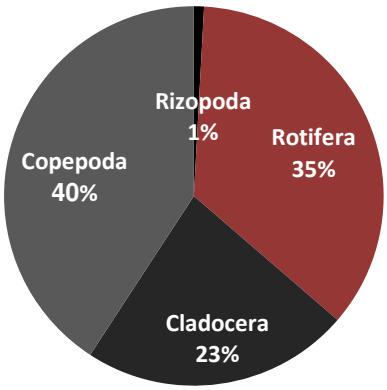


شکل۳-۳۱- روند تغییرات میانگین کلروفیل a در ایستگاه های مختلف تالاب هورالعظیم(۱۳۹۰)

۳-۵-۳- نتایج بخش زئوپلانکتون

- میانگین تراکم و درصد فراوانی گونه های شناسایی شده:

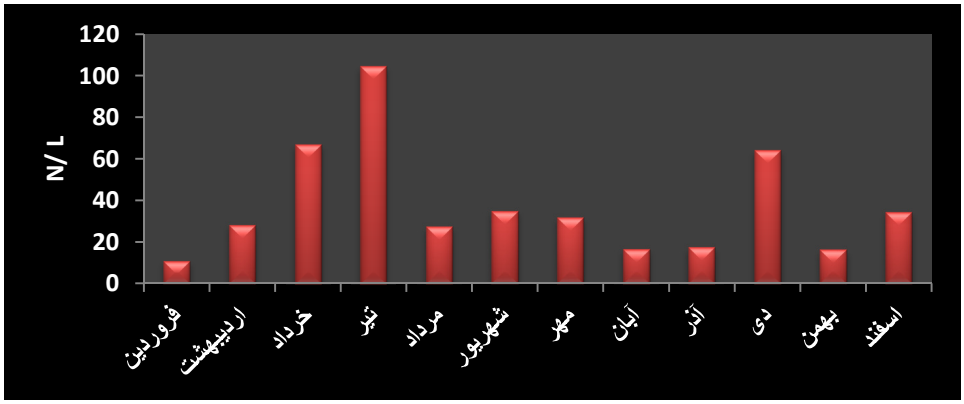
به طور کلی در طول مدت یک سال (۱۳۹۰) در تالاب هورالعظیم مجموعا ۳۵ گونه از زئوپلانکتون ها شناسایی شده اند. از ریزوپودا، گونه های خانواده های Arcellidae و Centripyxidae، از روتیفرا گونه های خانواده های Brachionidae، Lecanidae، Asplanchnidae و Philodinidae، از گروه سخت پوستان کلادوسر، گونه هایی از خانواده های Daphnidae، Sisidae و Chydoridae، از گروه پاروپایان (کوپه پودا)، از خانواده Cyclopoda حضور داشته اند. از مراحل لاروی گروه‌های بنتیک نیز مراحل لاروی نیز شناسایی شده اند که شامل نماتودا (Nematoda)، استراکودا (Ostracoda) و Chironomidae مراحل لاروی حشرات دوبالان (Diptera) بوده است. حدود ۹۸ درصد جمعیت زئوپلانکتونی شناخته شده بترتیب متعلق به کوپه پودا با۳۹/۹ درصد، روتیفرا با ۱۳۴/۷درصد، کلادوسرا با ۲۲.۳۸ درصد و ریزوپودا با ۰/۸۴۳ درصد بوده است. سایر گروه‌ها کمتر از ۲ درصد این مجموعه را شامل شده اند (شکل ۳-۳۲).



شکل ۳-۳۲- درصد گروه‌های مختلف زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های مورد مطالعه در هورالعظیم (سال ۱۳۹۰)

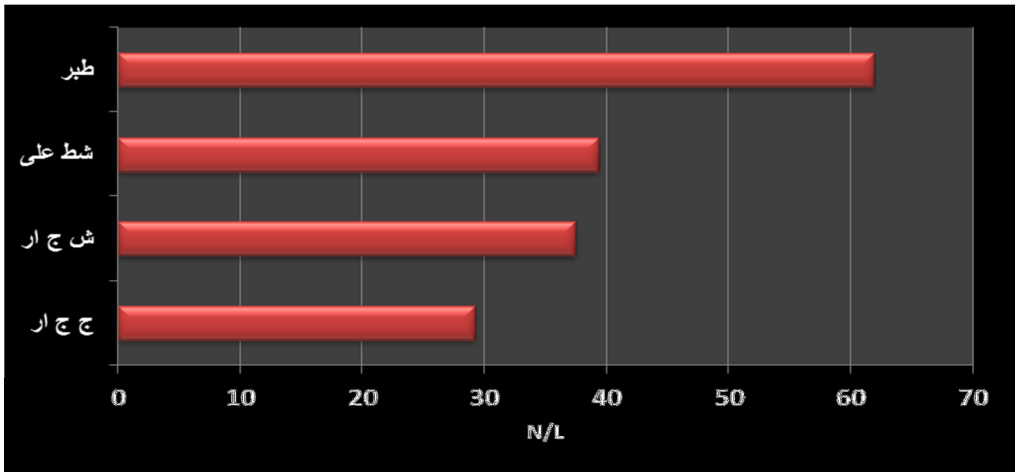
میانگین تراکم و درصد فراوانی هر یک از گونه ها در سراسر دوره مطالعه محاسبه شد که براساس آن، گونه Brachionus urceolaris با میانگین ۷/۲۹ تعداد در لیتر و درصد فراوانی ۱۷/۱۰۸، فراوان ترین نمونه در تالاب هورالعظیم محسوب می شود. میانگین تراکم در لیتر و درصد فراوانی گونه های شناسایی شده در جدول ۳-۹ نشان داده شده است.

بیشترین تراکم در تیر ماه حضور داشته است که عمدتا بدلیل فراوانی بالای مراحل لاروی کوپه پودا در این ماه بوده است (شکل ۳-۳۳). آنالیز واریانس یک‌طرفه اختلاف معنی‌داری را از نظر فراوانی کل زئوپلانکتون ها در ماه‌های مختلف نشان داده است (**P<0.05**). همچنین تغییرات میانگین فراوانی زئوپلانکتون‌ها در ایستگاه های مورد مطالعه در شکل ۳-۳۴ نمایش داده شده است.



شکل۳-۳۳- تغییرات میانگین فراوانی زئوپلانکتون هادر تالاب هور العظیم در ماه‌های مختلف (۱۳۹۰)

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه اختلاف معنی‌داری را از نظر فراوانی زئوپلانکتون‌ها در ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد (**p<0.05**). به طوری‌که ایستگاه طبر از سایر ایستگاه‌ها جدا شده است. در اشکال رسم شده ش‌ج‌ار مخفف شمال جاده امام رضا و ج‌ج‌ار مخفف جنوب جاده امام رضا می‌باشد.



شکل ۳-۳٤- میانگین فراوانی زئوپلانکتون‌ها در ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

جدول۳-۱۰- میانگین تراکم در لیتر و درصد فراوانی گونه های زئوپلانکتون در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

گروه	نام گونه	میانگین تراکم در لیتر	درصد فراوانی
Rizopoda	Arcella vulgaris	۰/۳۰	۰/۷۰۴
	Arcella dentata	۰/۰۴	۰/۰۹۳
	Centropyxis aculata	۰/۰۲	۰/۰۴۶
Rotifera	Brachionus urceolaris	۷/۲۹	۱۷/۱۰۸
	Brachionus bidentatus	۰/۰۶	۰/۱۴۰
	Brachionus quadridentatus	۰/۴۳	۱/۰۰۹
	Brachionus angularis	۰/۰۸	۰/۱۸۷
	calcyflorus Brachionus	۰/۰۵	۰/۱۱۷
	bennini Brachionus	۰/۰۶	۰/۱۴۰
	Macrochaetus subquadrara	۰/۰۲	۰/۰۴۶
	Keratella quadrata	۱/۱۹	۲/۷۹
	Platyias quadricornis	۰/۰۲	۰/۰۴۶
	Euchlanis dilatata	۰/۳۷	۰/۸۶۸
	Lepadella patella	۰/۰۲	۰/۰۴۶
Rotifera	Trichotria tetractis	۰/۱۲	۰/۲۸۱
	Monostyla bulla	۱/۴۵	۳/۴۰۲
	Monostyla arculata	۰/۱۰	۰/۲۳۴
	decipiens Monostyla	۰/۵۴	۲/۲۶۷
	hamata Monostyla	۰/۲۷	۰/۶۳۳
	Lecane luna	۰/۹۲	۲/۱۵۹

گروه	نام گونه	میانگین تراکم در لیتر	درصد فراوانی
	Lecane aculeata	۰/۰۴	۰/۰۹۳
	Asplanchna herricki	۰/۰۸	۰/۱۸۷
	Philodina sp	۱/۲۶	۲/۹۵۷
Cladocera	Daphnia sp	۵/۳۲	۱۲/۴۸۵
	Scapholebris sp	۰/۱۰	۰/۲۳۴
	Diaphanosoma sp	۱/۱۲	۴/۲۷۱
	Chydorus sphericus	۱/۹۰	۴/۴۵۹
	Alona costata	۰/۰۲	۰/۰۴۶
	Alona rectangulata	۰/۳۴	۰/۷۹۷
	Camptocercus rectirostris	۰/۰۴	۰/۰۹۳
Copepoda	Cyclops sp	۴/۱۶	۹/۷۶۲
	Mrsocyclops hyalinus	۱/۲۵	۲/۹۳۳
	Naplia of cyclops	۱۱/۵۹	۲۷/۲۰
Diptera Larvae	chironomidae larvae	۰/۵۵	۱/۲۹۰
Ostracoda	Ostracode larvae	۰/۲۴	۰/۵۶۳
Nematoda	Nematoda sp	۰/۰۸	۰/۱۸۷

۲-۵-۳- تنوع گونه های زئوپلانکتون شناسایی شده

زئوپلانکتون‌های شناسایی شده در سراسر دوره مطالعه در طول یک سال، متعلق به گروه‌های پروتوزوآ، روتیفرا، کوپه‌پودها، کلادوسرا، نماتودها، لارو استراکود و لارو حشرات بوده است. شاخص شانون- وینر به تفکیک ماه-ها و ایستگاه‌های مورد مطالعه، برای گونه‌های زئوپلانکتون محاسبه گردید. نتایج حاصل از سنجش شاخص تنوع شانون نشان می‌دهد که کمترین میزان این شاخص و در نتیجه، کمترین تنوع بر اساس ماه‌های مورد مطالعه، در دی ماه ۱۳۹۰ به مقدار ۰/۹۸۶ و براساس ایستگاه های مورد مطالعه در ایستگاه شط علی به مقدار ۲/۱۵ بوده است. بیشترین مقدار مربوط به شاخص شانون و در واقع بیشترین تنوع بر اساس ماه‌های مورد مطالعه در اردیبهشت ماه ۱۳۹۰ و به مقدار ۲/۶۱ و بر اساس ایستگاه های مورد مطالعه در ایستگاه شمال جاده امام رضا (ش ج ار) و به مقدار ۲/۴۲ بوده است.

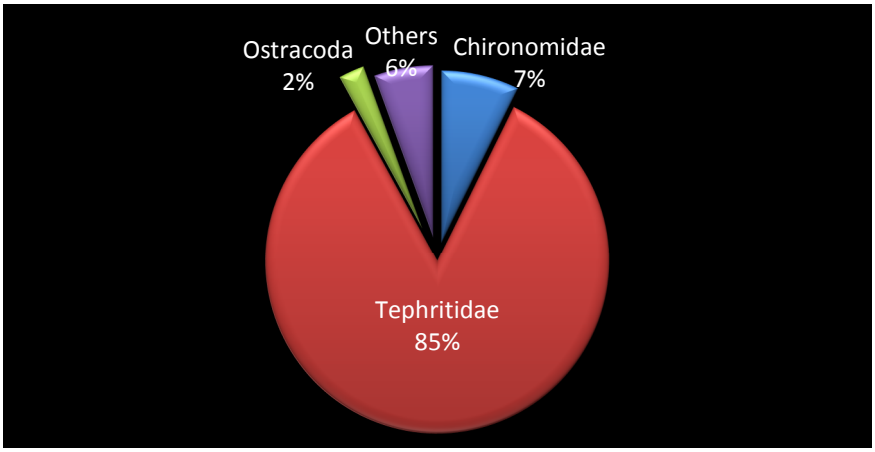
در بخش پیوست تصاویر ۴-۶ تا ۴-۴۲ ، عکس‌های گونه‌های زئوپلانکتون شناسایی شده ارائه شده است.

۳-۶- موجودات کف‌زی و آنالیز رسوبات

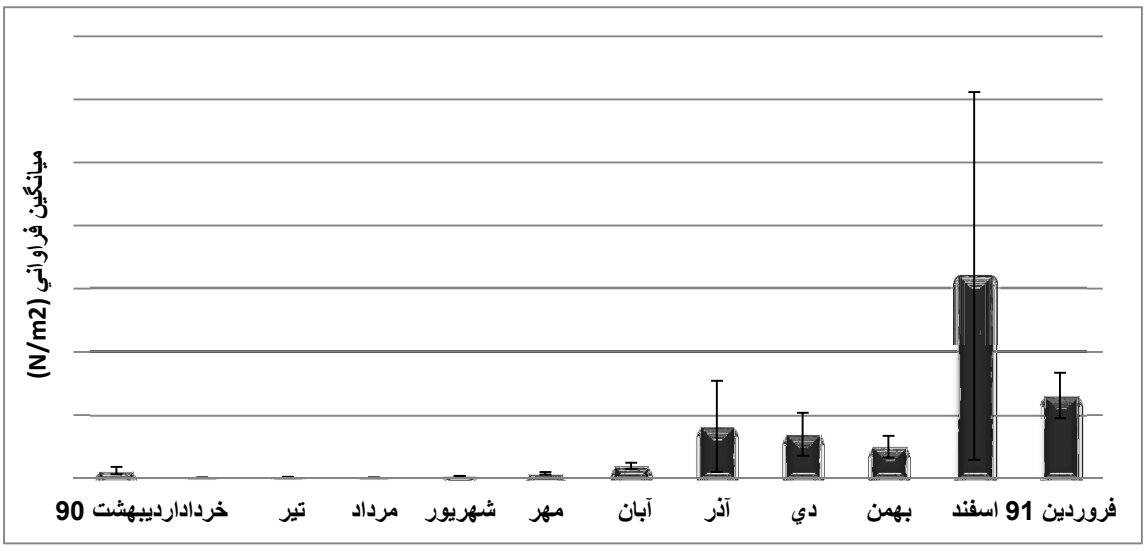
۳-۶-۱- نتایج بررسی ماکروبنتوزهای رسوبات تالاب هورالعظیم

در شکل ۳-۳۵ گروه‌های ماکروبنتوزی شناسایی شده در این مطالعه آورده شده است. از رده حشرات Diptera، گونه Zonosemata electa از خانواده Tephritidae، با ۸۵ درصد و پس از آن جنس Chironomus از خانواده

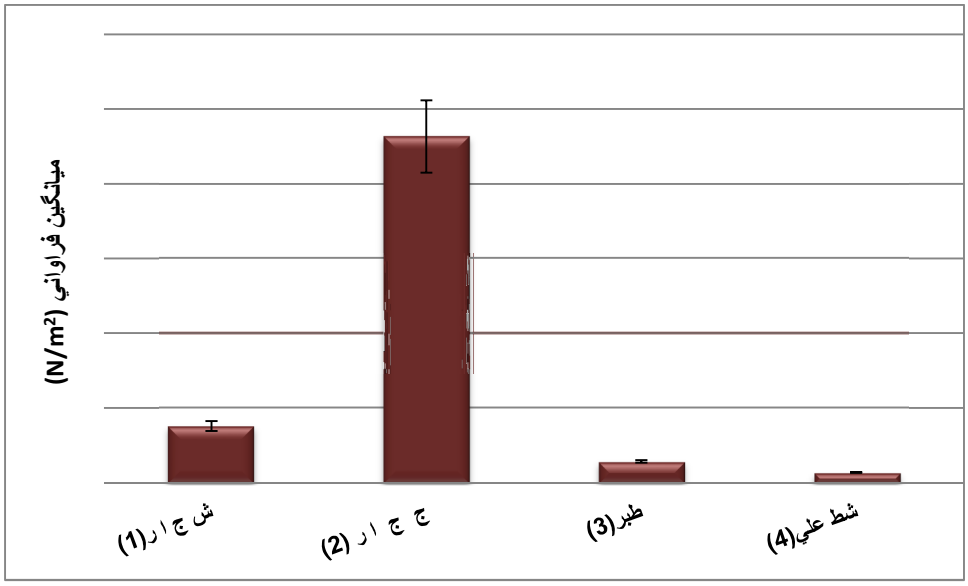
شیرونومیده ها با (۷٪) و از رده سخت پوستان، استراکود با (۲٪) فراوان ترین گروه‌های بنتیک این مطالعه بوده-اند. تغییرات میانگین فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ماه های مورد مطالعه در شکل۳-۳۶ آورده شده است، که براساس آن ماه اسفند بیشترین و ماه مرداد ،کمترین فراوانی را نشان داده است. افزایش چشم‌گیر جمعیت بنتوزها در ماه اسفند در ارتباط با فراوانی بالای گونه Z.electa خصوصا در ایستگاه ۲ می باشد. در بین ایستگاه های مورد مطالعه ایستگاه جنوب جاده امام رضا(۲) بیشترین فراوانی و شط علی (۴)کمترین فراوانی را دارد (شکل۳-۳۷). شکل ۳-۳۸ میانگین فراوانی گونه غالب را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می دهد. نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه فراوانی کل در ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان می‌دهد ($P<0.05$) در حالی‌که ماه‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری را نشان نمی دهند ($p>0.05$).



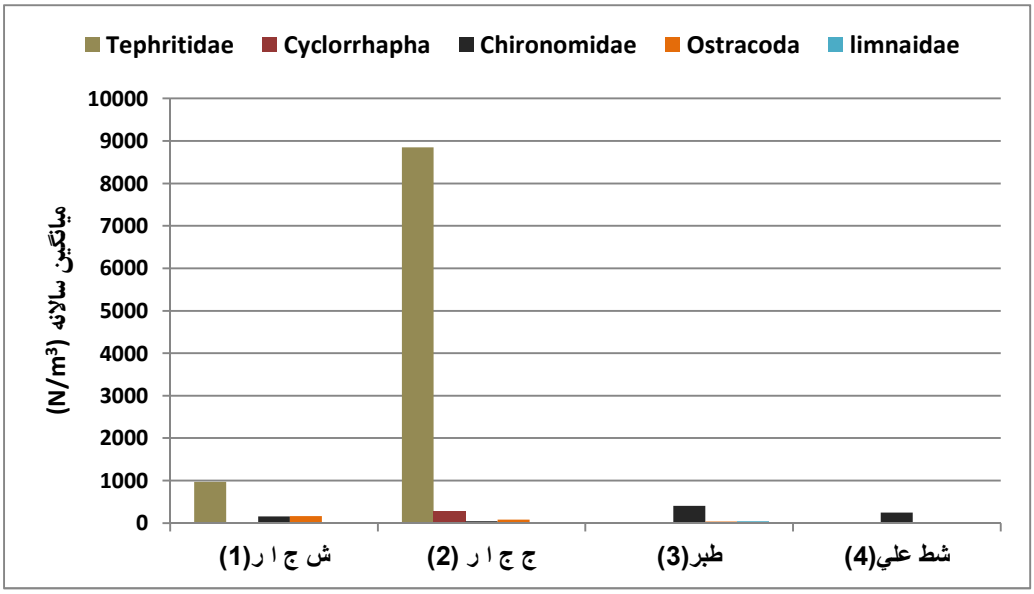
شکل ۳-۳۵- درصد فراوانی گروه‌های ماکروبنتوزی در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۳۶- میانگین فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده درطول ماه‌های مورد مطالعه درتالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۳۷- میانگین فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در تالاب هورالعظیم در ایستگاه‌های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

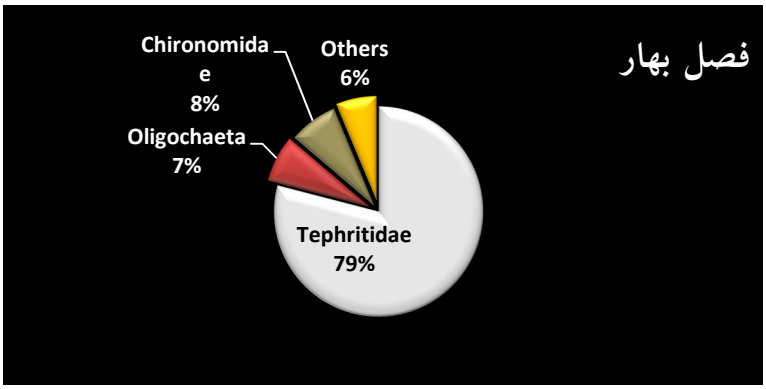


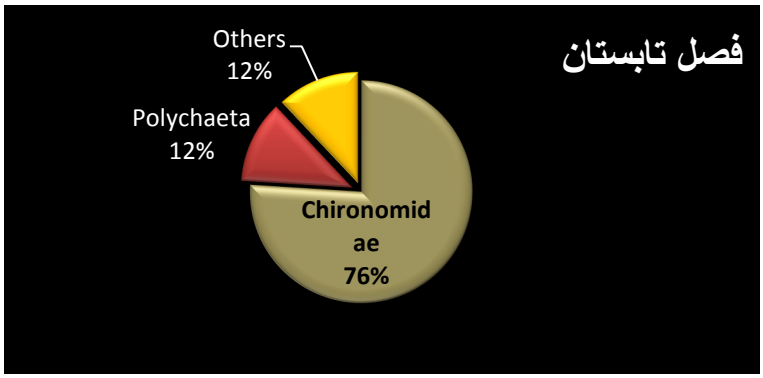
شکل ۳-۳۸-میانگین فراوانی گروه‌های غالب ماکروبنتوزی شناسایی شده در منطقه هورالعظیم در ایستگاه‌های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

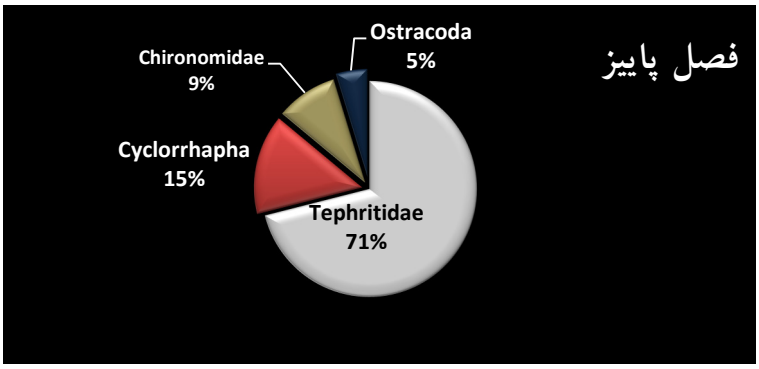
جدول۳-۱۱- فهرست گونه های شناسایی شده ماکرو بنتوزی و میانگین تعداد در سال مطالعه ((N/m2) در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

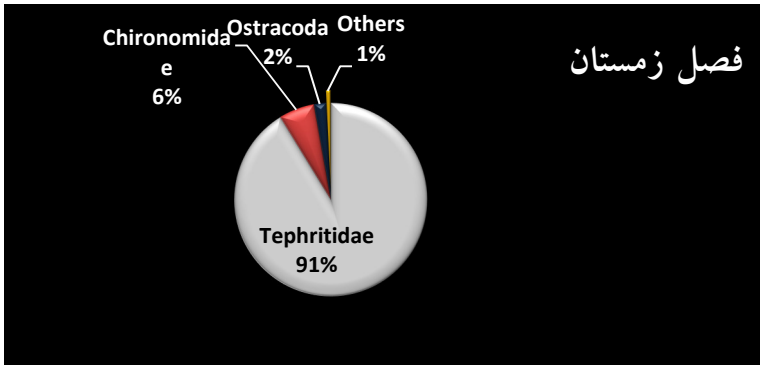
Phlym	class	order	suborder	family	genus	species	ث ج ا ر (۱)	ج ج ا ر (۲)	طیر (۳)	شنه علی (٤)
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora		lymnaidae		Lymnaea peregra	0	0	528	44
			Planorboidea	Physidae			44	0	88	0
		Architaenioglossa	Viviparoidea	viviparidae			0	0	88	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Zygoptera				44	0	44	0
			Anisoptera	Libellulidae			0	0	0	44
				cordulegastridae			0	0	44	0
		Diptera		Chironomidae	Chironomus	Chironomus sp.	366	220	415	258
					Spaniotoma.	Spaniotoma sp1.	44	0	429	387
						Spaniotoma sp2.	88	88	44	44
						Spaniotoma sp3.	337.3	0	88	154
			Nematoceta	Ceratopogonidae			44	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera		Tephritidae	Zonosemata	Zonosemata electa	2332	21243	264	0
		Coleoptera		Dytiscidae			0	132	44	0
		Ephemeroptera		Baetidae		Baetis rhodani	0	0	88	0
		Lepidoptera		Tischeriidae		Tischeria malifoliella	0	0	176	0
		Trichoptera		psychomyiidae			44	0	0	0
		Megaloptera					0	0	44	0
	Crustacea	Ostracoda					645.3	506	198	44
		Decapoda	Cariidae	Atyidae			0	0	132	44
Annelidae		Polychaeta		Capittelidae	Capitella sp.		0	88	0	44
		Oligochaeta		Tubificidae			1100	0	0	0
		Nemertina					88	0	0	0

در شکل۳-۳۹ درصد فراوانی گروه‌های غالب ماکروبنتوزی در فصول مختلف ارائه شده است. در تمامی فصول، به‌جز فصل تابستان که شیرونومیده بالای ۹۰ درصد مجموعه ماکروبنتوز را شامل می‌شود، خانواده Tephritidae (جنس Zonosemata)، بیشترین درصد فراوانی را نشان داده است. در فصل تابستان خانواده شیرونومیده با میانگین ۶۹/۶ فرد در متر مربع (۷۶٪) غالب بوده است. میانگین فراوانی جنس Zonosemata در فصول مختلف بهار، پاییز و زمستان به‌ترتیب۱۸۹۲، ۱۲۶۸ و ۶۶۴۸ فرد در متر مربع بوده است. فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه‌های مورد مطالعه در ماه‌های بررسی شده در شکل ۳-۴۰ نشان داده شده است.

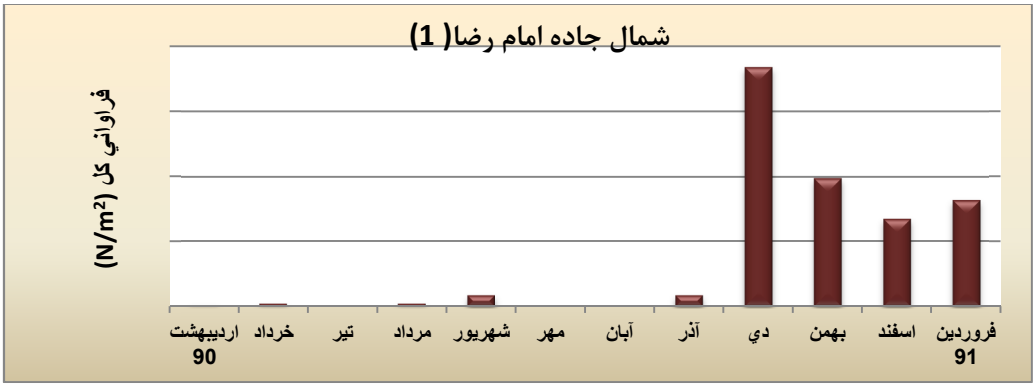


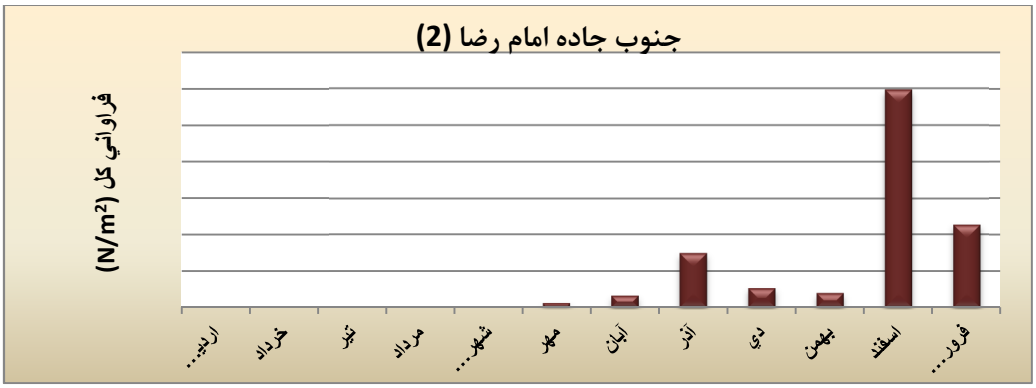


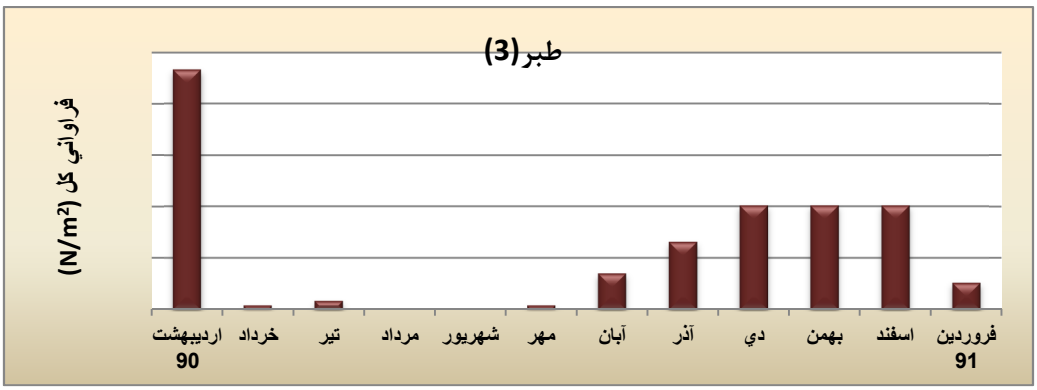


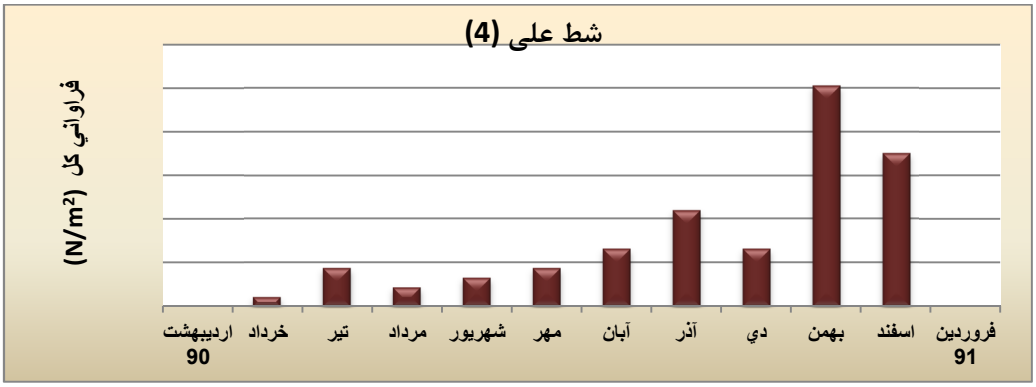


شکل ۳-۳۹- تغییرات درصد فراوانی گروه‌های غالب ماکروبنتوزی در فصول مختلف در تالاب هورالعظیم ۹۱-۱۳۹۰





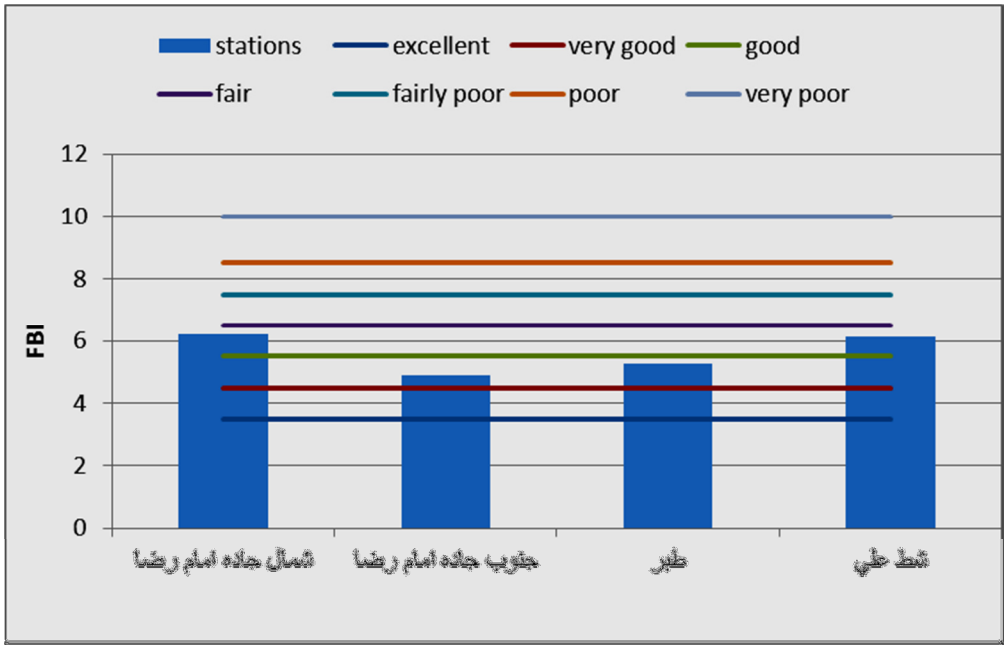




شکل ۳-٤۰- روند تغییرات ماهانه فراوانی ماکروبنتوزها(تعداد در مترمربع) در ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم ۹۱-۱۳۹۰

۳-٦-۳- تعیین شاخص کیفیت بیولوژیک هلسینهوف

در بررسی شاخص کیفیت بیولوژیک هلسینهوف، بر اساس ماکروبنتوزهای رسویات، ایستگاه‌های شمال جاده امام رضا (۱) و ایستگاه شط‌علی (۴) ، وضعیت متوسط محیطی(۵/۶-۵/۵) و ایستگاه طبر(۳) و جنوب جاده امام رضا(۲) وضعیت خوب (۵/۵-۴/۵) را نشان می‌دهند (شکل ۳-۴۱).



شکل۳-٤۱- مقادیر شاخص بیولوژیک هلسینهوف (FBI) در ایستگاه‌های مورد مطالعه در ماکروبنتوزهای رسوبات تالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

جدول۳-۱۲ مقادیر شاخص هلسینهوف را در فصل‌ها و ایستگاه‌های مورد مطالعه در ماکروبنتوزهای رسوبات نشان می‌دهد. براساس این جدول اغلب ایستگاه‌ها براساس شاخص هلسینهوف وضعیت متوسط محیطی (۶/۵-۵/۵) را نشان می‌دهند.

جدول ۳-۱۲- مقادیر شاخص بیولوژیک هلسینهوف در فصول مورد مطالعه در ماکروبنتوزهای رسوبات تالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

	شمال جاده امام رضا	جنوب جاده امام رضا	طبر	شط علی
بهار	۷/۲۲	-	۵/۲۴	۶
تابستان	۶	۷	۶	۶
پاییز	۶	۴/۸۸	۵/۶۱	۶/۲۵
زمستان	۶/۱	۶/۰۲	۶/۰۵	۶

٤-٦-۳- شاخص های تنوع زیستی ماکروبنتوزها

شاخص‌های تنوع زیستی ماکروبنتوزهای رسوبات در ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول ۳-۱۳ ارائه شده است. براساس شاخص تنوع شانون- وینر ایستگاه طبر(۳) بیشترین (۲/۳۹) و ایستگاه جنوب جاده امام رضا (۲) کمترین تنوع زیستی (۰/۵۹) را نشان داد.

جدول۳-۱۳- مقادیر شاخص های تنوع زیستی در ایستگاه های مورد مطالعه ماکروبنتوزها در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

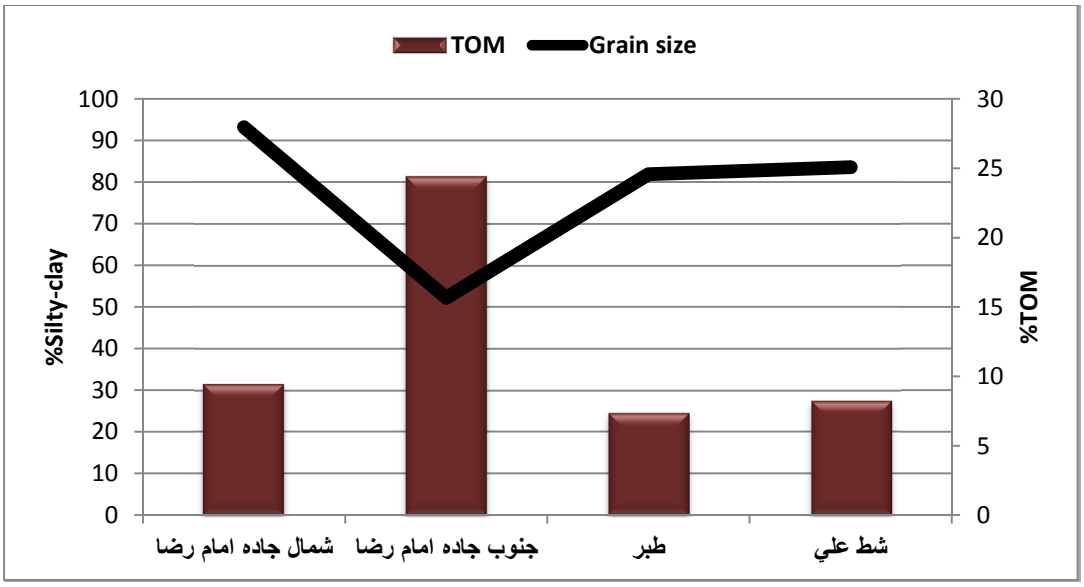
	Richness	Simpson's Dominance	Evenness	Shannon-Wiener
شمال جاده امام رضا(۱)	۱۴	۰/۲۶	۰/۶۵	۱/۷۲
جنوب جاده امام رضا(۲)	۷	۰/۷۱	۰/۳	۰/۵۹
طبر(۳)	۱۵	۰/۱۱	۰/۸۸	۲/۳۹
شط علی(۴)	۹	۰/۲۱	۰/۸۳	۱/۸۴

۵-۶-۳- آنالیز دانه‌بندی رسوبات

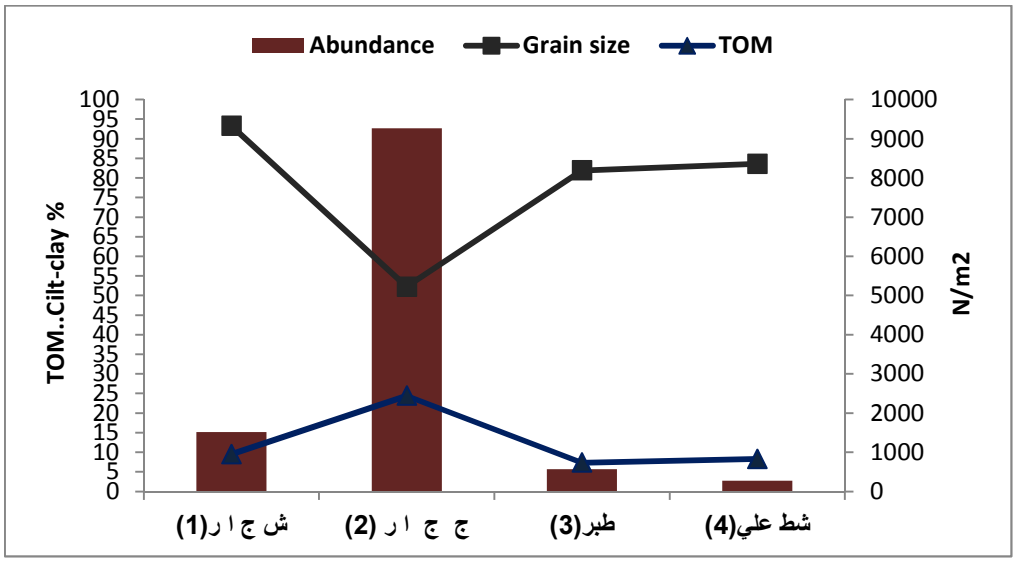
جدول ۳-۱۴ نتایج سنجش میزان کل مواد آلی و دانه‌بندی رسوبات در ایستگاه‌ها و فصول مختلف را نشان می-دهد که در اکثر ایستگاه‌ها میزان سیلت-کلی بالاتر از ۷۱/۸۴٪ بوده است. براساس آن بیشترین میزان مواد آلی رسوبات در ایستگاه جنوب جاده امام رضا و در فصل زمستان (۵۵/۷۲٪) و کمترین میزان در فصل تابستان ایستگاه شط علی (۴/۵۶٪) ثبت شده است. در شکل ۳-۴۲ مقایسه‌ای بین درصد میزان مواد آلی و دانه بندی رسوبات و در شکل ۳-۴۳ مقایسه این پارامترها با فراوانی کل ماکروبنتوزها انجام شده است.

جدول۳-۱۴- مقادیر درصد سیلت-کلی و مواد آلی در بستر ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم ۹۱-۱۳۹۰

ایستگاه / فصل	شمال جاده امام رضا(۱)٪		جنوب جاده امام رضا(۲)٪		طبر(۳)٪		شط علی(٤)٪	
	سیلت-کلی	TOM	سیلت-کلی	TOM	سیلت-کلی	TOM	سیلت-کلی	TOM
بهار	۹۸/۳۷	–	-	–	۹۲/۷۲	۸/۲۲	۷۱/۸۴	۷/۰۲
تابستان	۹۱/۳۲	۷/۳	۲۳/۶۷	۷/۴۳	۸۵/۸۴	۶/۰۹	۹۶/۱۶	۴/۵۶
پاییز	۹۳/۰۴	۱۲/۴۹	۸۹/۵۳	۱۰/۰۸	۸۹/۹۴	۷/۵۶	۸۳/۹	۷/۵۳
زمستان	۹۰/۲۴	۸/۷	۷۳/۴۷	۵۵/۷۲	۵۴/۱۸	۷/۴۰	۸۲/۴۸	۱۴/۰۴



شکل ۳-۴۲- مقایسه درصد TOM و Silty – Clay در ایستگاه‌های مختلف (۱۳۹۰-۱۳۹۱)



شکل ۳-۴۳- مقایسه تغییرات میانگین فراوانی ماکروبنتوزها با درصد مواد آلی و سیلت کلی در رسوبات ایستگاه‌های مورد مطالعه درتالاب هورالعظیم ۹۱-۱۳۹۰

۳-۷- نتایج ماهی شناسی

۳-۷-۱- برآورد میزان صید

به منظور بدست آوردن آمار صیادان، تمامی سه منطقه با مراجعه به محل‌های تخلیه صید سرکشی گردید. بر اساس این آمار، تعداد کل صیادان منطقه تالاب هورالعظیم ۲۸۱ نفر بدست آمد جدول (۳-۱۵). طول کل ادوات مورد استفاده در حدود ۱۴۱ کیلومتر بود.

جدول۳-۱۵-تعداد صیادان فعال و ادوات صید مورد استفاده (متر) در تالاب هورالعظیم در دوره بررسی

ماه های سال	تعداد صیاد فعال در تالاب (نفر)	میانگین طول ادوات مصرفی(m)	طول کل ادوات مورد استفاده(m)
خرداد ۱۳۹۰	۲۱	۴۸۰	۱۰۰۸۰
تیر	۲۱	۴۸۰	۱۰۰۸۰
مرداد	۲۵	۴۸۰	۱۲۰۰۰
شهریور	۲۴	۴۸۰	۱۱۵۲۰
مهر	۲۲	۴۸۰	۱۰۵۶۰
آبان	۲۸	۴۸۰	۱۳۴۴۰
آذر	۳۲	۴۸۰	۱۵۳۶۰
دی	۳۰	۴۸۰	۱۴۴۰۰
بهمن	۳۳	۴۸۰	۱۵۸۴۰
اسفند ۱۳۹۰	۳۲	۴۸۰	۱۵۳۶۰
فروردین ۱۳۹۱	۱۲	۴۸۰	۵۷۶۰
اردیبهشت ۹۱	۱۳	۴۸۰	۶۲۴۰
جمع کل	۲۸۱		۱۴۰۶۴۰

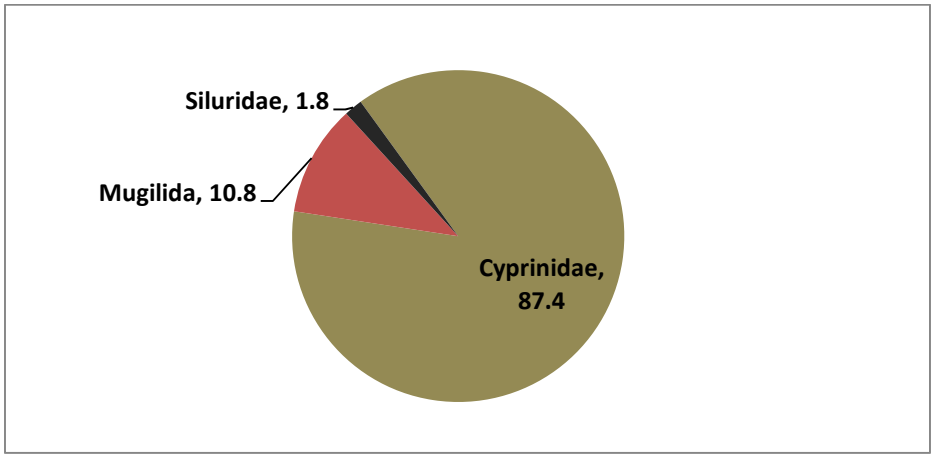
جدول۳-۱۶- میزان تلاش صیادی، صید و صید در واحد تلاش صیادی در ماه‌های مختلف در تالاب هور العظیم ۱۳۹۰

ماه‌های سال	تلاش صیادی (روز-صیاد)	صید (کیلو گرم)	صید در واحد تلاش صیادی (کیلوگرم – روز)	فعالیت ماهانه (روز)
خرداد ۱۳۹۰	۴۸۳	۵۱۹۰	۱۰/۷	۲۳
تیر	۵۴۶	۵۶۸۸	۱۰/۴	۲۶
مرداد	۶۲۵	۶۱۳۸	۹/۸	۲۵
شهریور	۶۴۸	۷۷۹۲	۱۲	۲۷
مهر	۶۳۸	۹۱۴۲	۱۴/۳	۲۹
آبان	۷۰۰	۱۳۳۰۲	۱۹	۲۵
آذر	۸۶۴	۱۳۵۱۸	۱۵/۶	۲۷
دی	۸۷۰	۱۲۶۰۵	۱۴/۵	۲۹
بهمن	۹۵۷	۱۲۳۹۳	۱۲/۹	۲۹
اسفند ۱۳۹۰	۷۰۴	۶۵۷۹	۹/۳	۲۲
فروردین ۱۳۹۱	۳۰۰	۴۹۴۸	۱۶/۵	۲۵
اردیبهشت ۹۱	۳۳۸	۵۸۸۸	۱۷/۴	۲۶
جمع کل	۷۶۷۳	۱۰۳۱۸۳		۳۱۳

بیشترین و کمترین میزان تلاش صیادی و میزان صید به ترتیب مربوط به ماه‌های آذر و فروردین بود. جمع کل تلاش صیادی ۷۶۷۳ روز- صیاد و میزان کل صید استحصال شده از هور در حدود ۱۰۳ تن بود (جدول ۳-۱۶).

۲-۷-۳- خانواده های شناسایی شده

در طول مدت بررسی یعنی از خردادماه ۱۳۹۰ تا اردیبهشت ماه۱۳۹۱ خانواده های Siluridae, Mugiludae و Cyprinidae شناسایی شدند که از میان آن‌ها، خانواده Cyprinidae با ۸۷/۴ درصد بیشترین درصد فراوانی نسبی ماهیان را در منطقه هورالعظیم دارا بود (شکل۳-۴۴).



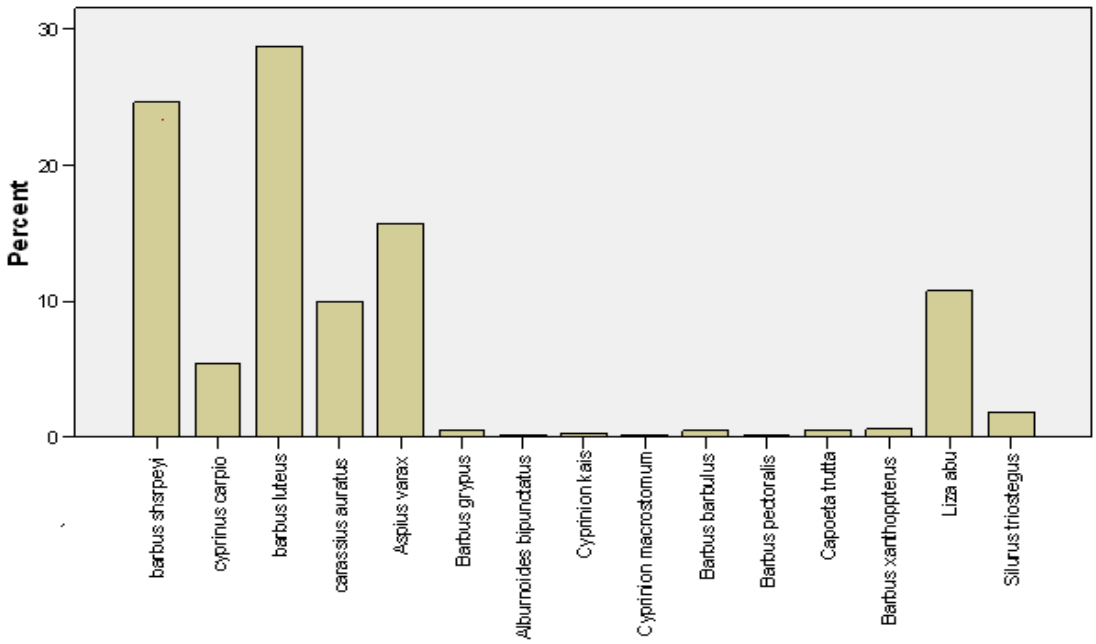
شکل ۳-٤٤- درصد فراوانی خانواده‌های ماهیان در طول دوره مطالعه (خرداد ماه ۹۰ تا اردیبهشت ماه ۹۱)

۳-۷-۳-گونه های شناسایی شده

در مطالعه حاضر ۱۵ گونه ماهی متعلق به ۸ جنس و ۳ خانواده، در تالاب هورالعظیم شناسایی گردید. گونه‌های شناسایی شده عبارتند از:

Mesopotamichthys sharpeyi, Cyprinus carpio, Carasobarbus luteus, carassius auratus, Aspius varax, Tor grypus, Alburnoides bipunctatus, Cyprinion macrostomum, Cyprinion kais, Luciobarbus barbulus, Luciobarbus pecto-ralis, Capoeta trutta, LucioLuciobarbus xanthopterus, Liza abu, Silurus triostegus.

گونه Carasobarbus luteus با ۲۸/۷ درصد و گونه Mesopotamichthys sharpeyi با ۲۴/۶ درصدگونه های غالب بودند(شکل ۳-۴۵ و جدول۳-۱۷).



شکل ۳-٤٥- درصد فراوانی گونه های ماهیان شناسایی شده در مدت مطالعه (خردادماه۹۰ تا اردیبهشت ماه ۹۱)

جدول ۳-۱۷- درصد فراوانی خانواده‌ها و گونه‌های شناسایی شده در نمونه‌های ماهیان منطقه تالاب هورالعظیم از خردادماه ۹۰ تا اردیبهشت ماه ۹۱

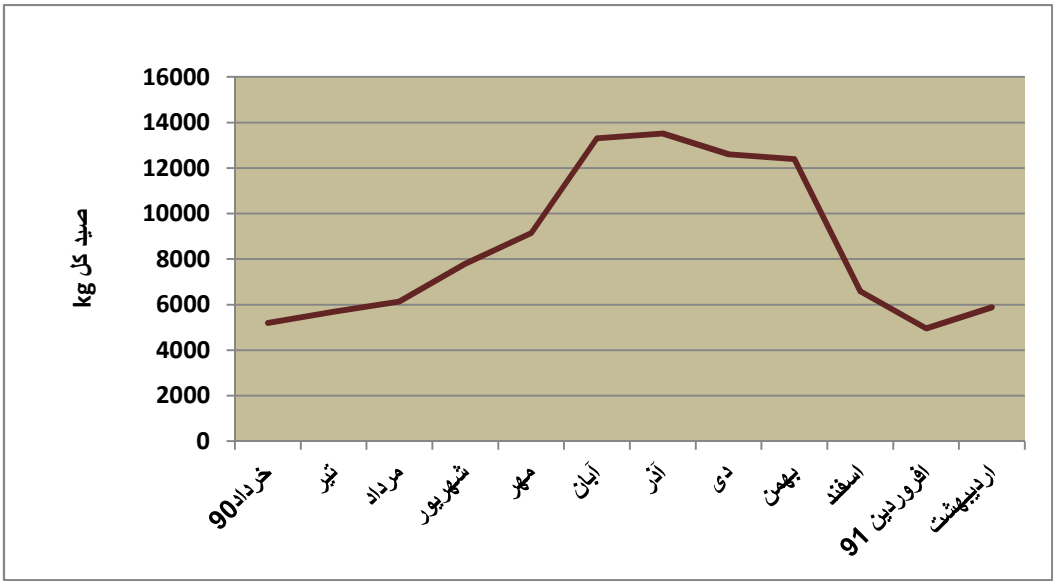
ردیف	تعداد	درصد	گونه	درصد	خانواده	نام محلی
۱	۳۶۲	۲۴/۶	*Mesopotamichthys sharpeyi*	۸۷/۴	Cyprinidae	بنی
۲	۸۰	۵/۴	*Cyprinus carpio*			کپور معمولی
۳	۴۲۲	۲۸/۷	*Carasobarbus luteus*			حمری
۴	۱۴۶	۹/۹	*carassius auratus*			کاراس
۵	۲۳۱	۱۵/۷	*Aspius varax*			شلج
۶	۸	۰/۵	*Tor grypus*			شیربت
۷	۳	۰/۲	*Alburnoides bipunctatus*			خیاطه
۸	۳	۰/۲	*Cyprinion macrostomum*			بوتک دهان بزرگ
۹	۴	۰/۳	*Cyprinion kais*			بوتک دهان کوچک
۱۰	۷	۰/۵	*Luciobarbus barbulus*			برزم لب پهن
۱۱	۲	۰/۱	*Luciobarbus pectoralis*			برزم معمولی
۱۲	۷	۰/۵	*Capoeta trutta*			توینی
۱۳	۹	۰/۶	*LucioLuciobarbus xanthopterus*			گطان
۱۴	۱۵۸	۱۰/۸	*Liza abu*	۱۰/۸	Mugilidae	بیاح
۱۵	۲۷	۱/۸	*Silurus triostegus*	۱/۸	Siluridae	گربه ماهی
جمع	۱۴۶۹	۱۰۰		۱۰۰		

جدول۳-۱۸ میزان صید محاسبه شده گونه‌های مهم شناسایی شده را به تفکیک نشان می‌دهد. بر اساس نتایج بدست آمده بیشترین صید مربوط به ماهی بنی در آذر ماه بوده است. صید ماهی بنی در کلیه فصول سال به جز تابستان مطلوب بوده‌است. صید ماهی حمری در شهریور ماه به بالاترین میزان (۶۶۲۵ کیلوگرم) رسید. بیشترین میزان صید ماهی شلج و بیاح (شوچی) در آبان ماه ثبت گردید. صید ماهی کاراس (اوشین) در اردیبهشت بالاترین بود. صید کپور در خرداد ماه ۷۰۱ کیلوگرم بود. مجموع صید سایر آبزیان شامل ماهیانی همچون شیربت، برزم، گطان و... در ماههای فصل پاییز خصوصا آذر ماه به بالاترین میزان رسید.

جدول۳-۱۸- میزان صید محاسبه شده گونه‌های مهم شناسایی شده در طی دوره بررسی شده در تالاب هورالعظیم (۹۱-۱۳۹۰)

ماه‌های سال	حمری	بنی	شلج	بیاح (شوچی)	کاراس (اوشین)	کپور معمولی	سایر	جمع کل
خرداد	۱۶۴۹	۱۱۴۱	۵۱۲	۹۰۳	۷۷	۷۰۱	۲۰۷	۵۱۹۰
تیر	۵۱۱۲	۱۷	۳۱۳	۱۹	۰	۰	۲۲۷	۵۶۸۸
مرداد	۵۴۳۳	۲۰	۴۱۳	۰	۲۷	۰	۲۴۵	۶۱۳۸
شهریور	۶۶۲۵	۲۵۱	۵۷۴	۰	۳۱	۰	۳۱۱	۷۷۹۲
مهر	۲۱۵۵	۳۱۳۱	۶۰۵	۲۷۸۱	۱۸	۸۷	۳۶۵	۹۱۴۲
آبان	۳۹۹۷	۱۴۲۴	۷۰۶	۶۶۴۳	۰	۰	۵۳۲	۱۳۳۰۲
آذر	۲۴۸۱	۹۰۹۰	۲۰۶	۱۱۴۰	۵۴	۷	۵۴۰	۱۳۵۱۸
دی	۴۲۹۱	۷۶۰۳	۲۰۷	۰	۰	۰	۵۰۴	۱۲۶۰۵
بهمن	۳۵۲۳	۷۶۶۸	۹۷	۶۱۰	۰	۰	۴۹۵	۱۲۳۹۳
اسفند	۱۱۰۶	۵۱۳۵	۰	۰	۰	۹	۳۲۹	۶۵۷۹
فروردین	۲۴۸۸	۱۹۳۷	۷۴	۱۷۵	۲۱	۵۵	۱۹۸	۴۹۴۸
اردیبهشت	۱۳۵۴	۳۵۸۰	۱۴۶	۹۷	۱۳۶	۳۴۰	۲۳۵	۵۸۸۸
جمع کل	۴۰۲۱۴	۴۰۹۹۷	۳۸۵۳	۱۲۳۶۸	۳۶۴	۱۱۹۹	۴۱۸۸	۱۰۳۱۸۳

بر اساس شکل ۳-۴۶ بیشترین میزان صید کل در آبان تا بهمن بوده است. از مهر ماه شروع به افزایش نموده، آذر بیشترین صید و در اسفند کاهش مشخص را نشان می‌دهد.



شکل۳-٤٦- شکل تغییرات میزان صید کل در دوره مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم(۹۱-۱۳۹۰)

٤-۷-۳- شناسایی گونه های موجود در تالاب هورالعظیم

از میان خانواده‌های شناسایی شده در مطالعه حاضر، یعنی Mugilidae, Siluridae, Cyprinidae، خانواده Cyprinidae با ۱۳ گونه بیشترین حضور و با ۸۷/۴ درصد بیشترین فراوانی را خود اختصاص داده است. در کل در مطالعه حاضر ۱۵ گونه متعلق به ۸ جنس و ۳ خانواده در تالاب هورالعظیم شناسایی و مطالعه گردید، که عبارتند از:

Mesopotamichthys sharpeyi, Cyprinus carpio, Carasobarbus luteus, carassius auratus, Aspius varax, Tor grypus, Alburnoides bipunctatus, Cyprinion macrostomum, Cyprinion kais, Luciobarbus barbulus, Luciobarbus pectoralis, Capoeta trutta, LucioLuciobarbus xanthopterus, Liza abu, Silurus triostegus.

۵-۷-۳- تخمین پارامتر های بیولوژیک ماهیان غالب هور العظیم

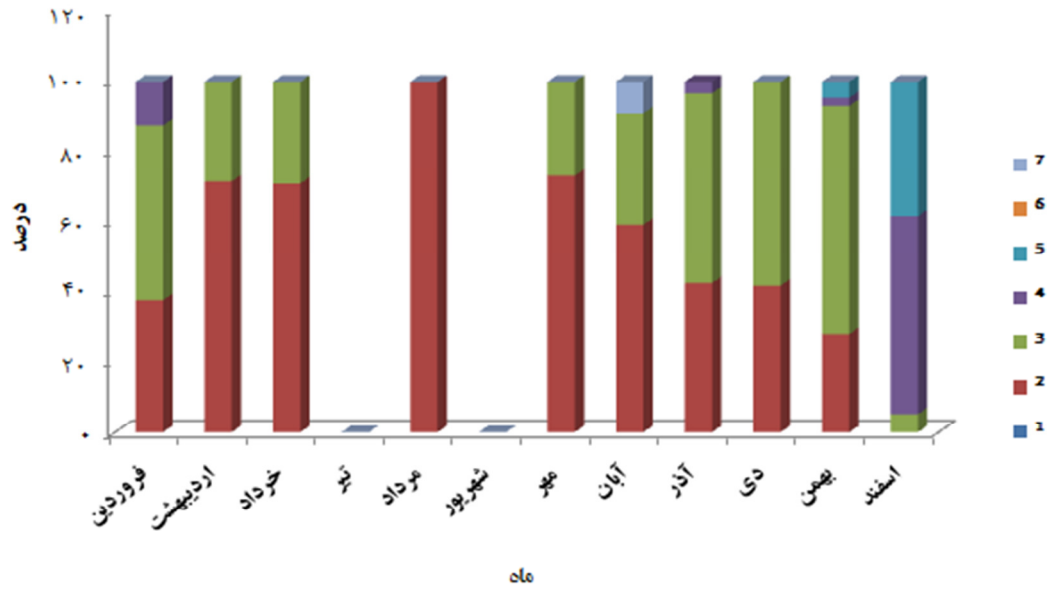
در این بخش از نتایج به بررسی پارامترهای زیست‌سنجی و برخی ویژگی‌های بیولوژیک دو گونه غالب این مطالعه، ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) و ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) که بالای ۵۰ درصد فون ماهیان را در تالاب شامل می‌شدند می‌پردازیم.

۱-۵-۷-۳- ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*)

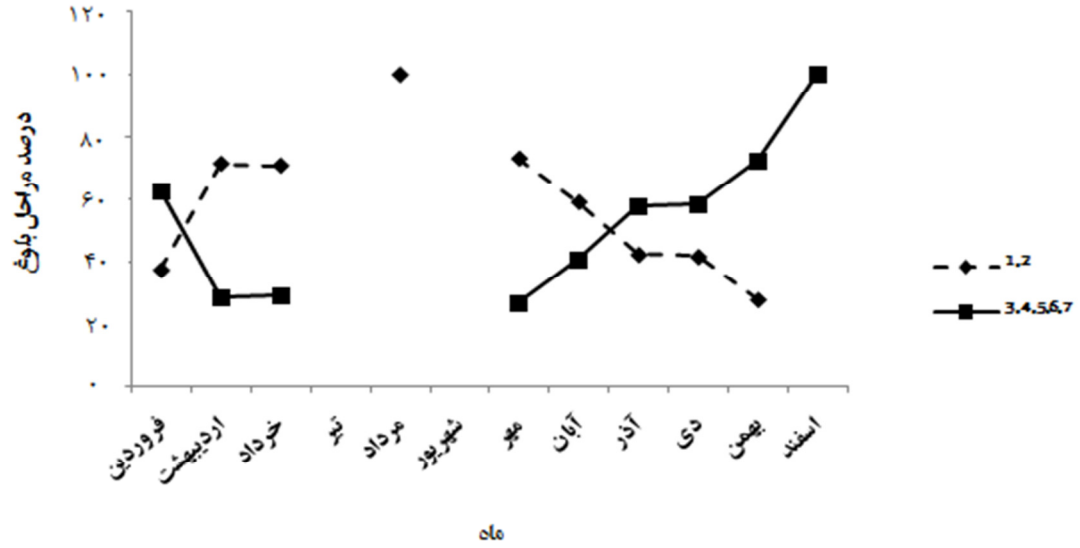
-فصل تخمریزی

درصد فراوانی ماهیان بالغ در ماه‌های مختلف مدت بررسی، در شکل ۳-۴۷ آورده شده است. همان طور که در شکل مشخص است در ماه‌های بهمن و اسفند بیشترین میزان ماهیان بالغ وجود دارد و در فروردین درصد افراد بالغ کاهش می‌یابد، از اردیبهشت ماه تعداد افراد نابالغ افزایش یافته و این افزایش تا آبان ماه مشاهده می شود و در آبان ماه بتدریج رو به کاهش می‌رود که این روند به‌خوبی در شکل نیز قابل مشاهده است.

در شکل ۳-۴۸ درصد ماهیان بالغ (مرحله ۴ و ۵ و ۶ و ۷ رسیدگی جنسی) و ماهیان نابالغ (مرحله ۱ و ۲ و ۳ رسیدگی جنسی) مورد مقایسه قرار گرفت .



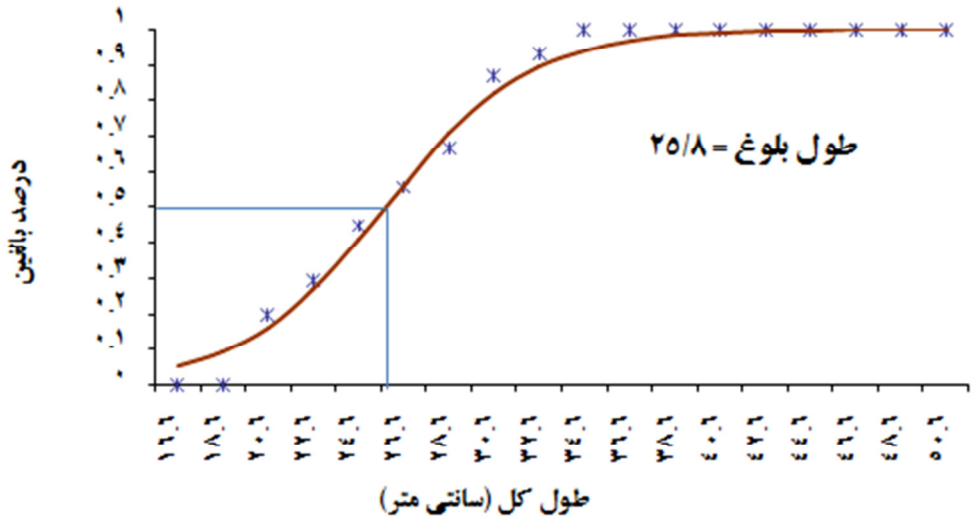
شکل ۳-۴۷- توزیع فراوانی مراحل بلوغ غدد جنسی در ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف درسال (۹۱-۹۰)



شکل ۳-٤٨- مقایسه درصد فراوانی ماهیان بالغ و نابالغ ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

-طول در اولین بلوغ جنسی (Length at First Maturity)

برای برآورد طول در نخستین بلوغ ازمدل تیغه ای Logistic model استفاده گردید. و طی محاسبات انجام شده اولین طول بلوغ ۲۵.۸ سانتمتر براورد شد (شکل۳-۴۹).



شکل ۳-٤٩- شکل گرافیکی توزیع فراوانی مراحل بلوغ غدد جنسی بر اساس گروه‌های طولی در ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

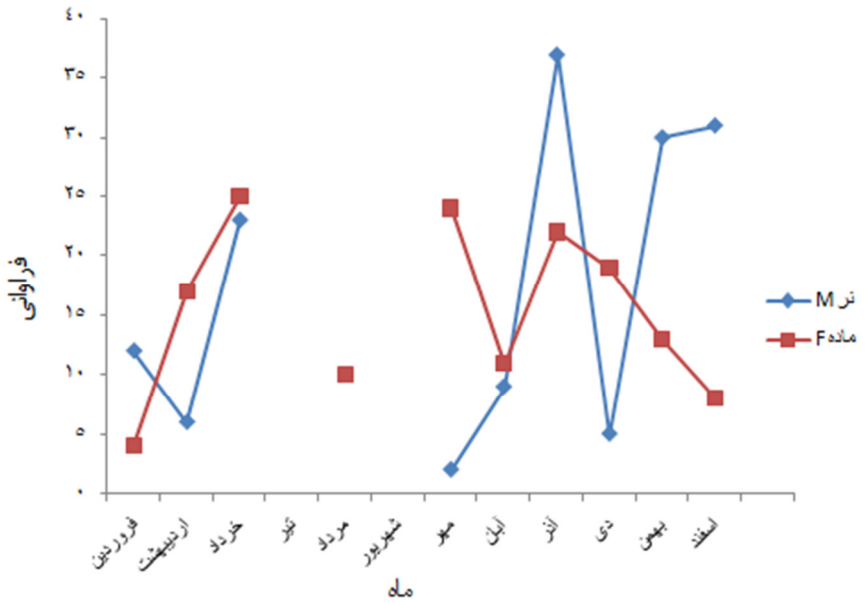
-نسبت جنسی

نسبت جنسی نر به ماده در ماه‌های مختلف متغیر بوده است. طبق جدول ۳-۱۹ بیشترین نسبت جنسی نر به ماده مربوط به ماه اسفند به میزان ۳/۸۷ به ۱ و کمترین میزان نسبت جنسی مربوط به ماه مرداد می‌باشد که تمامی نمونه‌ها ماده بودند. تست کای دو تقریبا در اکثر ماه‌های فصول بهار و پاییز و زمستان نشان دهنده اختلاف معنی-دار در نسبت جنسی ماهی بنی می باشد ($p>0.05$).

در شکل ۳-۵۰ فراوانی نر و ماده در ماه‌های مختلف نشان داده شده است و طبق شکل در ماه تیر کمترین اختلاف و در ماه آذر بیشترین اختلاف فراوانی مشاهده می‌شود.

جدول۳-۱۹- آمار نسبت جنسی نر به ماده ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

ماه	تعداد کل	ماده	نر	نر به ماده	x^2
فروردین	۱۹	۴	۱۲	۳	۴
اردیبهشت	۲۵	۱۷	۶	۳۵/۰	۲۶/۵
خرداد	۴۸	۲۵	۲۳	۹۲/۰	۰۸/۰
تیر	۴۸	۰	۰	۰	۰
مرداد	۳۴	۱۰	۰	۰	۰
شهریور	۰	۰	۰	۰	۰
مهر	۲۷	۲۴	۲	۰۸/۰	۶/۱۸
آبان	۲۰	۱۱	۹	۸۱/۰	۲/۰
آذر	۶۴	۲۲	۳۷	۶۸/۱	۸۱/۳
دی	۲۵	۱۹	۵	۲۶/۰	۱۶/۸
بهمن	۴۵	۱۳	۳۰	۳/۲	۷۲/۶
اسفند	۳۹	۸	۳۱	۸۷/۳	۵۶/۱۳



شکل۳-۵۰-شکل فراوانی جنس نر و ماده ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

-رابطه طول - وزن

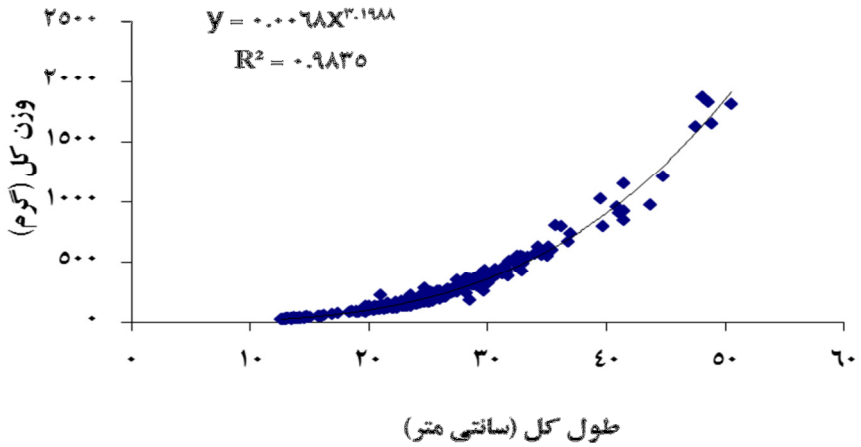
رابطه طول و وزن کل در شکل ۳-۵۱ نشان داده شده است. میزان **b** و **a** به ترتیب برابر ۳/۱۹۸۸ و ۰/۰۰۶۸ به‌دست آمده است. میزان **b** با ۳ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد (t=2.98, df=392, p>0.05) .

زیست سنجی طولی و وزنی کل ماهیان، رابطه توانی (طول _ وزن) را به صورت ذیل نشان می دهد:

$W = 0.0068(FL^{3.1988})$

$(R^2$=0.9835 ,R=0.99,n=394)

الگوی رشد از نوع ایزومتریک بود. (t_testp<۰.۰۵) .



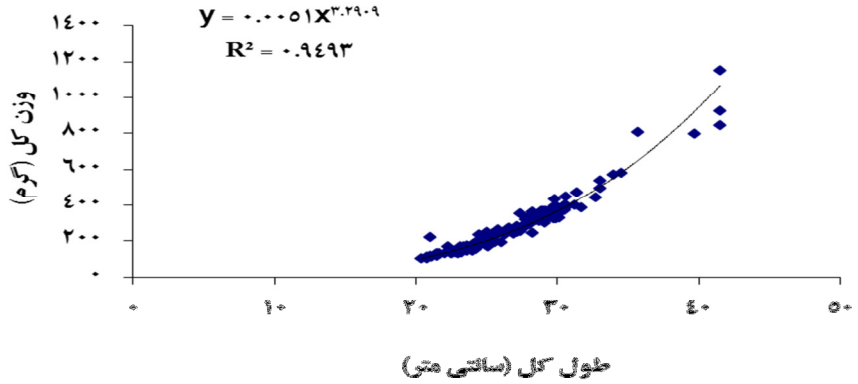
شکل ۳-۵۱- شکل رابطه طول و وزن جمعیت ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

در رابطه طول و وزن ماهی بنی نر، میزان **b** و **a** به ترتیب برابر ۳/۲۹ و ۰/۰۰۵۱ به‌دست آمده است. میزان **b** با ۳ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد ($t=2.97, df=153, p>0.05$) .

معادله طول و وزن بدن ۱۵۵ عدد ماهی بنی نر در تالاب هورالعظیم به صورت زیر بدست آمد:.

$$W = 0.0051(FL^{3.29})$$

شکل ۳-۵۲- شکل گرافیکی رابطه طول و وزن جنس نر ماهی بنی را نشان می دهد.



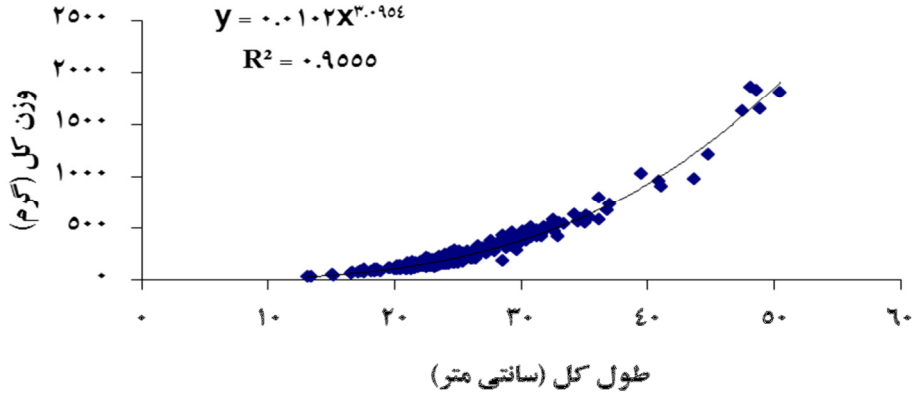
شکل ۳-۵۲- شکل رابطه طول و وزن جنس نر ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

در رابطه طول و وزن ماهی بنی ماده ، میزان **b** و **a** به ترتیب برابر ۳/۰۹۵۴ و ۰/۱۰۲ به‌دست آمده است. میزان **b** با ۳ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد ($t=2.98, df=151, p>0.05$) .

معادله طول و وزن بدن ۱۵۳ عدد ماهی بنی ماده در تالاب هورالعظیم به صورت زیر بدست آمد:.

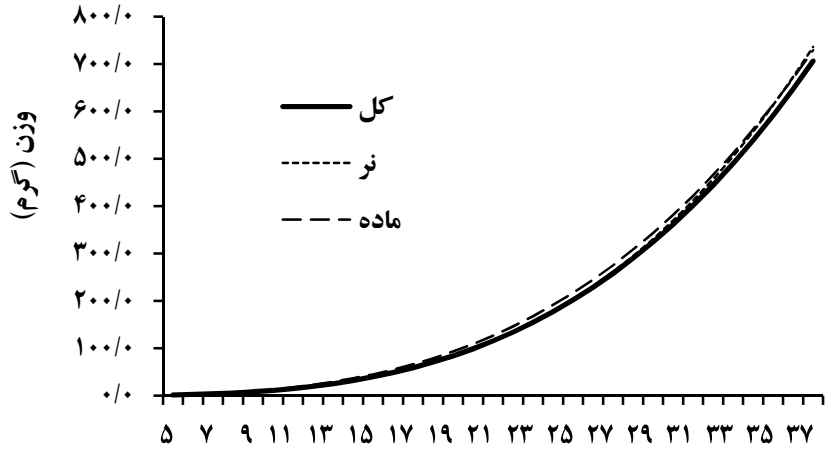
$$W = 0.0102(FL^{3.0954})$$

شکل ۳-۵۳- شکل گرافیکی رابطه طول و وزن جنس ماده ماهی بنی را نشان می‌دهد.



شکل ۳-۵۳- شکل رابطه طول و وزن جنس ماده ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

در نهایت در شکل ۳-۵۴ جنس نر و جنس ماده ماهی بنی مورد مطالعه در یک شکل به منظور مقایسه آورده شده است و همان‌طور که مشاهده می‌شود بین نر ها و ماده‌ها در وزن‌های پایین اختلافی دیده نمی‌شود ولی در وزن‌های میانه و بالا در ماده‌ها نسبت به نرها اختلاف نسبی وزن مشاهده می‌شود.



شکل ۳-٥٤-مقایسه رابطه طول و وزن جنس نر و ماده و کل جمعیت ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

- فراوانی طولی

در طی یک سال نمونه‌برداری، ۳۹۴ عدد ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) صید و مورد زیست‌سنجی قرار گرفته‌اند که از این تعداد ۱۵۳ عدد ماده و ۱۵۵ عدد نر و ۸۶ عدد غیرقابل تشخیص بودند.

میانگین طول در جنس ماده ۲۶۷/۵۵ میلی متر و در جنس نر ۲۶۶/۶۹ میلی متر به‌دست آمد. بزرگترین ماهی جنس ماده دارای طولی برابر با ۵۰۵ میلی متر و کوچکترین آنها دارای ۱۸۶ میلی متر می‌باشد. بزرگترین ماهی جنس نر دارای طولی برابر با ۴۱۵ میلیمتر و کوچکترین آنها دارای طول ۲۰۴ میلی متر می‌باشد. میانگین طول کل ۲۶۷/۱۲ میلی متر به‌دست آمد (جدول۳-۲۰).

جدول ۳-۲۰- آماره های طولی جنس نر و ماده ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۰-۹۱)

عنوان	طول ماده (میلی متر)	طول نر (میلی متر)	طول کل (میلی متر)
میانگین و انحراف معیار	۲۷۶/۵ ± ۶۴/۱۱	۲۶۶/۶ ± ۳۹/۶	۲۴۷ ± ۶۳
میانه	۲۴۵	۲۵۸	۲۴۱
مد	۲۳۲	۲۵۰	۲۵۰
بیشینه	۵۰۵	۴۱۵	۵۰۵

عنوان	طول ماده (میلی متر)	طول نر (میلی متر)	طول کل (میلی متر)
کمینه	۱۸۶	۲۰۴	۱۲۶
تعداد	۱۵۳	۱۵۵	۳۹۴

-میانگین طول کل در ماه های مختلف سال

نتایج میانگین طول ماهی‌های بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) زیست سنجی شده در طی دوره بررسی به همراه دامنه طولی و انحراف معیار در جدول ۳-۲۱ آورده شده است. حداقل میانگین طولی در تیر ماه به میزان ۱۴۲/۳ میلی متر و حداکثر میانگین طولی در اسفند ماه به میزان ۳۲۶/۱ میلی متر ثبت شده است.

جدول ۳-۲۱- میانگین طول ماهی بنی (Mesopotamichthys sharpeyi) در تالاب هورالعظیم در ماه های مختلف (۹۱-۹۰)

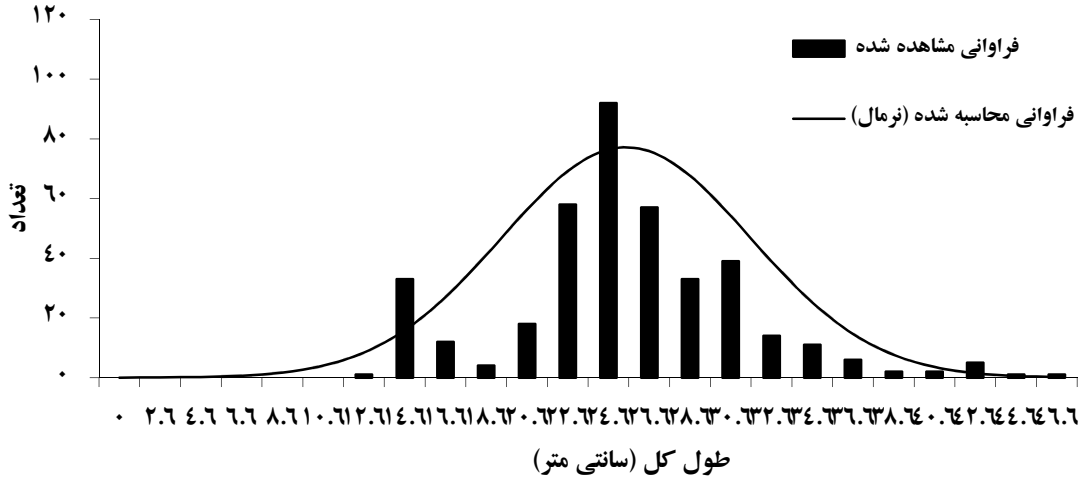
ماه‌های سال	تعداد نمونه	دامنه طولی (میلی متر)	میانگین و انحراف معیار
فروردین	۱۹	۳۴۵-۲۲۳	۲۶۳/۷۸±۵۲/۴۹
اردیبهشت	۲۵	۳۲۹-۲۴۵	۲۷۰/۴±۲۱/۴۷
خرداد	۴۸	۴۱۵-۲۶۰	۳۵/۲۹±۳۱۹/۲
تیر	۴۸	۱۸۴-۱۲۶	۱۴۲/۳±۰
مرداد	۳۴	۲۳۵-۱۴۸	۱۷/۴۸±۲۰۹/۵
شهریور	۰	-	-
مهر	۲۷	۲۵۲-۱۸۹	۱۲/۶۱±۲۳۰/۶
آبان	۲۰	۲۶۰-۲۰۷	۱۳/۳۹±۲۳۴/۸
آذر	۶۴	۲۸۵-۱۹۵	۲۰/۱±۲۳۴/۵
دی	۲۵	۲۶۰-۲۰۴	۱۷/۶۲±۲۳۲/۲
بهمن	۴۵	۴۸۶-۱۹۱	۹۱/۴۴±۲۶۲/۹
اسفند	۳۹	۵۰۵-۲۶۹	۸۱/۶۷±۳۲۶/۱
مجموع	۳۹۴	۱۸۶-۵۰۵	۶±۲۵۷

-درصد فراوانی در گروه‌های طولی

پس از یک سال نمونه برداری ماهیانه و زیست سنجی ۳۹۴ قطعه ماهی بنی، درصد فراوانی این ماهی در گروه‌های طولی تعیین شده با دامنه ۲۰ میلی‌متر محاسبه شد. نتایج حاصل از آن در شکل۳-۵۵ نشان داده شده است. همان‌طور که از این هیستوگرام مشخص می‌شود، بیشترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۲۴/۶ سانتی متر است با مقدار ۹۲ قطعه و کمترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۳/۶، ۶/۶، ۹/۶، ۱۲/۶ و ۵۳/۶ سانتی‌متر
می‌باشد.

بین فراوانی مشاهده شده و فراوانی نرمال محاسبه شده اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود و در نتیجه توزیع نرمال خواهد بود.

$(F = 1., df = 1 \ p > 0.05)$



شکل ۳-۵۵- شکل گرافیکی توزیع نرمال درصد فراوانی ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در دسته‌های طولی مختلف در سال (۹۱-۹۰)

-فراوانی وزنی

میانگین وزن کل ماهیان بنی در تالاب هورالعظیم در طی مدت یک سال نمونه‌برداری و پس از زیست سنجی ۳۹۴ قطعه ماهی برابر با ۲۴۵/۵ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن ۱۸۶۷ گرم و کمینه وزن ۲۲ گرم بود. میانگین وزن کل برای ماهی جنس نر برابر با ۲۷۳ گرم و برای جنس ماده برابر با ۳۱۱/۷ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن برای جنس نر و ماده به ترتیب ۱۱۵۳ و ۱۸۶۷ بود. کمینه وزن نیز برای جنس نر و ماده این گونه به‌ترتیب ۱۰۱ و ۸۸ بود. طبق جدول ۳-۲۲ کمترین میانگین وزنی جنس ماده در مرداد ماه به میزان ۱۳۶/۲ گرم و بیشترین میانگین وزنی مربوط به جنس ماده به میزان ۱۱۴۲ گرم به‌دست آمده است.کمترین میانگین وزنی جنس نر در ماه مهر به میزان ۱۵۱ گرم و بیشترین میانگین وزنی مربوط به جنس نر در خرداد ماه به میزان ۴۲۵ گرم به‌دست آمده است.
تغییرات میانگین وزن ماهی بنی به مدت ۱۲ ماه متوالی و به صورت ماهیانه نیز محاسبه گردید که نتیجه آن در جدول۳-۲۲ آورده شده است.

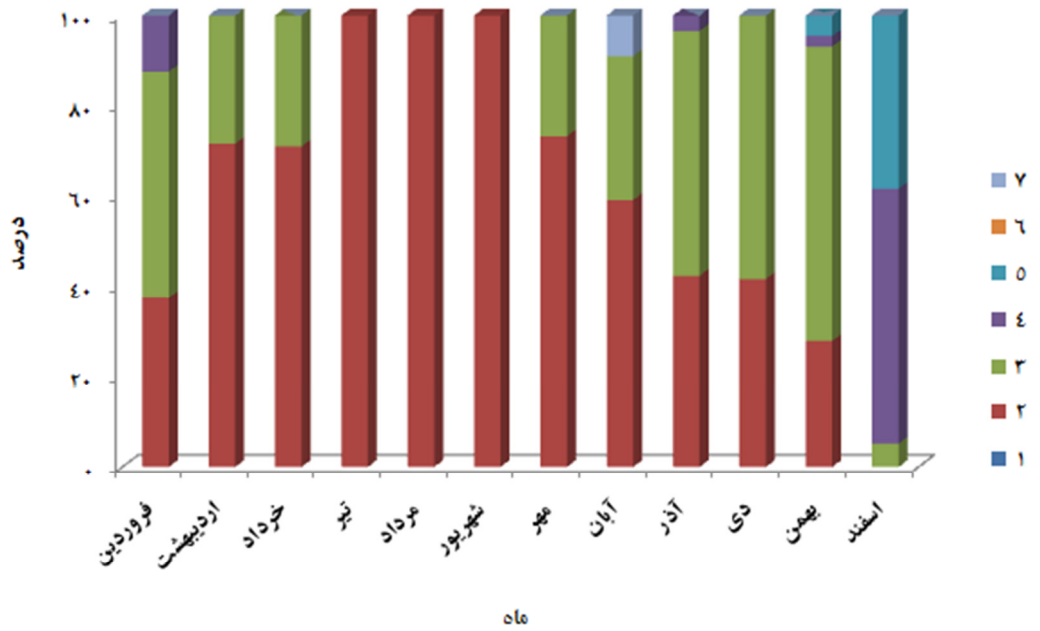
جدول ۳-۲۲-آماره ها ی مربوط به وزن کل جنس نر و ماده ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

ماه‌های سال	ماده				نر			
	میانگین وزن	بیشینه وزن	کمینه وزن	انحراف معیار	میانگین وزن	بیشینه وزن	کمینه وزن	انحراف معیار
فروردین	۴۲۱/۵	۵۶۴	۱۶۴	۱۸۳/۶۳	۲۲۴/۷۵	۳۹۸	۱۴۱	۷۳/۷۶
اردیبهشت	۱۶۷/۴۱	۴۲۴	۲۰۶	۶۴/۲۸	۲۹۲	۴۳۲	۲۰۳	۸۴/۷۸
خرداد	۵۵۰/۲۴	۱۰۲۷	۲۵۵	۱۸۷/۳۳	۴۲۵	۹۲۳	۲۳۹	۱۷۰/۷۷
تیر	-	-	-	-	-	-	-	-
مرداد	۱۳۶/۲	۱۷۷	۸۸	۳۰/۲	-	-	-	-
شهریور	-	-	-	-	-	-	-	-
مهر	۱۵۴/۴۵	۲۱۶	۱۰۲	۲۷/۳	۱۵۱	۱۶۱	۱۴۱	۱۴/۱۴
آبان	۱۵۰/۰۹	۲۰۳	۱۱۹	۲۱/۳۳	۱۵۱/۲۲	۱۹۰	۱۳۰	۱۹/۳۴
آذر	۱۵۴/۴	۲۲۷	۱۰۴	۳۵/۹۱	۱۶۰/۹۷	۲۳۲	۱۰۱	۳۱/۸
دی	۱۵۸/۳۱	۲۳۵	۱۰۴	۴۰/۶۷	۱۷۲/۶	۲۰۷	۱۳۷	۳۰/۵۱
بهمن	۴۱۹	۱۸۳۱	۱۳۸	۵۸۵/۹	۲۴۶/۷۶	۳۹۵	۱۱۳	۸۶/۹۵
اسفند	۱۱۴۲	۱۸۶۷	۳۲۹	۶۰۴/۰۸	۳۹۴/۶۷	۱۱۵۳	۲۶۲	۱۸۸/۳۷
مجموع	۳۱۱/۷۳	۱۸۶۷	۸۸	۳۳۵/۵۹	۲۷۳/۱۸	۱۱۵۳	۱۰۱	۱۵۶/۷۱

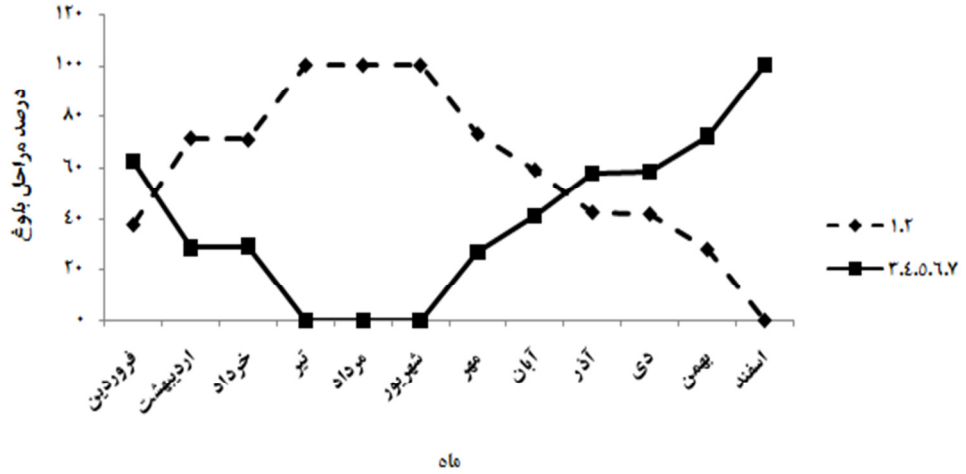
۲-۵-۷-۳- ماهی حمری (Carasobarbus luteus)

-فصل تخمریزی

ماهیانی که تخمدان و بیضه آن‌ها در مراحل ۴، ۵، ۶ و ۷ رسیدگی گنادی است به عنوان بالغ محسوب شده و درصد فراوانی ماهیان بالغ در ماه‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین درصد افراد بالغ در فروردین بوده و پس از آن افراد بالغ کاهش پیدا کرده و در خرداد به بعد این روند ادامه پیدا می‌کند (شکل ۳-۵۶). همچنین افراد نابالغ برعکس از خرداد روند افزایشی گرفته و از مهر ماه کاهش شدید یافته‌اند که این روند به‌خوبی در شکل ۳-۵۷ نیز قابل مشاهده است.



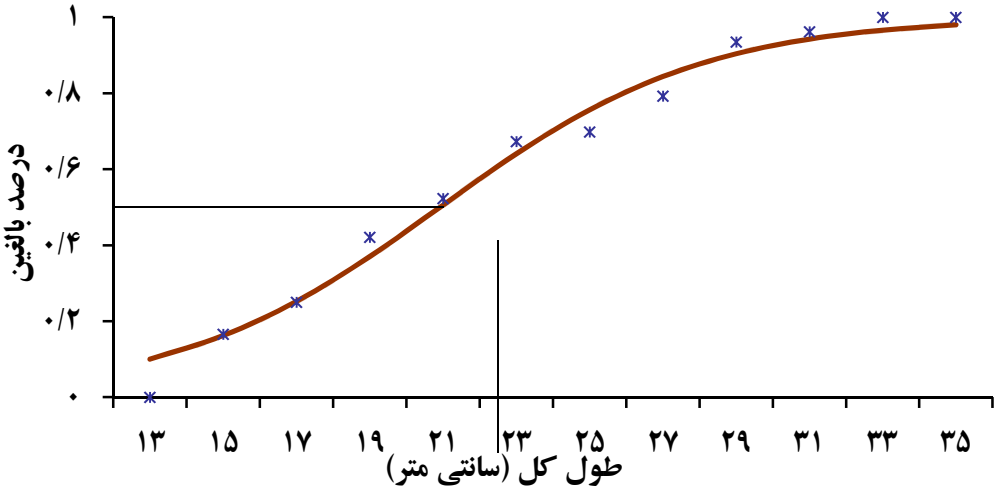
شکل ۳-۵۶- شکل توزیع فراوانی مراحل بلوغ غدد جنسی در ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)



شکل ۳-۵۷- شکل درصد فراوانی ماهیان بالغ و نابالغ ماهی حمری (*carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

-طول در اولین بلوغ جنسی (Length at First Maturity)

برای برآورد طول در نخستین بلوغ ازمدل تیغه ای Logistic model استفاده گردید و طی محاسبات انجام شده اولین طول بلوغ ۲۱ سانتی متر برآورد شد (شکل۳-۵۸).



شکل ۳-۵۸- شکل گرافیکی توزیع فراوانی مراحل بلوغ غدد جنسی بر اساس گروه‌های طولی در ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

-نسبت جنسی

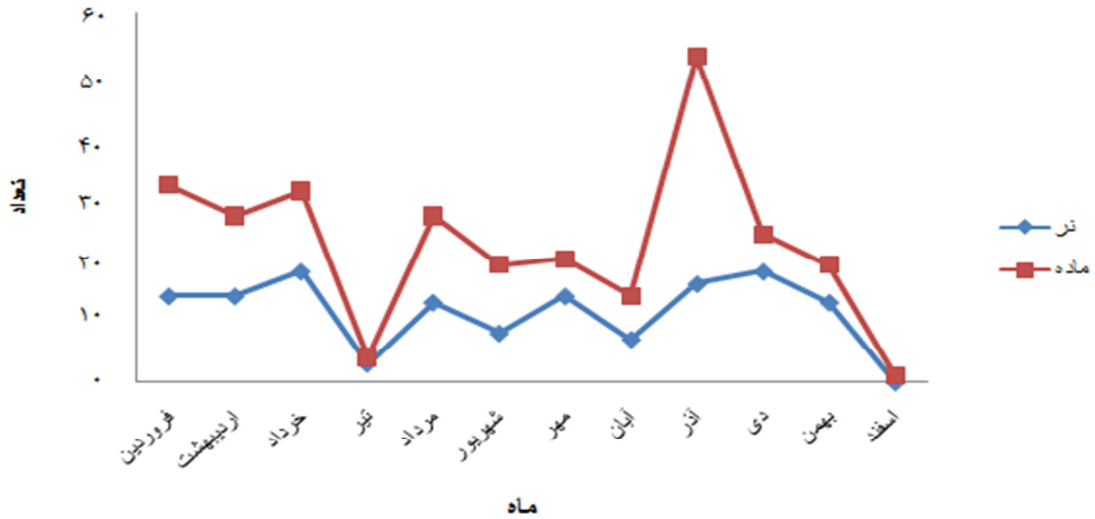
نسبت جنسی نر به ماده در ماههای مختلف متغیر بوده ولی در مجموع ۰/۵۱ :۱ می‌باشد (تقریبا ۱ نر به ازای ۲ ماده). طبق جدول۳-۲۳ بیشترین نسبت جنسی نر به ماده مربوط به ماه تیر و دی به میزان ۰/۷۵ به ۱ و کمترین میزان نسبت جنسی مربوط به ماه اسفند می‌باشد که تمامی نمونه‌ها ماده بودند. تست کای دو اختلاف معنی‌داری را تقریبا در فصول پاییز و زمستان نشان نمی‌دهد ($p<0.05$). اما در اکثر ماه‌های فصول بهار و تابستان و میانگین کل اختلاف معنی‌دار می باشد ($p>0.05$).

در شکل۳-۵۹ فراوانی نر و ماده در ماه‌های مختلف نشان داده شده است و طبق شکل در ماه تیر کمترین اختلاف و در ماه آذر بیشترین اختلاف فراوانی مشاهده می‌شود.

جدول ۳-۲۳- آماره های مربوط به نسبت جنسی نر به ماده ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

ماه	تعداد کل	ماده	نر	نر به ماده	x^2
فروردین	۴۷	۳۲	۱۴	۰/۴۳	* ۷/۰۴
اردیبهشت	۴۱	۲۷	۱۴	۰/۵۱	* ۴/۱۲
خرداد	۴۹	۳۱	۱۸	۰/۵۸	* ۳/۴۵
تیر	۱۵	۴	۳	۰/۷۵	۰/۱۴
مرداد	۷۳	۲۷	۱۳	۰/۴۸	* ۴/۹
شهریور	۲۷	۱۹	۸	۰/۴۲	* ۴/۴۸
مهر	۳۶	۲۰	۱۴	۰/۷	۱/۰۶
آبان	۲۱	۱۴	۷	۰/۵	۲/۳۳
آذر	۶۹	۵۳	۱۶	۰/۳	۱۹/۰۸۴
دی	۴۲	۲۴	۱۸	۰/۷۵	۰/۸۶
بهمن	۴۵	۱۹	۱۳	۰/۶۸	۱/۱۳
اسفند	۱	۱	۰	۰	۰
مجموع	۴۶۶	۲۷۱	۱۳۸	۰/۵۱	* ۴/۴۹

* در $p<0.05$ اختلاف معنی دار است.



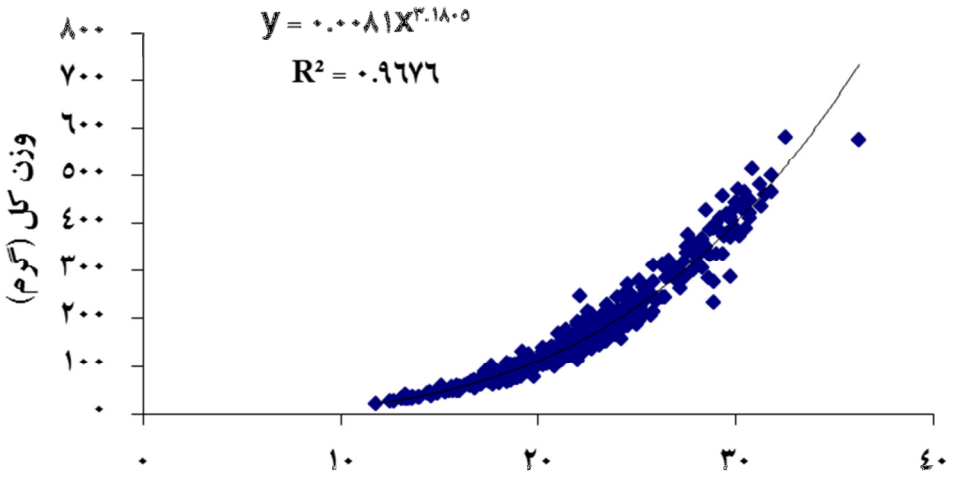
شکل ۳-۵۹-فراوانی جنس نر و ماده ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف در سال (۹۱-۹۰)

-رابطه طول- وزن

رابطه طول و وزن کل در شکل۳-۶۰ نشان داده شده است. میزان **b** و **a** به ترتیب برابر ۳/۱۸ و ۰/۰۰۸۱ به‌دست آمده است. میزان **b** با ۳ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد (t=0.0023, df=464, p>0.05).

معادله طول و وزن بدن ۴۶۶ عدد ماهی حمری در تالاب هورالعظیم به‌صورت زیر به‌دست آمد:

$$W = 0.0081 \; L^{3.1805}$$

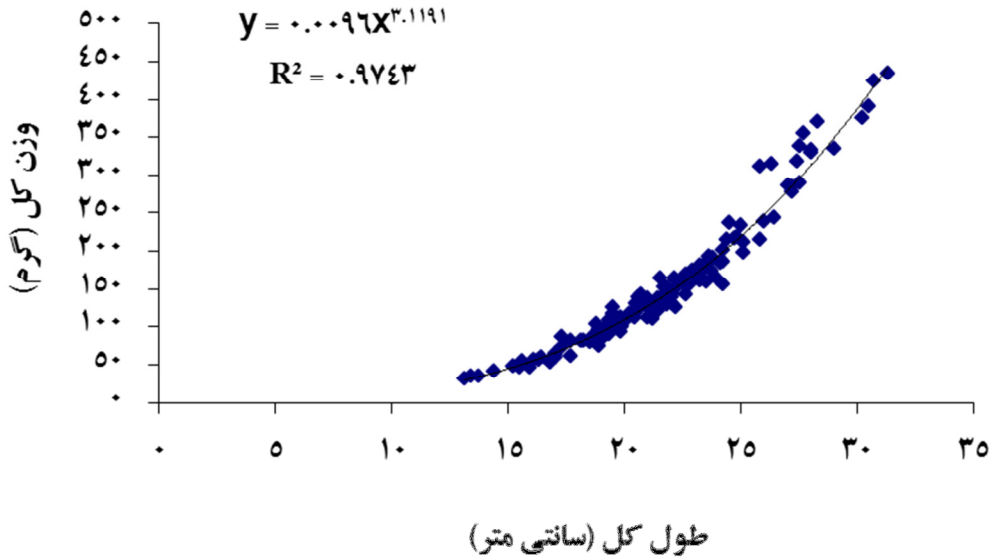


شکل ۳-۶۰- شکل رابطه طول و وزن جمعیت ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

رابطه طول و وزن ماهی حمری نر در شکل ۳-۶۱ نشان داده شده است. میزان **b** و **a** به ترتیب برابر ۳/۱۲ و ۰/۰۰۹۶ بدست آمده است. میزان **b** با ۳ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد (t=0.0019, df=136, p>0.05).

معادله طول و وزن بدن ۱۳۸ عدد ماهی حمری در تالاب هورالعظیم به‌صورت زیر به‌دست آمد:

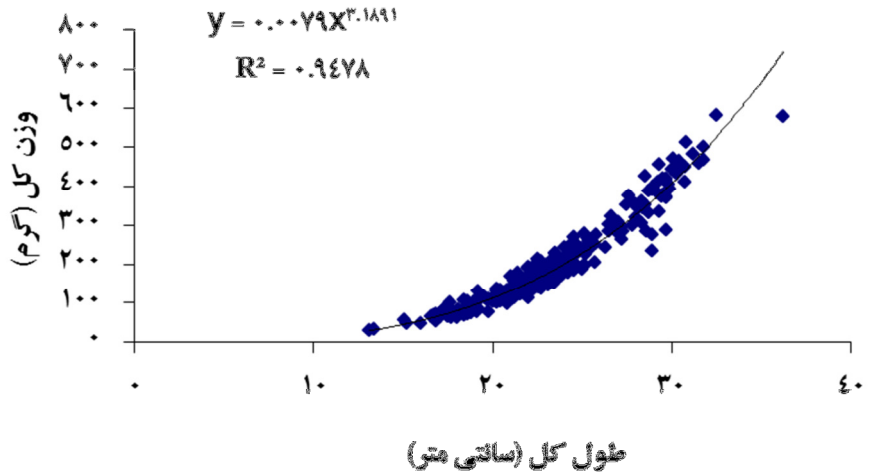
$$W = 0.0096 \; L^{3.1191}$$



شکل ۳-۶۱- شکل رابطه طول و وزن جنس نر ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

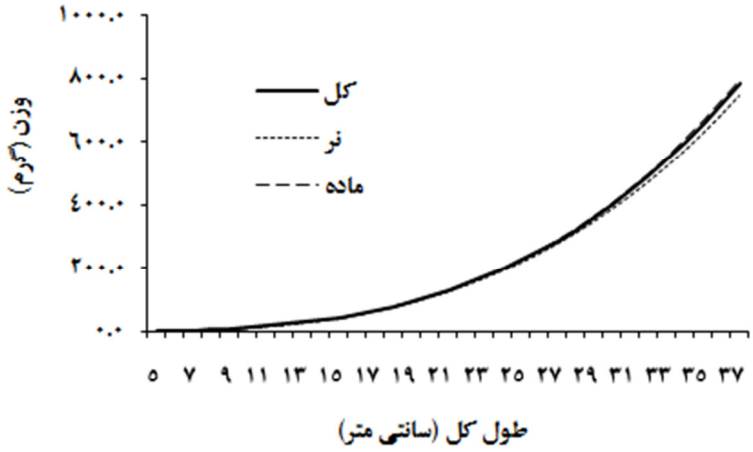
رابطه طول و وزن ماهی حمری ماده در شکل ۳-۶۲ نشان داده شده است. میزان b و a به ترتیب برابر ۳/۱۹ و ۰/۰۰۷۹ بدست آمده است. میزان b با ۳ اختلاف معنی داری نشان نمی دهد (t=0.002, df=464, p>0.05) .

$$W = 0.0079 \; L^{3.1891}$$



شکل ۳-۶۲- رابطه طول و وزن جنس ماده ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

در نهایت در شکل ۳-۶۳ جنس نر و جنس ماده و کل ماهی مورد مطالعه در یک شکل به منظور مقایسه آورده شده است و همان‌طور که مشاهده می‌شود بین نرها و ماده‌ها در وزن‌های پایین اختلافی دیده‌نمی شود ولی در وزن‌های بالا در نرها نسبت به ماده‌ها اختلاف وزن دیده می‌شود.



شکل ۳-۶۳- مقایسه رابطه طول و وزن جنس نر و ماده و کل جمعیت ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

-فراوانی طولی

در طی یک سال نمونه برداری، ۴۶۶ عدد ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) صید شد که از این تعداد ۲۷۱ عدد ماده و ۱۳۸ عدد نر و ۵۷ عدد قابل تشخیص جنسیت نبوده، مورد زیست‌سنجی قرار گرفته‌است.

میانگین طول در جنس ماده ۲۳۳ میلی‌متر و در جنس نر ۲۱۶ میلی‌متر به‌دست آمد. دامنه طولی ماهی جنس ماده ۳۶۲ – ۱۱۸ میلی‌متر و دامنه طولی ماهی جنس نر ۳۱۳ – ۱۳۱ میلی‌متر می باشد. میانگین طول کل ۲۲۸ میلی‌متر و دامنه طولی ۳۶۲- ۱۱۸ میلی‌متر به‌دست آمد.

-میانگین طول کل در ماه های مختلف سال

نتایج میانگین طول ماهی‌های حمری (*Carasobarbus luteus*) زیست‌سنجی شده در طی دوره بررسی، به همراه دامنه طولی و انحراف معیار در جدول ۳-۲۴ آورده شده است. حداکثر میانگین طولی مربوط به ماه‌های اسفند و فروردین با مقدار۲۹۷ و ۲۵۲ میلی‌متر و حداقل میانگین میانگین طولی مربوط به ماه تیر با مقدار ۱۸۲ میلی‌متر می باشد.

جدول ۳-۲٤- میانگین طول ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در ماه‌های مختلف (۹۱-۹۰)

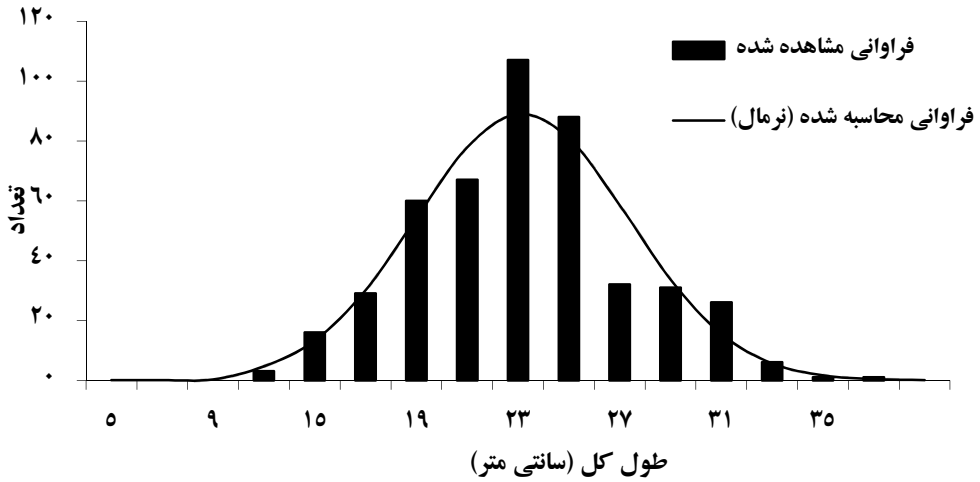
ماه‌های سال	تعداد نمونه	دامنه طولی (میلیمتر)	میانگین و انحراف معیار
فروردین	۴۷	۳۲۵-۱۹۳	۳۸ ± ۲۵۲
اردیبهشت	۴۱	۳۱۸-۱۶۴	۵۲ ± ۲۴۱
خرداد	۴۹	۳۶۲-۱۶۶	۳۶ ± ۲۵۰
تیر	۱۵	۲۱۸-۱۴۴	۱۹ ± ۱۸۲
مرداد	۷۳	۲۵۰-۱۱۸	۳۴ ± ۱۸۶
شهریور	۲۷	۲۸۶-۲۰۳	۲۱ ± ۲۳۷
مهر	۳۶	۲۴۵-۱۷۰	۱۸ ± ۲۱۰
آبان	۲۱	۲۹۳-۱۷۵	۳۱ ± ۲۳۴
آذر	۶۹	۲۹۵-۱۶۰	۳۰ ± ۲۲۱
دی	۴۲	۲۹۴-۱۸۷	۲۴ ± ۲۲۴
بهمن	۴۵	۲۶۵-۱۲۵	۴۱ ± ۲۰۱
اسفند	۱	۲۹۷	۲۹۷
مجموع	**٤٦٦**	**۳٦۲ -۱۱۸**	**٥ ± ۲۲۸**

-درصد فراوانی در گروه های طولی

پس از یک سال نمونه‌برداری ماهیانه و زیست سنجی ۴۶۶ قطعه ماهی حمری، درصد فراوانی این ماهی در گروه‌های طولی تعیین شده با دامنه ۲۰ میلیمتر محاسبه شد. نتایج حاصل ار آن در شکل۳-۶۴ نشان داده شده است. همان طور که از این هیستوگرام مشخص می‌شود، بیشترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۲۵ – ۲۳ سانتی‌متر است با مقدار ۱۰۸ قطعه و کمترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۳۷ – ۳۵ سانتی‌متر می‌باشد.

بین فراوانی مشاهده شده و فراوانی نرمال محاسبه شده اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود و در نتیجه توزیع نرمال خواهد بود.

(F=**۰.۰۰۰۱۰۲٦۷٦**, df=1 P>0.05) ,.



شکل ۳-٦٤- شکل گرافیکی توزیع نرمال درصد فراوانی ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در دسته‌های طولی مختلف در سال (۹۱-۹۰)

- فراوانی وزنی

میانگین وزن کل ماهیان حمری در تالاب هورالعظیم در طی مدت یک‌سال نمونه‌برداری و پس از زیست‌سنجی ۴۶۶ قطعه ماهی برابر با ۱۷۴ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن۵۸۱ گرم و کمینه وزن ۲۰ گرم بود.

میانگین وزن کل برای ماهی جنس نر برابر با ۱۵۴ گرم و برای جنس ماده برابر با ۲۰۲ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن برای جنس نر و ماده به ترتیب ۴۳۵ و ۵۸۱ بود. کمینه وزن نیز برای جنس نر و ماده این گونه به ترتیب ۲۰ و ۳۱ بود.

تغییرات میانگین وزن ماهی حمری به مدت ۱۲ ماه متوالی و به صورت ماهیانه نیز محاسبه گردید که نتیجه آن در جدول۳-۲۵ ارائه شده است. حداکثر میانگین وزن کل مربوط به ماه‌های اسفند و فروردین با وزن ۴۱۶ و ۲۷۰ گرم و حداقل میانگین وزن کل مربوط به ماه تیر با وزن ۸۸ گرم می‌باشد.

جدول ۳-۲۵- آماره ها ی مربوط به وزن کل جنس نر و ماده ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم در سال (۹۱-۹۰)

ماه	تعداد کل	میانگین کل وزن و انحراف معیار (گرم)	میانگین وزن نر	میانگین وزن ماده
فروردین	۴۷	۲۷۰ ± ۱۰۴	۲۴۴	۲۸۴
اردیبهشت	۴۱	۲۴۰ ± ۱۵۱	۱۴۲	۲۹۲
خرداد	۴۹	۲۴۹ ± ۱۰۸	۲۲۱	۲۶۵
تیر	۱۵	۸۸ ± ۳۲	۱۰۶	۹۸
مرداد	۷۳	۱۰۰ ± ۵۸	۸۶	۱۵۸
شهریور	۲۷	۱۹۷ ± ۵۶	۱۹۲	۱۹۹
مهر	۳۶	۱۲۸ ± ۳۱	۱۲۰	۱۴۰
آبان	۲۱	۱۷۵ ± ۷۹	۱۲۴	۲۰۰
آذر	۶۹	۱۵۰ ± ۷۰	۱۴۱	۱۵۲
دی	۴۲	۱۶۹ ± ۶۴	۱۴۰	۱۹۰
بهمن	۴۵	۱۳۶ ± ۷۵	۱۰۸	۱۳۸
اسفند	۱	۴۱۶ ± ۱	۴۱۶	۴۱۶

٤-بحث و نتیجه گیری

٤-١- تغییرات سطح تالاب

با جمع‌بندی بخش‌های مختلف تالاب های الهویزه و هورالعظیم مشخص شد که روند تغییرات در سطح تالاب همیشه در حال دگرگونی بوده است. بین سالهای ۱۹۷۳ تا سال ۲۰۰۰ سطح تالاب هویزه شدیداً افت می کند (UNEP 2001; Richardson & Hussain, 2006) و بین سال‌های ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۵ به یک ثبات نسبی می رسد و در سال ۲۰۱۰ با روند افزایشی سطح تالاب مواجه می شویم و مجدداً سطح تالاب در سال ۲۰۱۱ کاهش می‌یابد. در تالاب هورالعظیم نیز با قدری تفاوت در میزان تغییر همین روال دیده می‌شود به نحوی که از سال ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۰ روند کاهشی داشته و بین سالهای ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ به یک ثبات نسبی می‌رسد و مجدداً در سال ۲۰۱۰ با افزایش سطح مواجه شده و نهایتاً در سال ۲۰۱۱ با کاهش مواجه شده است (جدول ۴-۱).

جدول٤-١-تغییرات سطح آب در محدوده سالهای ۱۹۷۳ تا ۲۰۱۱ (کیلومترمربع) در تالاب هورالعظیم

تالاب		۱۹۷۳-۷٦	۲۰۰۰	۲۰۰۳	۲۰۰۵	۲۰۱۰	۲۰۱۱
هورالهویزه	بخش دائمی	۲۸۵۳	۶۹/۸	۴۷۶/۳	۴۸۲/۸	۱۵۹۳/۶	۵۶۸/۰۸
	دریاچه ای	۱۱۲	۵/۷	۹۰/۷	۱۰۵/۲	۱۶۰/۴	۱۵۵/۵۳
	فصلی/ کم عمق	۱۵۶	۲۲/۵	۰	۷۱۸/۲	۲۳۱/۶	۳۹/۳۹
	کل	۳۱۲۱	۹۸	۵۶۷	۱۳۰۶/۲	۱۹۸۴/۶	۷۶۳
هورالعظیم	بخش دائمی	۶۲۲.۸	۲۹۵/۶	۲۵۱/۲	۲۴۱/۶۳	۴۳۷/۸۶	۲۸۴/۲۹
	دریاچه ای	۳	۱	۰	۰	۲۴/۹۷	۱۹/۸۱
	فصلی/ کم عمق	۱۵/۴	۰/۳	۷/۲۱	۲۹/۳۷	۱۹/۱۷	۳/۲
	کل	۶۴۱/۲	۲۹۶/۹	۲۵۸/۵	۲۷۱	۴۸۲	۳۰۷/۳

٤-٢- فیزیک شیمیایی و کیفیت آب تالاب هورالعظیم

تغییرات رژیم آب در یک تالاب، خصوصیات زیست محیطی و شرایط حیاتی آن را کنترل می‌نماید و به عبارتی آب نقش تعیین کننده‌ای در مورد ویژگی‌های حیاتی تالاب ها ایفا می‌نماید. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است روزانه، ماهانه، فصلی، سالیانه و یا دائمی باشد که هم‌زمان با تغییرات فوق، کیفیت و کمیت حیات نیز تحت تأثیر قرار می‌گیرد. مرفولوژی تالاب و ورودی‌های آب شیرین و ساختارهایی که جریان آب را تغییر می‌دهند و یا روی توازن آب اثر می‌گذارند، بر جریان آب و زمان ماند آب در تالاب ها تأثیر می گذارند. این موارد منتج به اثراتی بر روی هیدرودینامیک این نوع از اکوسیستم‌ها شده و در نهایت منجر به تغییر کیفیت آب

می شوند. فرآیندهای بیوژئوشیمیایی مانند تولید، تجزیه مواد آلی، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون که با زمان ماند آب مرتبط هستند، فاکتورهای مهمی هستند که روی کیفیت آب تأثیر می گذارند. درجه حرارت بالای

آب موجب افزایش تبخیر و در نتیجه بالا رفتن شوری آب می شود، که این حالت کاهش غلظت اکسیژن محلول در سالهای خشک را بدنبال دارد. یوتریفیکاسیون توسط نوترینت های ورودی از طریق زهاب های کشاورزی و فاضلاب های شهری و دیگر فعالیت های انسانی و زمان طولانی ماند آب ایجاد می شود (Gomez et al., 1998; Arhonditsis et al., 2000).

اکسیژن محلول یکی از پارامترهای مهم کیفی در آب می‌باشد. حداقل اکسیژنی که ماهی می‌تواند تحمل کند بستگی به مدت زمان کمبود اکسیژن دارد. به عنوان مثال ممکن است ماهی غلظت ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن را چند ساعت تحمل نماید. همچنین تحمل کمبود اکسیژن تحت تأثیر گونه، سن، اندازه ماهی، شرایط فیزیولوژیکی و غلظت املاح محلول قرار می‌گیرد. Romaire (۱۹۸۵) معتقد است که اگر غلظت اکسیژن محلول در مدتی طولانی کمتر از ۷۵٪ میزان اشباع باقی بماند، باعث کاهش رشد آبزی می‌گردد. همچنین Colt و Orwicz (۱۹۹۱) توصیه کرده‌اند که برای رشد مطلوب، اکسیژن محلول باید حداقل در حد ۹۵٪ میزان اشباع نگه داشته‌شود. علاوه بر اهمیت اکسیژن در تنفس و متابولیسم ماهی، اکسیژن نقش تعیین‌کننده‌ای در پویایی و سلامت اکوسیستم دارد. وجود و حضور اکسیژن باعث فعالیتهای میکروبی هوازی و ایجاد شرایط اکسید می‌شود و فقدان آن حالت بی‌هوازی و شرایط احیا را بوجود می‌آورد. تحت شرایط احیا گازهای سمی مانند متان و سولفید هیدروژن تشکیل شده که فوق‌العاده برای سلامتی آبزیان خطرناک می‌باشند. در غلظتهای ۱ تا ۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن، ماهی زنده می‌ماند و در غلظتهای بالای ۵ میلی‌گرم در لیتر ماهی به‌خوبی رشد می‌کند (Boyd, 1990). با توجه به میزان اکسیژن محلول در هورالعظیم، ایستگاههای شمال وجنوب جاده امام رضا (۱ و ۲) ، به استثنای چهارماه آخر سال دربقیه ی اوقات سال دارای مقادیربسیارپایینی می باشد، ولی درایستگاههای طبر (۳) و شط علی (۴) ، برعکس به استثنای سه ماه اردیبهشت، خرداد و تیر، در بقیه اوقات سال مقادیرثبت شده درحدمطلوب می‌باشد. کمبود اکسیژن محلول در مناطق شمال(۱) وجنوب جاده‌ی امام رضا(۲) به نظر می‌رسد احتمالا به‌دلیل قطع ارتباط آبی آنها با سایر مناطق هور به علت احداث راه آسفالته جهت ارتباط با دکل‌های نفتی آزادگان باشد که این امر منجر به محصور شدن آب این مناطق وکاهش شدید اکسیژن محلول آن می شود. میزان مصرف اکسیژن توسط باکتری‌ها، برای تجزیه آلاینده‌های موجود درآب را اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی می‌نامند. اندازه‌گیری این پارامتر در منابع آبی بدین سبب دارای اهمیت است که تجزیه مواد آلی توسط میکروارگانیزم‌ها یک عامل مهم در مصرف اکسیژن محلول آب می‌باشد (Zweig et al., 1999). فاکتور BOD_5 به عنوان بهترین شاخص برای تعیین میزان آلودگی آب به خصوص آلودگی آب به مواد آلی مورد استفاده قرار می گیرد. هرچه مقدار BOD_5 بیشتر باشد مقدار مواد آلی آب بیشتر است. BOD_5 کم، مشخص کننده آن است که آب پاک (فاقد میکروارگانیزم‌ها) بوده و میکروارگانیزم‌ها نیاز به مصرف اکسیژن موجود در آب ندارند. یک حالت دیگر آن است که میکروارگانیزم‌ها مرده یا در حال مرگ هستند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). در جدول ۴-۲ و ۴-۳ طبقه بندی آب ها بر اساس میزان BOD_5 ارائه شده است.

جدول ٤-۲- طبقه بندی آب براساس میزان(BOD5 (mg/l) (Tchobanglous, 1991)

BOD_5 (mg/l)	طبقه بندی آب	BOD_5 (mg/l)	طبقه بندی آب
۱ - ۰	خیلی پاک	۱۰ - ۶	آلودگی ضعیف
۲/۵ - ۱	پاک	۱۵ - ۱۰	آلودگی شدید
۴ – ۲/۵	نسبتا پاک	۲۰ - ۱۵	آلودگی خیلی شدید
۶ - ۴	مشکوک	۲۰	آلودگی بیش از حد شدید

جدول٤-۳- رده‌بندی آب ها نسبت به درجه آلودگی آنها برحسب میلی‌گرم در لیتر (منزوی،۱۳۷۲)

نوع آب	BOD_5	نوع آب	BOD_5
آب خالص- آب آشامیدنی	۰	آب نیمه کثیف	۸
آب کاملاً تمیز	۱	آب خیلی کثیف	۲۰
آب نسبتاً تمیز	۳	فاضلاب خانگی رقیق	۲۰۰
آب رودخانه تمیز	۱ تا ۳	فاضلاب خانگی متوسط	۳۰۰
آب رودخانه متوسط	۳ تا ۵	فاضلاب خانگی غلیظ	۴۰۰
آب رودخانه کثیف	۵ تا ۸	فاضلاب های صنعتی	۲۰ تا ۵۰۰۰

با توجه به جداول ۴-۲ و ۴-۳ و نتایج این مطالعه، مقادیر BOD5 در هورالعظیم فقط درماههای فروردین (طبر، شط علی)، مهر (طبر)، آبان (شط علی) و دی (طبر، شط علی) بیشتراز mg/l ۵ می‌باشد ولی در سایرماهها ومناطق دیگرکمتراز mg/l ۵ می‌باشد و بیشترین میانگین سالانه برابر mg/l ۳/۰۵۳ می‌باشد. لذا با توجه به تقسیم بندی آب ها از نظر میزان BOD5 (Tchobanglous,1991) و (منزوی، ۱۳۷۲)، می‌توان آب این ایستگاه‌ها را در حد آب های نسبتا پاک رودخانه‌های تمیز دانست.

-آمونیاک

در منابع آبی محدود و بسته، مواد دفعی ماهی و تجزیه مواد آلی توسط میکروبها منشأ اصلی آمونیاک بوده و این مواد ممکن است غلظت آمونیاک را فوق‌العاده افزایش داده و به حد نامطلوب و مرگ‌آور برسانند. بدین معنی که ماهی نمی‌تواند آمونیاک‌حاصل از متابولیسم بدن خود را دفع نماید و در نتیجه این افزایش، pH خون ماهی نیز افزایش یافته، بر فعالیت آنزیم‌ها و کاتالیزورها و پایداری غشاء سلولها تأثیر می‌گذارد که در نتیجه خاصیت تراوائی غشاء سلول‌ها و غلظت یون‌ها در داخل بدن کاهش می‌یابد (Lawson, 1995). سمیت آمونیاک به میزان زیادی تحت تاثیر فرآیندهای شیمیایی است. سمیت نیتروژن آمونیاکی کل (TAN که معادل NH_4^+ و NH_3 می-باشد) بستگی به کسر یونیزه شده آمونیاک (که غیرسمی است) از کل آن دارد. آمونیاک در آب عمدتاً به شکل یون آمونیوم می‌باشد که این فرم برای آبزیان بی‌خطر است ولی شکل تفکیک نشده آن یعنی آمونیاک برای خیلی از جانداران خصوصاً ماهی‌ها سمی و کشنده است. با افزایش pH نسبت آمونیاک به یون آمونیوم بیشتر

می‌گردد، به‌طوری‌که در pH بیشتر از ۹/۵ این نسبت ۱ به ۱ خواهد شد. آمونیاک فقط در غلظت‌های بالا می‌تواند سمی باشد و حداکثر دامنه تحمل مقدار یونیزه نشده آمونیاک کل (گاز آمونیاک) تا ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده‌است (Boyd, 1990). دامنه تحمل مقدار آمونیاک در آب های گرم بیشتر از آب های سرد و در آب های شیرین بیشتر از آب های شور می‌باشد معمولاً اثرات سمی و مرگ‌آور آمونیاک غیریونیزه درغلظت‌های بین ۶۰۰ تا ۲۰۰۰ میکروگرم در لیتر مشاهده می‌گردد اما اکثر گونه‌ها حد تحمل کمتری دارند (Lawson, 1995). مقادیر گاز NH3 در ایستگاه‌های مطالعه شده به‌جز در دو مورد همواره کمتر از ۰/۱ میلی گرم در لیتر و در حد مجاز بوده است.

فسفر، یکی از مواد ضروری جهت رشد موجودات است که شکل رایج آن در محیط آبی فسفات می‌باشد. فسفات می‌تواند سبب شکوفایی جلبکی و از این رو معضلات ثانویه گردد. دامنه تغییرات فسفات بین ۰ تا ۱/۶ میلی‌گرم در لیتر است (Kevern, 1973) و اکثر آب های طبیعی که دستخوش دخالت های انسانی نیستند دارای فسفری در حدود ۱ تا ۱۰۰ میکروگرم در لیتر (معادل ۳ تا ۳۰۶ میکروگرم در لیتر فسفات) هستند (Bronmark,1998). آب هایی که نزدیک مناطق شهری هستند دارای غلظت بیشتری از فسفات هستند. غلظت فسفات در اغلب آب های سطحی غیر آلوده بین ۱۰ تا ۵۰ میکروگرم بر لیتر فسفر (۳۰/۷ تا ۱۵۳ میکروگرم در لیتر فسفات) می‌باشد (Wetzel, 1983). معمولاً اصطلاح اولیگوتروفی و یوتروفی براساس غلظت فسفات تخمین زده می‌شود، به‌طوری‌که آب هایی که غلظت فسفات آن‌ها بین ۱۰- ۵ میکروگرم در لیتر باشد اولیگوتروف، دریاچه‌هایی با غلظت فسفات بین۳۰-۱۰ میکروگرم در لیتر مزوتروفیک و بین ۱۰۰-۳۰ میکروگرم در لیتر، یوتروف نامیده می‌شوند (Bronmark, 1998). لازم به ذکر است افزایش بار نوترینت‌ها زمانی می‌تواند روی حاصل‌خیزی یک منبع آبی تأثیر گذار باشد که این افزیش به شکل مداوم و مستمر باشد. تغییرات یون فسفات در ایستگاه‌های مختلف هور العظیم از روندکاملاً یکسانی برخوردار نمی‌باشد ولی مقادیر آن عموماً بالا می باشد و در ایستگاه‌ها و ماه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌دار نمی‌باشد.

در یک منبع آبی سرعت یوتریفیکاسیون با نرخ ورود مواد مغذی (N,P) کنترل می‌شود. فسفر عامل محدود کننده رشد آلگ‌ها در دریاچه‌ها بوده و همچنین نوترینت‌ها تعیین کننده گونه‌ها و میزان مواد گیاهی و کنترل کننده اکسیژن دردسترس برای گونه‌های حیوانی غالب می‌باشند (Carpenter, 1998).

وجود یون فسفات در تالاب هایی که زهآب های کشاورزی، پسآب های صنعتی و شهری وارد می‌شود، عادی است. اهمیت انتقال فسفر محلول در زهاب جاری شده از زمین‌های کشاورزی به عنوان منبع مهم برای رشد و نمو جلبک ها متعاقب عمل اوتروفیکاسیون مورد توجه است. واکنش جذب و ترسیب در خاک مکانیزم های مهم در کاهش فسفر در تالاب های طبیعی است (Chapman,1990). روند افزایشی فسفات آب در تالاب شادگان عامل یووتروف شدن تالاب معرفی شده است (فرخیان ،۱۳۷۴).

نیترات، در میان ترکیبات غیر آلی موجود در آب، کمترین میزان سمیت را دارد و به‌عنوان محصول پایانی در فرآیند نیتریفیکاسیون شکل می‌گیرد و غلظت آن عموماً بیشتر از آمونیوم و نیتریت می‌باشد. مقادیر زیاد یون نیترات می‌تواند روی تنظیمات اسمزی و انتقالات اکسیژن تاثیر بگذارد ولی غلظت‌های سمی آن خیلی بیشتر از مقادیری است که برای نیتریت و آمونیاک ذکر می‌گردد (Lowson, 1995). میزان نیترات آب های سطحی در زمستان، پاییز و اوایل بهار افزایش و در اواخر پاییز و تابستان کاهش می‌یابد (سالار آملی، ۱۳۷۳). غلظت نیتروژن نیتراتی در لایه‌های آب از مقادیر قابل چشم پوشی تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر (معادل ۴۴/۳ میلی‌گرم در لیتر یون نیترات) در آب های شیرین وغیرآلوده می‌رسد، اما این مقدار بسته به فصول ومکان‌های مختلف، بسیار متغیر می‌باشد (Wetzel, 1983). همچنین Pillay در سال ۱۹۹۰ میزان غلظت نیترات را تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر مجاز دانسته‌است. مقادیر نیترات در هورالعظیم در بیشتر موارد بین ۳ تا ۶ میلی‌گرم در لیتر و در حد آب های غیرآلوده می باشد. این پارامتر در ایستگاه‌ها و ماه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نمی‌باشد.

در تالاب شادگان در خوزستان، میزان نیترات تالاب در طی سال‌های گذشته از روند خاصی پیروی نکرده است و میانگین سالیانه آن از ۰/۶۷ mg/l تا ۸/۶۸ mg/l متغیر بوده است. براساس توازن جرم نیترات بطور متوسط در هر سال ۶۶۹/۳۰۲ تن نیترات در آب تالاب وجود دارد. در آب هایی که میزان اکسیژن کم است لایه بندی نیترات وجود ندارد و انتشار آن به صورت یکنواخت است. برعکس در آب هایی با تولید زیاد اکسیژن، نیترات در لایه فوقانی به مصرف فیتوپلانکتون‌ها و سایر موجودات زنده این بخش می‌رسد و در بخش عمیق آب احیاء می‌گردد. بنابراین میزان آن در آب های سطحی و عمیق کم و در عوض در بخش میانی آب ها حداکثر مقدار را دارا می باشد. در صورتی‌که میزان نیتروژن آلی کمتر از ۰/۲ mg/l باشد آب را الیگوتروف و اگر بین ۰/۵ mg/l– ۰/۲ باشد، آب را مزوتروف و بیشتر از ۰/۵ mg/l را آب یوتروف می‌گویند (فرخیان،۱۳۷۴).

نیتریت‌ها، فرم حد واسط فرآیند نیتریفیکاسیون و تبدیل آمونیاک به نیترات می‌باشند. تاثیر سمی نیتریت به دلیل توانایی آن در اکسیداسیون آهن هموگلوبین خون و ایجاد هیپوکسی و بیماری خون قهوه‌ای شناخته شده است. از آنجا که سرعت تولید محصول نهایی در فرآیند نیتریفیکاسیون بالاست، لذا غلظت‌های بالای یون نیتریت مشکل جدی در سیستم‌های آبی نمی‌باشد (Zweig et al., 1999). در آب های شور و لب‌شور نیتریت به عنوان یک عامل مشکل ساز اطلاق نمی‌گردد زیرا سمیت آن با افزایش یون‌های کلسیم، کلرید، برمید و بی‌کربنات کاهش می‌یابد. استاندارد FAO حداکثر غلظت نیتریت قابل قبول جهت ماهیان گرم آبی را ۱۰۰µ g/l گزارش کرده است (EIFAC, 1984). Swann (۱۹۹۳) غلظت مطلوب نیتریت در مراکز تکثیر ماهی آب شیرین را کمتر از ۰/۵میلی‌گرم در لیتر و Pillay (۱۹۹۲) در آب های شیرین سخت مقدار مطلوب آن را کمتر از ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر ذکر کرده‌اند. با توجه به مقادیر ذکر شده و مقادیر یون نیتریت بدست آمده در این تحقیق ملاحظه می‌گردد که این فاکتور به استثنای چند مورد در بقیه موارد در حد مجاز می‌باشد. مقادیر این پارامتر در هورالعظیم در ماه های مهر و آبان و به ترتیب در ایستگاه‌های شط علی و طبر در حدود ۰/۳۸۸ و ۰/۲۱۴میلی گرم در لیتر بوده که

کمی بیشتر از حد مجاز بوده است. مقادیر یون نیتریت در هورالعظیم در ایستگاه‌ها و ماه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نبوده است.

یکی از منابع اصلی سختی آب ها، حل شدن سنگ‌های آهکی شامل کربنات‌های منیزیم و کلسیم در آب می‌باشد. کلسیم سبب کاهش سمیت فلزات، آمونیاک و یون هیدروژن می‌گردد. به‌علاوه به دلیل زیاد بودن غلظت یون‌ها در آب های سخت، ذرات رسوبات معلق در آب های سخت سریعتر از آب های نرم ته‌نشین می‌گردند (Boyd, 1990). مقادیر مطلوب سختی برای آب های شیرین بین ۲۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد (Romaire, 1985) و میانگین سختی در آب های شور و لب شور تا ۶۶۰۰ مشکلی را در سیستم آب ایجاد نمی‌کند (Lawson, 1995).

از نظر میزان سختی، آب هورالعظیم جزء آب های خیلی سخت طبقه بندی می‌شود. مقدار این پارامتر در همه ایستگاه‌ها به‌ویژه در ایستگاه‌های طبر و شط علی در ماه آذر بسیار زیاد شده‌است احتمالاً به دلیل خشک شدن تدریجی این ایستگاه‌ها در اثر کم شدن آب ورودی و تبخیر بالا می‌باشد.

یکی از عوامل مهم در مصرف اکسیژن محلول، وجود مواد معلق آلی (TDS و TSS) در جریان آب است. اگر میزان اکسیژن محلول آب کافی باشد مواد معلق و آلی ته‌نشین شده و به طریق هوازی تجزیه می شوند. در غیر این صورت عمل تجزیه بی هوازی لجن‌های ته نشین شده موجب تولید گازهای متان و غیره شده که باعث کدورت آب می شود. میزان مواد معلق در تالاب به عواملی مثل میزان بارندگی سالیانه، تبخیر و درجه حرارت و میزان پساب های ورودی بستگی دارد. در صورت ورود یک جریان با مواد معلق بالا، مواد معلق در سرتاسر تالاب پخش می شود و اکسیژن محلول را پایین نگاه می دارد. همچنین بار BOD آب نیز اضافه گردیده وموجب مرگ و میر ماهیان می‌گردد.

pH، یکی از مهم‌ترین پارامترهای محیط آبی محسوب می‌شود که به طور مستقیم بر تنوع و پراکندگی موجودات زنده اثر می‌گذارد و به طور غیر مستقیم نیز با تاثیر بر سایر پارامترها می‌تواند بر روی موجودات تاثیر بگذارد. به عنوان مثال، pH پایین سبب کاهش فسفر غیر آلی و دی‌اکسیدکربن قابل دسترس برای فتوسنتز فیتوپلانکتون‌ها می‌گردد. همچنین در pH پایین فلزات سمی می‌توانند از رسوبات آزاد گردند و در pH بالا فرم سمی آمونیاک می‌تواند رایج گردد (Zweig, et al., 1999). در مقادیر کمتر pH توانایی نگه‌داری تعادل نمکی در موجودات تحت تاثیر قرار می‌گیرد (Lloyd, 1992). مقادیر pH در هورالعظیم در حد مطلوب بوده است. شوری، به مقدار نمک-های قابل حل در آب اطلاق می‌گردد که به‌طور طبیعی و یا به صورت آلاینده‌ها به محیط افزوده می‌شوند (Stumm and Morgan, 1981). هر موجود زنده‌ای جهت رشد مناسب، به دامنه‌ای از شوری نیاز دارد و هنگامی که خارج از این دامنه قرار بگیرد، به انرژی بیشتری برای نگه‌داری غلظت مناسب یون‌ها در بدنش نیاز دارد و این مسئله بر عملکرد فیزیولوژیکی موجود تاثیر می‌گذارد .

مقادیر شوری، هدایت الکتریکی وTDS نشان می‌دهد که طبق تقسیم‌بندی فاست، آب هورالعظیم بجز موارد بسیار جزئی که در ایستگاه‌های طبر و شط‌علی در بعضی از ماه‌ها مشاهده می‌شود، عموماً با میانگینی برابر ppt ۲/۹ جزء آب های لب شور با شوری کم می باشد. مقادیر شوری در منطقه شط علی (ایستگاه ۳) بجز در دو مورد، بیشتر از سه ایستگاه دیگر مورد بررسی (طبر، شمال و جنوب جاده امام رضا) می‌باشد. در مورد علت این قضیه می‌توان گفت که منطقه شط‌علی در منتهی‌الیه قسمت ایرانی هور قرار دارد و خشک شدن قسمت زیادی از آب های اطراف این منطقه و ارتباط آب آن با زمین‌های اطراف احتمالاً باعث بالا رفتن شوری آن شده است. البته مسئله خشک شدن در سایر مناطق مورد مطالعه نیز رخ داده و یک معضل عمومی در کل هور می‌باشد ولی در این منطقه به علت شرایط فوق‌الذکر چشمگیرتر است.

روند تغییرات دمای آب در ایستگاه‌های تعیین شده، به تغییرات دمای هوا و عمق آب در ایستگاه‌ها بستگی دارد. این روند تغییرات در آب با میانگین ۲۰/۵۳ درجه سانتیگراد، حداکثر ۳۲/۶ و حداقل دما ۱۰ درجه سانتی‌گراد بوده که نشان می‌دهد تالاب هورالعظیم دارای شرایط گرمسیری است. آنالیز آماری داده‌های دما در ایستگاه‌های مختلف تفاوت معناداری بین ماه‌های گوناگون را نشان می‌دهد ($p<0/05$) و این مسئله می‌تواند ناشی از تغییرات عمق آب تحت تاثیر حجم آب ورودی به تالاب باشد که بر اساس حوضچه های ورودی سطح آب کنترل شده و تغییرات زیادی را نشان می‌دهد.

روند تغییرات شوری نیز با میانگین ۱/۸۴ قسمت در هزار و حداکثر ۵/۷ و حداقل ۰/۷۳ قسمت در هزار در ماه‌های مختلف سال، تابع الگویی مشابه الگو تغییرات دمای آب و هوا و میزان آب ورودی به تالاب می باشد. بدین معنی که در زمستان حداقل و در بهار و تابستان مقدار حداکثر شوری، قابل ملاحظه است که به احتمال زیاد در آب های کم عمقی مانند تالاب هورالعظیم، میزان تبخیر نقش کلیدی در تغییرات شوری و غیره دارد. البته فاکتورهایی مانند میزان بارندگی و دبی آب ورودی از رودخانه‌ها نیز موثر است. نتایج فاکتورهای فیزیکی وشیمیایی نشان می‌دهد که شوری، در بخش‌های ورودی آب (محل ورود انشعابات رودخانه به تالاب) پایین بوده ولی هرچه از این قسمت ها به سمت دو ایستگاه دیگر پیش می‌رود یا به عبارت دیگر دور می‌شود، شوری نیز افزایش یافته است و رابطه شوری بین فاصله و ورودی آب معکوس می‌باشد آنالیز آماری بین داده های مربوط به شوری در ماه‌های مختلف در ایستگاه‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد ($P<0.05$). با توجه به پارامترهای فیزیکی و شیمیایی تالاب، ایستگاه‌های یک و دو، شمال و جنوب جاده امام رضا، در محل ورود شاخه‌هایی از رودخانه کرخه کیفیت آب بهتری را نشان می‌دهند.

در جدول ۴-۴ مقادیر میانگین سالانه پارامترهای اندازه گیری شده در تالاب شادگان در خوزستان، در سال‌های مختلف با یکدیگر و با مطالعه کنونی که در هورالعظیم انجام شده است، مقایسه شده‌اند. چنانچه از جدول پیداست به جز pH، اکسیژن محلول، شوری، هدایت الکتریکی و TDS که کمتر بوده‌اند و فسفات و BOD5 که

بیشتر از مطالعات مذکور فوق شده است، سایر فاکتورها نسبت به مطالعات قبلی دربعضی از موارد کاهش و در بعضی از موارد افزایش داشته است.

جدول٤-٤- مقایسه میانگین سالانه پارامترهای اندازه گیری شده در تالاب شادگان و هورالعظیم۹۱ -۱۳۹۰

فاکتور	شادگان۸۷ – ۱۳۸٦ (خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸)	شادگان ۹۰– ۱۳۸۹ (خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۹۰)	مطالعه کنونی (هورالعظیم)
pH	۷/۷۷	۷/۸۸	۷/۶۹
WT (ºC)	۱۹/۶۸	۲۲/۲	۲۰/۵۳
DO (mg/l)	۶/۴۳	۵/۸۷	۴/۲۹
BOD_5 (mg/l)	۲/۹۹	۲/۶۳	۳/۰۵
(Salinity (g/kg	۸/۹۳	۲۷/۰۳	۱/۸۴
EC (ms/cm)	۱۴/۴۷	۴۱/۵۵	۴/۴۹
NO_2^- (µg/l)	۴۷/۵۷	۳۴	۳۴/۵
NO_3^- (mg/l)	۴/۹۱	۵/۰۶	۴/۸۹
PO_4^{-3} (mg/l)	۰/۵۳	۰/۳۷	۱/۰۶
hardness (mg/l)	۲۷۵۳/۷	۱۸۱۳/۷	۱۹۳۷/۸
TDS (g/l)	۱۰/۵۵	۲۷/۲۹	۱/۹۲
NH_3 (µg/l)	۲۰/۳۲	۳۸/۵۵	۲۶/۳۵

کاهش آب ورودی، اثرات آلودگی آب را بدتر می کند و نور خورشید روی درجه حرارت آب در پریودهای جریان کم (low flow periods) اثر گرمایی بیشتری دارد(Heicher, 1993). مطالعات نشان می دهد که کیفیت آب تالاب هورالعظیم تنزل پیدا کرده است، و احتمالاً این به دلیل کاهش آب ورودی و افزایش آلاینده‌ها بوده است. با اجرای طرح های توسعه منابع آب و انتقال آب حوضه کارون به دیگر استان ها و افزایش کشاورزی و رشد جمعیت و افزایش روزافزون میزان مصارف و به‌ویژه شرب و مصارف بهداشتی و هم‌چنین کاهش سرانه آب دردسترس و افزایش تولید فاضلاب های صنعتی و خانگی به عنوان تهدید و تخریب منابع آب در این حوضه آب‌ریز روندی صعودی دارد. خشکسالی یکی از پدیده های آب و هوایی و از جمله رخ‌دادهای مصیبت‌باری است که همواره خسارت‌های زیادی به جوامع انسانی و طبیعی وارد می‌سازد. تالاب هورالعظیم به دلیل ویژگی-های طبیعی (واقع شدن در اقلیم خشک و نیمه خشک)، ویژگی‌های اقلیمی (توزیع زمانی و مکانی متغیر و غیر یکنواخت بارش)، افزایش نرخ رشد جمعیت در حوضه آب‌ریز، رقابت بر سر کسب منابع آبی، تنزل کیفیت منابع آب سطحی و زیرزمینی در حوضه آب‌ریز، ناپایداری عرضه و تقاضای آب در بالادست رودخانه های تغذیه کننده، موقعیت مرزی آن و قرار گرفتن تحت مدیریت‌های سیاسی و نظامی و سایر موارد با مشکل کم آبی و بحران آب و آلودگی‌های متنوع روبرو می باشد.

۳-٤- فیتوپلانکتون‌های تالاب هورالعظیم

در هر اکوسیستم آبی، فیتوپلانکتون‌ها از لحاظ تولید مواد آلی و قرار گرفتن در قاعده هرم انرژی، از جمله ذخایر مهم و با ارزش به‌شمار می‌روند و سایر موجودات صرف نظر از وابستگی به یک‌دیگر، در زنجیره غذایی به طور مستقیم و یا غیرمستقیم به فیتوپلانکتون‌ها وابسته‌اند، بنابراین شناخت آن‌ها در هر منبع آبی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (قریب‌خانی و همکاران، ۱۳۸۸). فیتوپلانکتون‌ها در مطالعات پیچیده محیطی به خاطر واکنش‌های شدید به تغییرات محیط، ازاهمیت زیادی برخوردارند. بنابراین نشان دهنده تغییر و تحولات محیطی بوده و به علت تغییرات و نوسانات گوناگون در خور توجه می‌باشند. فیتوپلانکتون‌ها به عنوان نشانگرهای زیستی آلودگی آب، نیز عمل می‌کنند (Jassim and Hamadi, 2006). افزایش غلظت مواد غذایی در دریاچه‌ها، پی‌آمدهای به‌خوبی شناخته شده‌ی افزایش در تولید زیستی فیتوپلانکتون‌ها، تغییر در ترکیب و ساختار آن‌ها، تشکیل شکوفایی جلبکی، کاهش شفافیت آب، مصرف اکسیژن و تشکیل ترکیبات شیمیایی احیا شده را شامل می‌شود (Salmaso et al., 2006). شناخت فراوانی و ترکیب جمعیتی آن‌ها می‌تواند به مدیریت شیلات و فراهم کردن فهم بیشتر از تعادل اکولوژیکی در اکوسیستم‌های آبی کمک نماید. امروزه در انواع مختلف دریاچه‌ها تغییرات در جمعیت فیتوپلانکتون‌ها، به عنوان نشانگر زیستی خوبی برای بررسی وضعیت مواد غذایی و شناسایی کیفیت محیط، شناخته شده است (Fathi et al., 2001).

گروه‌های مشخصی از فیتوپلانکتون‌ها به ویژه جلبک‌های سبز-آبی می‌توانند درغلظت‌های بالا باعث کاهش مقدار اکسیژن محیط گردیده و منجر به مرگ ماهی‌ها شوند (Chalanda et al., 2004). در بعضی مواقع شکوفایی پلانکتونی مضر، که حاصل افزایش ناگهانی جمعیت فیتوپلانکتون‌ها است به دلیل تغییرات فصلی ناشی از شرایط محیطی مانند دما، شوری و ترکیبات مغذی اتفاق می‌افتد (Reigada et al., 2003). ترکیب و تغییرات فصلی آن‌ها به فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی محیط بستگی دارد، تغییر در ترکیب و غالبیت فیتوپلانکتون‌ها می‌تواند توسط فرآیندهای مختلفی مانند ترکیب فیزیکی و شیمیایی آب، میزان نور در زیر آب، مواد غذایی موجود، مواد سمی در محیط، محدودیت دمایی، رسوب آن‌ها و مصرفشان بوسیله میکروارگانیسم‌های هتروتروف، عوامل بیماری‌زا، پارازیت‌ها و گیاه‌خواران رخ دهد (Calisuri et al., 2002 و خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸). تغییرات زمانی در ساختار و عمل‌کرد جامعه فیتوپلانکتونی اهمیت اساسی برای متابولیسم در سیستم‌های آبی دارد (Calisuri et al., 2002).

در مطالعه حاضر ۱۹۴ گونه که مربوط به ۵ شاخه اصلی بودند شناسایی شدند. مطالعات انجام شده مربوط به فیتوپلانکتون‌های تالاب هورالعظیم در بخش ایرانی فقط یک مورد می‌باشد که توسط پاپهن و همکاران (۱۳۸۹) انجام شده است. در مطالعه آن‌ها برای نمونه‌برداری از تور پلانکتون استفاده شده بود و ۱۸۷ جنس و گونه متعلق به ۷ شاخه گزارش شده است. اما در قسمت مربوط به کشور عراق چندین مطالعه صورت گرفته است. جسیم و همکاران (۲۰۰۶) از تالاب الهویزه (هورالعظیم) ۹۴ گونه متعلق به ۶ شاخه گزارش کردند (Jassim and Hamadi, 2006). العبیدی و همکاران (۲۰۰۹) از چندین تالاب در عراق که هورالعظیم هم یکی از آن‌ها بوده، ۳۱۷ تاکسون

متعلق به ۶ شاخه اصلی گزارش کردند (AL-Obaidi et al., 2009). به نقل از العبیدی و همکاران، هینتون و مولود (۱۹۸۲ و ۱۹۸۰) ۱۷۸ تاکسون از شط‌العرب و تالاب حمار و همچنین نورالسلام (۱۹۸۲) ۱۲۹ گونه را منحصراً از تالاب حمار گزارش کرده است (AL-Obaidi et al., 2009).

قریب خانی و همکاران (۱۳۸۸) از تالاب استیل آستارا واقع در گیلان ۴۲ جنس و خلفه‌نیل‌ساز (۱۳۸۸) از تالاب شادگان واقع در خوزستان ۴۲ جنس گزارش نموده‌است. از تالاب های شهر شیموگا در هند ۷۱ (Salmaso et al., 2006) و از تالاب دونانا در اسپانیا ۲۲۴ و از تالاب کانوال در هند ۴۵ گونه گزارش شده است (Kumar and Oommen, 2010). با توجه به تعداد تاکسون‌های گزارش شده در مناطق دیگر، تالاب هورالعظیم از تنوع بالایی برخوردار می‌باشد. لازم به ذکر است که تعداد کمتر شاخه‌های شناسایی شده در این مطالعه به علت روش نمونه‌برداری می‌باشد که از تور پلانکتون استفاده نشده است. همچنین اکثر جنس‌ها و تعداد زیادی از گونه‌های شناسایی شده در این مطالعه در بررسی‌های صورت گرفته قبلی در تالاب های عراق و هورالعظیم گزارش شده‌اند (پاپهن و همکاران، ۱۳۸۹ و AL-Obaidi et al., 2009 و Eslami and Seraji, 2004).

در مطالعه حاضر شاخه دیاتومه‌ها دارای ۸۵ گونه بوده که بیشترین تعداد گونه را در بین تمام شاخه‌های شناسایی شده دارا بود. سپس شاخه سیانوفیتا با ۵۹ گونه و کلروفیتا با ۳۱ گونه و اوگلنوفیتا با ۱۸ گونه و داینوفیتا با ۱ گونه قرار داشتند. پاپهن و همکاران (۱۳۸۹) در تالاب هورالعظیم گزارش کردند که دیاتومه‌ها۹۵ گونه، کلروفیتا ۳۸ گونه و سیانوفیتا ۳۶ گونه دارند و به شاخه‌های دیگر اشاره‌ای نکرده‌اند.

سمیر (۲۰۱۰) از ۱۴ ایستگاه در ۸ باتلاق از مناطق احیا شده تالاب هورالعظیم فقط ۱۶۴ گونه از شاخه دیاتومه‌ها را گزارش کرده اما اشاره‌ای به تعداد سایر شاخه‌ها نکرده است (Samir, 2010). جسیم و همکاران (۲۰۰۶) فیتوپلانکتون‌های چندین تالاب در عراق (هویزه، شیوخ و حمار) را گزارش نموده که در کل تالاب ها، دیاتومه‌ها دارای بیشترین تعداد گونه با ۸۱ گونه و سپس کلروفیتا با ۲۸ گونه و سیانوفیتا با ۲۱ گونه قرار داشتند (Jassim and Hamadi, 2006). العبیدی و همکاران (۲۰۰۹) گزارشی از چندین تالاب در عراق که هورالعظیم هم یکی از آن‌ها بوده نموده‌اند که دیاتومه‌ها با ۲۰۴ تاکسون، کلروفیتا با ۵۹ تاکسون، سیانوفیتا با ۳۹ تاکسون، اوگلنوفیتا با ۱۰ تاکسون، داینوفیتا با ۴ تاکسون و کریپتوفیتا با یک تاکسون معرفی شده‌اند. در تالاب حمار نیز دیاتومه‌ها با ۷۲ گونه و کلروفیتا با ۲۸ گونه و سیانوفیتا با ۲۶ گونه دارای بیشترین تعداد گونه بودند (AL-Obaidi et al., 2009).

در مطالعات صورت گرفته در تالاب استیل آستارا و در چند نقطه در تالاب های دیگر، شاخه کلروفیتا دارای بیشترین تعداد گونه و در تالاب شادگان، دریاچه پشت سد لار، تالاب کانوال در هند، تالاب دونانا در اسپانیا، دریاچه نانسی در چین، دریاچه بورسا در ترکیه، دریاچه کاراگول در ترکیه، آب های جاری کاچن- گجارات در هند و موارد دیگر شاخه دیاتومه‌ها دارای بیشترین تعداد گونه بودند (خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸ و قریب‌خانی و

همکاران، ۱۳۸۸ و Bes, 2008 و Biggs and Kilroy, 2000 و Fathi et al., 2001 و Karacaglu et al., 2004 و Kumar and Oommen, 2010) و Shanthala et al., 2009 و Salavatian et al., 2010 و Saravankumar et al., 2008).

با توجه به داده‌های ذکر شده در بالا، به طور کلی در تالاب های خاورمیانه شاخه دیاتومه‌ها دارای بیشترین تعداد گونه می‌باشد. بعد از دیاتومه‌ها، شاخه کلروفیتا دارای بیشترین تعداد گونه بوده است. در مطالعه پیش روی، بعد از دیاتومه‌ها، شاخه سیانوفیتا دارای بیشترین تعداد گونه بوده که می‌تواند به دلیل اختلاف در روش نمونه برداری و یا افزایش فراوانی و تنوع سیانوفیسه ها در شرایط فعلی تالاب باشد. کما این‌که در فصل تابستان، هم از نظر تراکم و هم از نظر تعداد گونه از سایر شاخه‌ها بیشتر بودند که می‌تواند به‌دلیل تغییرات اکولوژیکی در تالاب باشد. با توجه به تغییرات اقلیمی در منطقه و کم‌آبی‌های شدید و مکرر و با توجه به فراوانی جمعیت سیانوفیتا در ماه‌های گرم سال در تمامی منابع آبی استان احتمالاً حضور جمعیت فراوان آن می‌تواند قابل توجیه باشد.

در این مطالعه، فصل پاییز با ۱۱۲ گونه بیشترین تعداد حضورگونه را نشان داده است. فصل تابستان با ۹۳ گونه، فصل بهار با ۶۲ گونه و فصل زمستان با ۶۷ گونه فیتوپلانکتون حضور داشته‌اند. در بین فصول مختلف سال، در فصل بهار شاخه دیاتومه‌ها، در فصل تابستان شاخه سیانوفیتا و در فصول پاییز و زمستان نیز شاخه دیاتومه‌ها دارای بیشترین تعداد گونه بودند.

در مطالعه پاپهن و همکاران (۱۳۸۹)، در همه فصول، شاخه دیاتومه‌ها دارای بیشترین تعداد گونه بودند. هم‌چنین در فصل پاییز مجموعاً بیشترین تعداد گونه را دارا بوده است. در مطالعه العبیدی و همکاران (۲۰۰۹) از چندین تالاب در عراق، بیشترین تنوع در فصل زمستان گزارش شده است (AL-Obaidi et al., 2009). قریب خانی و همکاران (۱۳۸۸) از تالاب استیل آستارا در گیلان گزارش کردند که بیشترین تنوع در فصل تابستان و کمترین در فصل پاییز بوده است. در مطالعه حاضر،به طور کلی دیاتومه‌ها بیشتر در زمستان و با تعداد کمتر در فصل تابستان و سیانوفیتا بیشتر در فصل تابستان و جلبک‌های سبز، بیشتر در فصول تابستان و پاییز حضور داشتند. هم-چنین بر اساس نتایج تحقیقی که بر تالاب های کنوال و گوجارات هند انجام گرفت، کلروفیسه ها در فصل های بارانی و دیاتومه ها در تمام فصل ها به خصوص فصل زمستان غالب بودند. همچنین سیانوفیسه ها در فصل تابستان و زمستان مشاهده شدند. شکوفایی کلروفیسه ها در فصل زمستان هنگامی که میزان DO بالا و قلیائیت در سطح پایینی می باشد، رخ می دهد (COMAR, 2008).

ساختار جمعیتی، غالبیت و تغییرات فصلی فیتوپلانکتون‌ها در تالاب های گرمسیری (حاره‌ای) به طور چشم‌گیری متغیر بوده و می‌تواند تحت تاثیر چگونگی و ترکیب مواد غذایی، سطح آب، مورفولوژی، وضعیت قرار گرفتن مواد در لایه‌های زیرین و سایر فاکتورهای منطقه قرار گیرد (Kumar and Oommen, 2010). برای پی بردن به دلایل واقعی تغییرات فصلی فیتوپلانکتون‌ها در تالاب نیاز به تحقیقات بیشتری از جمله در زمینه ویژگی‌های مختلف اکولوژیکی می‌باشد.

در این مطالعه مشخص گردید که فصول تابستان و زمستان به‌ترتیب دارای بیشترین میانگین تراکم و فصل بهار دارای کمترین میانگین تراکم می‌باشد. در مطالعه پاپهن و همکاران (۱۳۸۹)، بیشترین تراکم را در فصول زمستان و بهار گزارش نموده‌اند. در تالاب شادگان بیشترین تراکم در تابستان و با مقدار کمتر در پاییز معرفی شده است (خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸). جسیم و همکاران (۲۰۰۶) از چندین تالاب در عراق (هویزه، شیوخ و حمار) گزارش نمودند که بیشترین تراکم (سلول در لیتر) در فصل بهار بوده است (Jassim and Hamadi, 2006). بررسی میانگین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها به صورت ماهانه، نشان داد که بیشترین تراکم در ماه‌های بهمن، تیر و آبان و کمترین تراکم در اردیبهشت و اسفند ماه می‌باشد. در مطالعه جسیم و همکاران (۲۰۰۶) از چندین تالاب در عراق (هویزه، شیوخ و حمار)، تعداد فیتوپلانکتون‌ها دارای تغییرات ماهانه بوده که پیک اصلی در خرداد ماه و با تعداد کمتر در تیر ماه گزارش شده است. البته پیک کوچکتری نیز در آبان ماه گزارش گردیده است (Jassim and Hamadi, 2006).

جنس‌های Synedra، Merismopedia، Monoraphidium، Nitzschia، Navicula، Gomphosphaeria و Oocystis به‌ترتیب بیشترین فراوانی کلی را در طول سال داشتند. گونه Synedra nana بیشترین فراوانی و سپس گونه‌های Merismopedia punctata، Monoraphidium irregular و Gomphosphaeria aponina به ترتیب دارای بیشترین فراوانی کلی بودند. در مطالعه پاپهن و همکاران (۱۳۸۹) دو گونه Phormidium tenue و Cyclotella sp دارای بیشترین فراوانی کل بودند اما درباره شاخه‌ها و جنس‌های غالب از نظر فراوانی اطلاعاتی مشاهده نشد. جسیم و همکاران (۲۰۰۶) در مطالعه تالاب های عراق (هویزه، شیوخ و حمار) اشاره‌ای به جنس‌ها و گونه‌های غالب از نظر فراوانی ننموده‌اند (Jassim and Hamadi, 2006). در مطالعه العبیدی و همکاران (۲۰۰۹) از بررسی تالاب های در عراق، گزارش شده که گونه‌های Nitzschia palea و Cyclotella meneghiniana دارای فراوانی کل زیادی بودند. همچنین در طول بررسی تابستان ۲۰۰۵، یکی از گونه‌هایی دارای فراوانی زیاد، Merismopedia convoluta بوده‌است که در مطالعه حاضر با فراوانی کمی حضور داشت و در بررسی زمستان و تابستان ۲۰۰۶، یکی از گونه‌های غالب Monoraphidium contortum بوده که یکی از گونه‌های فراوان در این مطالعه می‌باشد و در دو فصل پاییز و زمستان چندین گونه از جمله گونه‌های Nitzschia palea و Nitzschia longissima فراوان بودند که در مطالعه حاضر گونه Nitzschia reversa که قبلا یکی از واریته‌های گونه Nitzschia longissima بوده یکی از گونه‌های فراوان می‌باشد. در زمستان ۲۰۰۷، Nitzschia palea بیشترین تراکم را داشته است که یکی از گونه‌های فراوان در مطالعه حاضر نیز می‌باشد (AL-Obaidi et al., 2009). در تالاب شادگان (۱۳۸۸)، شاخه دیاتومه‌ها دارای بیشترین فراوانی کل بود. هم‌چنین جنس‌های Nitzschia و Cyclotella دارای بیشترین فراونی کلی بودند (خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸). معمولاً حضور جنس های غالبی مانند Nitzschia, Cyclotella از باسیلاریوفیسه ها را می توان درمناطق تالابی مشاهده کرد (Nybakken, 1993). محدوده حضور جنس cyclotella از آب های شیرین تا آب های با شوری بسیار بالا است. اگر چه فراوانی جنس Cyclotella کاملاً وابسته به وضعیت تروفیکی است ولی معمولاً شاخص دریاچه-

های اولیگوتروف می‌باشد (Thompson & Rhee, 1994). ولی این جنس در دریاچه‌های یوتروف نیز مشاهده می-شوند (Akbay et al., 1999). جنس های Cyclotella و Nitzschia بیشتر در محیط‌های با شوری متوسط و آب های قلیایی یافت می‌شوند (Hassan et al., 2006). به‌طور کلی در تالاب های عراق و هورالعظیم، جنس‌های Nitzschia و Navicula دارای بیشترین تعداد گونه بوده‌اند.

بیشترین تعداد گونه در ایستگاه ۴ با ۱۱۴ گونه و سپس در ایستگاه ۳ با ۱۱۲ گونه بود. همچنین ایستگاه ۲ دارای ۷۱ و ایستگاه ۱ دارای ۶۰ گونه بودند که نشان می‌دهد ایستگاه‌های ۳ و ۴ بیشترین تنوع را داشتند. ایستگاه۳ و ۲ بیشترین تراکم را داشتند. بطور کلی بیشترین تراکم در سال در زمستان و مربوط به شاخه دیاتومه‌ها و سپس سیانوفیتا در تابستان بود. در این مطالعه در ایستگاه شط علی (۴) بیشترین تنوع گونه ای ، ودر ایستگاه طبر(۳) بیشترین تراکم بوده است.

قابل ذکر است که ایستگاه۴ در سرتاسر یک سال مطالعه از سه ایستگاه دیگر شورتر بوده و همچنین ایستگاه ۳ در تمام طول سال از دو ایستگاه ۱ و ۲ نیز شورتر بوده است. هم‌چنین در کلیه ماه‌های مورد بررسی دمای ایستگاه‌های ۳ و ۴ بیشتر از دو ایستگاه دیگر ثبت گردید. با توجه به داده‌های بالا ممکن است که بین دما و شوری در هر ایستگاه با تعداد گونه‌ها (تنوع) در همان ایستگاه رابطه‌ای وجود داشته باشد. اما با توجه به اینکه ترکیب و تغییرات فصلی فیتوپلانکتون‌ها، به فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی محیط بستگی دارد و تغییر در ترکیب و غالبیت فیتوپلانکتون‌ها می‌تواند توسط فرآیندهای مختلفی مانند ترکیب آب، میزان نور در زیر آب، مواد غذایی موجود در آب مانند میزان عناصر نیتروژن، فسفر، سیلیسیم و موارد دیگر، همچنین مواد سمی در محیط، محدودیت دمایی، رسوب آن‌ها و مصرف شان بوسیله میکروارگانیسم‌های هتروتروف، عوامل بیماری‌زا، انگل‌ها و گیاه‌خواران و موارد دیگر رخ دهد (Calisuri et al., 2002 و خلفه‌نیل‌ساز، ۱۳۸۸). پیدا کردن رابطه فاکتورهای محیطی با تراکم و تنوع فیتوپلانکتون‌ها در تالاب هورالعظیم، بسیار مهم و نیازمند مطالعات اکولوژیک بیشتر و دقیق‌تر می‌باشد.

در دریاچه‌های معتدل و غنی از مواد غذایی (یوتروفیک) بیشترین رشد سیانوفیتا به ویژه فرم‌های کلنی در دمای بالا و در تابستان می‌باشد. حضور غالب سیانوفیتا که باعث شکوفایی در تابستان می‌شود، نشانگر وضعیت مواد غذایی در مقدار زیاد است (Bellinger and Sigee, 2010). در این تالاب هم، چنین پدیده‌ای رخ داد که در فصل تابستان سیانوفیتا دارای تراکم زیادی به ویژه در فرم‌های کلنی بودند و بیشترین دما هم در ماه‌های تیر و مرداد بود که تراکم سیانوفیتا در این دو ماه نسبت به بقیه شاخه‌ها خیلی بیشتر بود. با توجه به شباهت کلی اکولوژی تالاب ها و دریاچه‌ها انتظار می‌رود که وضعیت مواد غذایی در تالاب هورالعظیم خوب باشد. همچنین گونه *Nitzschia palea*، یکی از گونه‌های متداول مربوط به جنس Nitzschia می‌باشد که اغلب در آب های دارای آلودگی با مواد آلی یافت می‌شود (AL-Obaidi et al., 2009). این گونه در مطالعه حاضر نیز نه فقط دارای فراوانی بالایی بود بلکه در ۸ ماه سال هم حضور داشت که ممکن است نشانگر این باشد که تالاب دارای آلودگی مواد آلی است که

بررسی نوع و میزان آن به مطالعه بیشتری نیاز دارد. علاوه بر این اوگلنوئیدها معمولاً در محیط‌هایی یافت می‌شوند که مواد آلی زیادی در حال تجزیه می‌باشد (Bellinger and Sigee, 2010). با توجه به اینکه در این تالاب نسبت به تالاب های همجوار تعداد گونه‌های اوگلنوفیتا (Bes, 2008) بیشتر بوده می‌توان نتیجه گرفت که احتمالاً مواد آلی در حال تجزیه بیشتری نسبت به تالاب های مجاور وجود داشته باشد. به طور کلی استفاده از فیتوپلانکتون‌ها به عنوان نشانگر زیستی برای بررسی وضعیت مواد غذایی و آلودگی و موارد دیگر در تالاب هورالعظیم، نیازمند مطالعات جداگانه و گسترده‌تری می‌باشد.

در تالاب شادگان غالبیت جنس‌های Cyclotella از دیاتومه‌ها و حضور جنس‌های Closterium، Scenedsmus و Pediastrum از جلبک‌های سبز و همچنین حضور جنس‌های Oscillatoria و Anabena از جلبک‌های سبزآبی بیانگر وضعیت مزوتروفیک-یوتروفیک گزارش شده است (نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸). عدم حضور گونه‌هایی که شاخص دریاچه‌های یوتروف هستند مانند Aphanizomenon و Microcystis بیانگر این می‌باشد که تالاب به وضعیت یوتروف نرسیده است (Mann 2000). از جنبه دیگر فراوانی اندک جنس های Ceratium , peridinium از رده دینوفیسه که شاخص دریاچه های یوتروف هستند مطالب فوق را تأیید می کند (Rosenuom and Lepisto 1996).

معمولاً در آب های مناطق گرمسیری یک دوره مشخص رشد فیتوپلانکتونی در طول سال وجود دارد که به ندرت در اثر تغییر شرایط آبی خاص، این دوره منظم تغییر می نماید. به طورکلی تنوع و تولید جمعیت فیتوپلانکتون ها به طور محسوسی وابسته به کیفیت آب و فاکتورهای اقلیمی می باشد (Moss, 1993). معمولاً وضعیت هیدرولوژیکی یک منبع آبی به سر منشأ آن وابسته می باشد. سرچشمه و مسیر عبوری آب ورودی به منبع، تعیین کننده کیفیت آب آن منبع می باشد (Wetzel, 1983).

همچنین برای اکولوژیست ها روشن است که هر گونه تغییر در ترکیب شیمیایی آب های طبیعی، اهمیت فراوانی در ترکیب و پراکندگی دوره ای فیتوپلانکتون ها و فراوانی آنها دارد (Gopal and Chauhan, 2001). دما، pH، قلیایت و میزان فسفات از جمله فاکتورهای مؤثر بر کنترل پراکنش سیانوفیسه ها می‌باشند (Pandey et al.,2000). میزان فسفات، نیترات و نیتریت میزان رشد دیاتومه ها و کلروفیسه ها را در آب‌های ساکن کنترل می کند (Harish 2002). تحقیقی که در مورد عوامل مؤثر بر رشد فیتوپلانکتون های توسط آوخ در سال ۱۳۸۰ انجام گرفت، نشان داد افزایش و کاهش دما بر رشد فیتوپلانکتون ها تأثیر دارد. دمای پایین فیتوپلانکتون ها را نمی کشد ولی دمای بالای $35\ ^{\circ}C$ آن‌ها را از بین می برد. همچنین بیان می دارد که افزایش درجه حرارت تا میزان معینی باعث افزایش رشد فیتوپلانکتون ها می شود. گیاهخواری شدید نیز ممکن است موجب کم شدن بیوماس فیتوپلانکتون ها در برابر افزایش نور شود(Whitton & Potts 2000). در این مطالعه میزان میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در فصل تابستان علی رغم وجود نور مطلوب نسبت به سایر فصل ها دارای میزان کمتری بود که این خود می تواند به دلیل افزایش روتیفر ها و سایر گونه های زئوپلانکتون ها و عمل چریده شدن باشد.

در قسمت عراقی تالاب هورالعظیم، مطالعاتی صورت گرفته است (Biggs and Kilroy, 2000 و Samir 2010). همچنین بررسی اجمالی دیگری توسط محیط زیست خوزستان روی فیتوپلانکتون‌های تالاب هورالعظیم (بخش ایرانی) در کنار سایر بررسی‌های زیستی در محیط مذکور نیز، صورت گرفته است که مقطعی بوده و از نظر مدت زمان کل نمونه‌برداری و همچنین از نظر دقت نمونه‌برداری کافی نبوده است (پاپهن و همکاران، ۱۳۸۹) . روش نمونه برداری نیز در مطالعه حاضر با مطالعه مذکور متفاوت می‌باشد. در مطالعه قبلی از تور پلانکتون استفاده شده است در حالی‌که در مطالعه حاضر از تور استفاده نشده است و ایستگاه‌های نمونه برداری نیز متفاوت و متغیر بوده است و حتی‌الامکان شناسایی در سطح گونه صورت گرفته است.

تصاویر ۴-۱ تا ۴- ۵ در بخش پیوست عکس‌های گونه های شناسایی شده فیتو پلانکتون در مطالعه حاضر را نمایش می دهد.

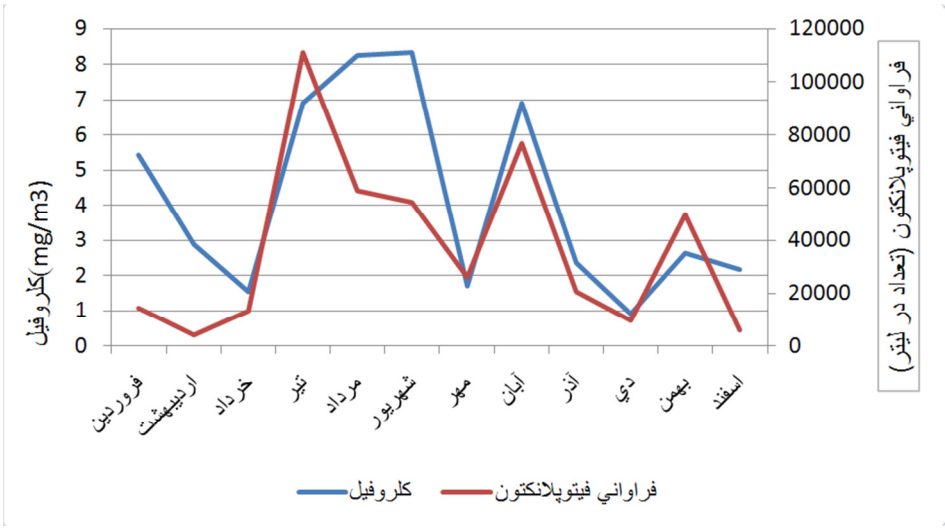
٤-٤- تعیین ساختار تروفی تالاب هورالعظیم

توزیع و غلظت کلروفیل **a** از اهمیت بسیار اساسی در مطالعات کیفیت آب و خصوصیات اکولوژیکی محیط های آبی برخوردار است. کلروفیل **a** مهم‌ترین رنگدانه فتوسینتیک است و در تمام فیتوپلانکتون ها وجود دارد، بنابراین می تواند به عنوان شاخص بیومس فیتوپلانکتون استفاده شود. در نتیجه مطالعهٔ مقادیر غلظت، توزیع و تغییرات فصلی آن از اهمیت ویژه در مطالعات محیط زیستی برخوردار است(حاجی زاده ذاکر،۱۳۸۶).

طبقه‌بندی درجات تروفی نه فقط بر مبنای غلظت مواد مغذی، که براساس توده زنده فیتوپلانکتونی، غلظت کلروفیل **a**، شفافیت آب در تالاب ها و دریاچه ها مورد استفاده قرار می گیرد. در این مطالعه، با تعیین مقادیر کلروفیل **a** درفصول و ایستگاه‌های انتخاب شده، و نیز با مقایسه آن در نواحی مجاور تالاب های بین النهرین به ارزیابی کلی از وضعیت تروفی تالاب پرداخته شد.

اختلاف در تغییرات فصلی کلروفیل **a** بین مناطق مختلف تالاب بسته موقعیت و رویش گیاهی متفاوت است (Alwan, 1994). مناطق مختلف تالاب می تواند شرایط متفاوتی برای رشد فیتوپلانکتون فراهم نماید. لازم به ذکر است که تغییرات فصلی این فیتوپلانکتون‌ها قویاً تحت تاثیر درجه حرارت آب است (Benson-Evans et al., 1999). در کل در مناطق تالابی بیشترین مقدار کلروفیل **a** در تابستان است و قدری در ایستگاه ۴ بدلیل موقعیت پایین دست بودن آن و احتمالاً تجمع مواد مغذی تا پاییز نیز ادامه می‌یابد.

با توجه به اطلاعات بدست آمده از بخش فیتوپلانکتون این مطالعه ، انطباق مقادیر کلروفیل **a** این بررسی با مقادیر فراوانی فیتوپلانکتون‌ها، تا حدودی نشان دهنده یکسان بودن الگوی تغییرات فصلی فیتوپلانکتون‌ها با کلروفیل **a** است (شکل۴-۱).



شکل ٤-١-الگوی تغییرات فصلی فراوانی فیتوپلانکتون‌ها و کلروفیل A در تالاب هورالعظیم(۱۳۹۰)

در مطالعه ای که توسط USAID (United State Agency International For Development) در سال ۲۰۰۶ از تالاب های هورالهویزه و مجاورآن منتشر شده است، بیشترین مقدار کلروفیل **a** در شرق تالاب الحمار با ۱۸/۴ میلی گرم کربن بر مترمکعب و کمترین مقدار آن در تالاب الشویوکا با ۱/۶ میلی گرم کربن بر مترمکعب ذکر شده است که با الگوی تعداد فراوانی سلولهای فیتوپلانکتونی تطابق دارد. الگوی تغییرات کلروفیل **a** تقریباً از دو پیک منحنی تبعیت می کند که در بهار بیشتر از پاییز است (USAID, ۲۰۰۶).

برطبق میانگین به دست آمده از کلروفیل **a** در تالاب هورالعظیم که ۴/۱۷ میلی گرم بر متر مکعب است و با توجه به طبقه بندی استاندارد یوتروفیکاسیون تالاب ها، هورالعظیم در محدوده مزوتروف متوسط قرار دارد (جدول ۴-۵).

جدول ٤-٥- طبقه بندی استاندارد یوتروفیکاسیون در تالاب ها (Zhou & Xu, 2006)

پارامتر	اولیگوتروف	مزوتروف کم	مزوتروف متوسط	مزوتروف زیاد	یوتروف	یوتروف بالا
کلروفیل a(mg/m3)	۱	۲	۴	۱۰	۶۵	۱۶۰

در طبقه‌بندی دیگری که از نظر یوتروفی و وضعیت تالاب‌ها وجود دارد، مجدداً بیانگر این است که تالاب در طبقه مزوتروف خوب قرار می گیرد(جدول ۴-۶).

جدول ٤-٦- طبقه بندی مرزهای تروفیک تالاب ها (Dwaf, 2002 ; Biggs, 2000)

مرزهای تروفیکی	میانگین کلروفیل a (mg/m3)
الیگوتروف (طبیعی)	<۱/۷
مزوتروف (خوب)	۱/۷ – ۲۱
یوتروف (نسبتا خوب)	۲۱ – ۸۴
هیپرتروفیک(غنی)	>۸۴

تالاب‌ها از نظر یوتروفی بسیار متنوع هستند و دارای دامنه ای از الیگوتروفی تا یوتروفی هستند. ورود مواد مغذی، اثرات متفاوتی بر تالاب برجا می گذارد، اما به طور کلی حیات و ارزش های تجدید پذیر این سیستم را کاهش می دهد. با افزایش بار مواد مغذی به تالاب، فرآیندهای بیو شیمیایی تغییر یافته و در نتیجه، سطح مواد شیمیایی موجود در آب و همچنین خاک تغییر می یابد و برای بسیاری از پوشش گیاهی موجود در تالاب پدیده بحرانی است. اولین تغییرات شیمیایی، تنوع زیستی تالاب، جوامع میکروبی، جلبکی، گیاهان، بی مهرگان و مهره داران را تحت تاثیر قرار می دهد. تمام این تغییرات تاثیر منفی بر استفاده کنندگان از تالابخصوصاً حیات آبزیان دارد و از آن مهم‌تر موجب کاهش تاثیر تالاب به عنوان نقش فیلترکنندگی است که سبب حفاظت از منابع پایین دست و آب های زیرزمینی می شود. با در نظر گرفتن عواقب یوتروفی شدن تالاب در بحث فوق و قرار گرفتن تالاب هورالعظیم در وضعیت مزوتروفی، بایستی تدابیری لحاظ شود که از افزایش ورود بار مواد آلی به تالاب کاسته شود تا از پی‌آمدهای جدی ناشی از یوتروفی شدن که در آینده گریبان‌گیر این تالاب می شود، جلوگیری گردد.

٥-٤- بحث و نتیجه گیری زئوپلانکتون‌ها

غنای زیستی تالاب ها بستگی زیادی به جوامع پلانکتونی داشته چرا که در قعر هرم غذایی قرار دارند. زئوپلانکتون‌ها یکی از مهم‌ترین اجزای زیستی هستند که می‌توانند روی تمام جنبه‌های زیستی اکوسیستم اثر بگذارند. پراکنش زئوپلانکتون‌ها به فاکتورهای پیچیده‌ای مثل تغییرات آب و هوایی پارامترهای فیزیک شیمیایی و پوشش گیاهی بستگی دارد (Rocha et al., 1999; Neves et al., 2003). بنابراین آنالیز وشناسایی پلانکتون های آب شیرین از اهمیت زیادی برخوردار است که به‌طور خلاصه نقش آن‌ها در زنجیره غذایی، بررسی کیفیت آب، آلودگی‌های آبی، شناسایی مناطق نفت خیزآبی وکنترل ومدیریت آب ها را می توان نام برد (آبهی،۱۳۸۶). تلاش برای درک روابط پارامترهای فیزیک شیمیایی و بیولوژیک در تالاب ها، روی بیوتای مختلف متمرکز می‌گردد. از آنجایی‌که تالاب ها سیستم‌هایی با دینامیک پیچیده و اکوسیستم‌های پر تولیدی هستند آن‌ها تغییرات شدیدی را در پارامترهای کیفی آب و جوامع گیاهی و جانوری نمایش می‌دهند . زئوپلانکتون‌ها موجودات میکروسکوپی با تولید مثل سریع هستند و نقش مهمی را در جریان انرژی و چرخش مواد غذایی ایفا می‌کنند و بخشی از زنجیره غذایی هستند (James, 1991). آن‌ها پلی بین تولید کنندگان اولیه و مصرف کنندگان سطوح بالاتر تالاب ها هستند. پارامترهای غیر زیستی، تنوع و فراوانی زئوپلانکتون‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهند (Attayde and Bozelli, 2011; Sharma, 2011).

امروزه تقاضا برای انجام مطالعات پایشی با استفاده از زئوپلانکتون‌ها به‌عنوان نشانگر زیستی کیفیت آب و تغییرات زیست‌محیطی افزایش چشم‌گیری داشته است (Kumari et al., 2007) . گزارشات در ارتباط با اطلاعات

لیمنولوژیک، شامل پارامترهای کیفی آب و جوامع زئوپلانکتونی، بدون شک در مدیریت‌های حفاظتی سودمند خواهد بود .

در طول ۱۵ سال اخیر تحقیقات در مورد زئوپلانکتون‌ها افزایش چشم‌گیری یافته و انگیزه‌های تازه‌تری جهت افزایش تولیدآبزیان را بوجود آورده و بدین ترتیب مشکل کمبود غذا برای جمعیت روز افزون انسانی را تا حدودی حل نماید (Alsodani, 2006). گروه‌های عمده زئوپلانکتون‌های آب شیرین شامل پروتوزوآ از جمله ریزوپودا، خورشیدیان، مژه داران و پرسلولی ها شامل روتیفرا، سخت پوستان مانند کوپه پودا، کلادوسرا، استراکودا و نماتودها می‌باشد (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱).

زئوپلانکتون ها تحت تأثیرتغییرات عوامل گوناگون محیطی نظیر دما، نور، فاکتورهای شیمیایی، شوری و میزان غذای موجود مانند باکتری ها، جلبک ها، pH، آلوده کننده‌های سمی، اکسیژن، به‌علاوه شکار شدن به وسیله آبزیان مختلف همیشه در معرض تغییرفراوانی و تنوع می باشند. چون بیشتر گونه ها زمان تولید مثل کوتاهی دارند، تغییرات در ترکیب وتنوع جمعیت آن ها نشان دهنده تحولات ویا تخریب های محیطی نیز محسوب می شود (Ricci et al., 1989). زئوپلانکتون ها با کنترل رشد جلبک ها در ایجاد شفافیت و عدم کدورت آب هاآب‌ها دخالت دارند. آن‌ها همچنین رابطه مستقیمی با گیاهان آبی داشته و از گیاهان به عنوان پناهگاهی برای فرار از ماهیان پلانکتون‌خوار استفاده می‌کنند. به‌علاوه برخی زئوپلانکتون ها درلابه لای گیاهان بستر آب ها می چرند و تغذیه می کنند. بنابراین از دست رفتن گیاهان آبی نیز جمعیت زئوپلانکتون‌هایی که برای زندگی در آب‌های غنی از مواد غذایی سازش یافته‌اند را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Yantsis et al., 2009). نرخ تغذیه در زئوپلانکتون‌ها به حجم آب در حال جابه جایی در واحد زمان و مقدار غذا، بستگی دارد. سرعت چریدن آن‌ها در میان گیاهان آبی و جلبک ها نیز با افزایش طول و قدرت بدن و دما افزایش می یابد (Mola, 2011). شوری آب بر روی فرآیندهای فیزیولوژیک اثر گذاشته و درنتیجه، گونه های مختلف با میزان شوری های خاصی سازش پذیرفته‌اند. دما، به دو صوررت مستقیم (تولیدات اولیه) و غیر مستقیم (فعل و انفعالات فیزیولوژیک) اثر دارد، پس روی نرخ تغذیه زئوپلانکتون‌ها موثر می‌باشد (Partow, 2001). درحالی که نتایج بعضی از مطالعات آزمایشگاهی حاکی از اثرات منفی امواج فرابنفش بر روی برخی زئوپلانکتون ها (کلادوسرا) می‌باشند اما بسیاری مطالعات نشان‌دهنده ایجاد تنوع در بعضی زئوپلانکتون‌های آب شیرین (کوپه پودها) درپاسخ به این امواج است که یکی از دلایل ایجاد مکانیسم های پوششی و حفاظتی در آن ها به حساب می آید. پس می‌توان نتیجه گرفت که چگونه تغییرات جهانی، خصوصاً در سه دهه اخیر میزان تشعشعات فرابنفش در آب‌های شیرین روی جمعیت‌های زئوپلانکتونی تاثیر گذاشته است (Paulose and Maheshwari, 2008). گرم شدن جهانی و افزایش دما نیز بر روی جمعیت‌های پلانکتونی مؤثر بوده و از جمله باعث انتشار بسیاری از گونه‌ها شده است (George, 1990). زئوپلانکتون‌ها در آب-های گرم، معمولا حدود۳ تا۵ نسل را درطول سال به وجود می‌آورند زیرا در این نوع آب‌ها، منابع غذایی و درجه حرارت مناسب برای زیست آن‌ها وجود دارد (آبهی، ۱۳۸۶). تغییرات رژیم آب در یک تالاب آب شیرین،

خصوصیات زیست محیطی و شرایط حیاتی آن را کنترل می کند و به عبارتی آب نقش تعیین کننده ای در مورد ویژگی های حیاتی تالاب ایفا می‌کند. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است ماهانه، فصلی، سالیانه یا دائمی باشد که هم‌زمان با تغییرات فوق کیفیت و کمیت حیات نیز تحت تاثیر قرار می‌گیرد (خلفه‌نیل‌ساز و همکاران، ۱۳۸۸).

در مطالعه انجام شده در تالاب شادگان خوزستان در سال ۱۳۹۰ (خلفه‌نیل‌ساز و همکاران۱۳۹۲)، ۲۴ جنس زئوپلانکتون در ۴ گروه پروتوزوآ، روتیفرآ، کوپه پودآ و کلادوسرآ به ترتیب با فراوانی ۲، ۸۰/۴۷، ۱۷/۳۰و ۰/۲۳ درصد شناسایی شده است و روتیفرها غالب‌ترین بوده‌اند. جنس Brachionus از روتیفرها به‌دلیل داشتن تحمل شوری بالا، در شوری بالا و در تابستان فراوان‌تر بوده‌اند و سایر گونه‌های زئوپلانکتون قادر به حضور فراوان نیستند (Kotani et al., 2001).

در این مطالعه جمعاً ۳۵ گونه از ۲۲ جنس زئوپلانکتونی شناسایی شده است که به‌ترتیب متعلق به کوپه پودا با ۳۹/۹ درصد، روتیفرا با ۳۴/۷۱ درصد، کلادوسرا با ۲۲/۳۸ درصد و ریزوپودا با ۰/۸۴۳ درصد بوده است. در این تالاب زئوپلانکتون‌های سخت پوست مانند کوپه پودا و کلادوسرا درصد فراوانی بسیار بالاتری را نشان می‌دهند که به نوعی شرایط مطلوب‌تر محیطی را اعلام می‌دارند.

زیستگاه گونه های ریزوپودای شناسایی شده در تالاب، استخرهای آب شیرین و مناطق باتلاقی و مردابی است که روی جلبک‌ها و گیاهان ماکروسکوپی مشاهده می شوند (Thompson, 1997). این گونه‌ها در دریاچه‌ها و تالاب‌های متعددی گزارش شده‌اند (Alekperov and Snegovaya, 1998 و Kudari et al., 2005). در مطالعه حاضر گونه‌های مختلف این گروه در فصل بهار و عمدتاً در اردیبهشت ماه مشاهده شده‌اند. این گونه در دامنه شوری ppt ۱– ۳/۳ و دمای ۱۹/۶ –۲۸/۷ درجه سانتی‌گراد و pH در دامنه۶/۱۶ تا ۸/۰۱ حضور داشته‌اند. گونه Centropyxis aculata در بهمن ماه و در دمای ۱۰ درجه سانتیگراد و شوریppt ۰/۹۳ حضور داشته است.

گونه های روتیفر شناسایی شده در این مطالعه با تنوع بیشتری حضور داشته اند. بعضی گونه ها مثل *Brachionus angularis* پراکنش جهانی دارند. این گونه ها ی پلانکتونی اغلب در توده های آبی کوچک، جاری و در استخرها، آب‌های بایر و در میان گیاهان وآب های نسبتاً شور و گرم و اندکی قلیایی دریاچه های کم عمق و یا در میان ماکروفیت های سواحل زندگی می کند و از جلبک های سبز تک سلولی تغذیه می نماید زندگی می کنند. بعضی گونه ها در آب‌های دریایی هم حضور دارند (Robertson, 1995). از باکتری‌ها، ذرات ریز جلبک‌ها و کلامیدوموناس تغذیه می کنند (Hawking and Smith, 1998). *Brachionu Calcyflorus* قدرت تحمل زیادی نسبت به غلظت کلرید دارد و در آب‌های سراسر جهان از جمله تالاب انزلی گزارش شده است (روشن طبری و همکاران، ۱۳۸۶). گونه هایی مانند *Brachionus bennini* و *Platyias quadricornis* تحمل دامنه حرارتی بالایی را داشته و در مناطق مختلف در حرارت‌های متفاوت گزارش شده اند. *Keratella quadrata* نیز پلانکتون دائمی است و در تمام فصول یافت می شود . قادر به تحمل دامنه زیادی از تغییرات دمایی است.

بیشترین فراوانی این مطالعه را گونه *Brachionus urceolaris* با درصد فراوانی ۱۷/۱۰۸ از کل را به خود اختصاص داده است. گونه *Euchlanis dilatata*، یک گونه جهانی است و وجودش در آب های شیرین عمومیت دارد. اما به صورت پراکنده در آب های شور نیز دیده می شود. این گونه مکرراً در میان گیاهان آبی و دربین پلانکتون‌ها می‌چرد (Picazo and Ocana, 1991). عمدتاً ساحل زی است و در میان ماکروفیت ها وجود دارد. آب های یوتروف را ترجیح می دهد خصوصاً وقتی که سیانوباکترها فراوان باشند و از ذرات آلی، باکتری ها تغذیه می کند. با توجه به علاقمندی این گونه به آب های یوتروف، حضور این گونه می تواند به عنوان یک شاخص حاصل‌خیزی آب مطرح گردد.

گونه *Lepadella patella*، درنمونه های پلانکتونی هیچ گاه تعداد زیادی از آن دیده نمی شود. (Robertson, 1995). اعضای جنس Trichotria ساحل‌زی هستند و در میان گیاهان آبی زندگی می‌کنند. اغلب در آب های اسیدی و باتلاق‌ها یافت می‌شوند و در نمونه‌های پلانکتونی به صورت مهاجر دیده می شوند (Robertson, 1995). گونه *Monostyla bulla* عمدتاً در نمونه‌های پلانکتونی و در میان ماکروفیت‌ها یافت می‌شود و غلظت کربن بالا را ترجیح می دهد (Hawking and Smith, 1998). خالق صفت در سال ۲۰۱۱ این گونه و گونه *Monostyla hamat* را جزء لکانیده های ایران طبقه‌بندی و توزیع آن را در دریاچه هامون، دریای خزر، حوزه خلیج فارس، غرب و شمال غرب ایران و حومه تهران گزارش کرده است (Kaya and Altindag, 2007). از حضور این گونه (*Monostyla bulla*) و علاقمندی آن به عنصرکربن و حضور گیاهان مختلف آبزی در تالاب، می‌توان نتیجه گرفت که محیط تالاب برای این گونه مطلوب است. در ایران نیز خلفه‌نیل‌ساز در تالاب شادگان در سال۱۳۸۸ و محمد زاده و همکاران در تالاب امیر کلایه لاهیجان در سال۱۳۸۳ وجود جنس Asplanchna را گزارش کرده‌اند.

از کلادوسرا جنسهای *Philodina*، *Daphnia*، *Scapholebris*، *Diaphanosoma*، *Chydorus sphericus*، *Alona costata* و گونه *Camptocercus rectirostris* شناسایی شده اند.

-جنس Philodina

اعضای این جنس به صورت پراکنده در میان پلانکتون‌ها مهاجرت می‌کنند و در آب‌های کم‌عمق در حضور گیاهان فراوان زندگی می کنند (Robertson, 1995). گونه‌های این جنس عمدتاً در میان خزه‌ها و گل سنگ‌ها یافت می‌شوند (Fontaneto et al., 2007) .گونه های این جنس عمدتا از فرانسه، ایتالیا، اسپانیا و استرالیا گزارش شده اند (Fontaneto et al., 2007). در ایران نیز محمدزاده و همکاران در تالاب امیر کلایه لاهیجان در سال۱۳۸۳ و سبک آرا و همکاران در رودخانه گرگان رود در غرب گیلان در سال ۱۳۸۴ وجود جنس Philodina را گزارش نموده اند (سبک آرا و همکاران، ۱۳۸۴و محبت، ۱۳۶۳). در مطالعه حاضر این گونه فقط در فصل پاییز مشاهده شده و بیشترین تراکم را درآبان ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ppt ۱/۰۲-۵/۷ و دمای ۲۶/۱ – ۱۱ درجه سانتی گراد و pH در دامنه ۹/۱۶ -۶/۱۶ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۲/۹۵۷ می باشد.

برخلاف اطلاعات مندرج در منابع مبنی بر حضور پراکنده این نمونه در میان پلانکتون ها، در مطالعه حاضر در فصل پاییز به میزان فراوان به دست آمده که شاید نشان دهنده مساعد بودن شرایط بوده است. این گونه جزء لکانیده‌های استرالیا (Khaleqsefat et al., 2009) وشمال شرق هند (Segers, 2001) واسپانیا (Hawking and Smith, 1998) می باشد و از رودخانه یامونا، دریاچه هاوری و دریاچه رامگارا در هند (Pontin et al., 1978 و Koste and Shiel, 1990 و Badosa et al., 2010)، آب های دریاچه ها و رودخانه های مختلف جهان (Makoto et al., 1984 و Garcia et al., 1998)، نیز گزارش شده است.

جنس Daphnia، حضور گونه های مختلف جنس Daphnia در دریاچه ها و رودخانه های مختلف جهان گزارش شده است آمریکای شمالی (Thompson, 1997)، تالاب های موقتی مدیترانه در جنوب شرق اسپانیا (Baloch et al., 2010)، دریاچه های مرکز برزیل (Spaul, 1973)، دلتای جاکوی در برزیل (Brucet et al., 2005)، دریاچه ساناجاروی در فنلاند (Rautio and Tartarotti, 2010.)، رودخانه سمبریر و در نیجریه (Ezekiel et al., 2011)، رودخانه جنوب شرق برزیل (Neville et al., 2010)، دریاچه ویکتوریا در کنیا (Moss, 1998)، دریاچه رامگارا در هند (Pontin, 1978) و رودخانه نوآتاکی در شمال آلاسکا (Tashi) و دریاچه های زلاند مشاهده شده اند (Toha et al., 2008).

در ایران نیز خلفه‌نیل‌ساز در تالاب شادگان (۱۳۸۸) و محمدزاده و همکاران در تالاب امیر کلایه لاهیجان در سال۱۳۸۳ وجود جنس Daphnia را گزارش نموده اند. در مطالعه حاضر این گونه در فصول پاییز و زمستان مشاهده شده و بیشترین تراکم را در دی ماه داشته است. این گونه در دامنه شوریppt ۰/۷۷–۱/۲۸ و دمای ۱۶/۴ –۱۰ درجه سانتی گراد و pH در دامنه ۷/۱۴ –۸/۳۱ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۱۲/۴۸۵ می باشد. با توجه به این‌که در کلادوسراها در شرایط مساعد تنها ماده ها حضور دارند و از راه بکرزایی تولیدمثل می کنند، وجود تنها جنس ماده در فصول سرد سال در این مطالعه حاکی از شرایط مطلوب در آن فصول برای این گونه است. جنس Scapholebris، اعضای این جنس در استخرها و دریاچه های پر از علف زندگی می کنند (Thompson, 1997). این جنس از تالاب‌های موقتی مدیترانه در جنوب شرق اسپانیا (Baloch et al., 2010)، آمریکای شمالی (Thompson, 1997)، بریتانیا (Chalkley, 2011) و رودخانه نوآتاکی در شمال آلاسکا (Tashi) و پاکستان (Barnes, 1986) گزارش شده است. در مطالعه حاضر این جنس در فصول بهار و زمستان مشاهده شده و بیشترین تراکم را در فروردین ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۲/۹–۱/۲ PPT و دمای ۲۱/۳ –۱۷ درجه سانتی گراد و pH= ۷/۱۷ –۷/۰۲ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۰/۲۳۴ می باشد. برطبق منابع موجود، این گونه در فصل بهار که انبوه گیاهان تالاب قابل توجه می باشد، ملاحظه گردید. جنس Diaphanosoma، این جنس از دریاچه های مرکز برزیل (Spaul, 1973)، آب های شیرین جنوب تایلند (Silva et al., 2009) ،دریاچه هاوری در هند (Koste and Shiel, 1990)، دریاچه رامگارا در هند (Pontin, 1978) و آمریکای شمالی (Thompson, 1997) گزارش شده است. در مطالعه حاضر این گونه در فصول پاییز و تابستان مشاهده شده

و بیشترین تراکم را در تیر ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۱/۱۲ – ۳/۲ PPT و دمای ۱۷/۷ – ۳۲/۶ درجه سانتی گراد و pH = ۶/۱۶ – ۹/۱۲ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۴/۲۷۱ می باشد. با توجه به درصد فراوانی بالا می‌توان شرایط زمانی و اکولوژیک تالاب را برای این گونه مناسب و مطلوب دانست. گونه Chydorus sphericus، این گونه جزء کلادوسراهای عمومی است و در همه نقاط جهان یافت می شود (Thompson, 1997). این گونه از آمریکای شمالی (Thompson, 1997)، مخازن آبی آزیبو در پرتقال (Geraldes and Boavida, J.2004)، دریاچه سانا جاروی در فنلاند (Rautio and Tartarotti, 2010)، رودخانه حاره ای در جنوب شرق برزیل (Neville et al., 2010) و دریاچه هاوری در هند (Koste and Shiel, 1990) گزارش شده است.

در مطالعه حاضر این گونه در فصول بهار و زمستان مشاهده شده و بیشترین تراکم را در اسفند ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۲/۱ -۱/۲ PPT و دمای ۲۲/۳ – ۱۱/۱ درجه سانتی گراد و pH= ۷/۳۰ – ۹/۲۰ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۴/۴۵۹ می باشد. این گونه در هنگامی که آب تالاب به سمت قلیایی شدن و دمای پایین پیش می رفته به وفور یافت شده است. *گونه Alona costata*، این گونه از کثرت زیادی برخوردار است و در بسیاری نقاط یافت می شود (Thompson, 1997). این گونه از رودخانه سمبریرو در نیجریه (Ezekiel et al., 2011)، رودخانه پاوین در فرانسه (Dumont)، مخازن آبی آزیبو در پرتقال (Geraldes and Boavida, 2004)، آمریکای شمالی (Thompson, 1997)، بریتانیا (Chalkley, 2011) و اروپا (Chalkley, 2011) گزارش شده است. در مطالعه حاضر این گونه فقط در شهریورماه مشاهده شده است. این گونه در میزان شوری ۲/۶۱ PPT و دمای ۲۷/۲ درجه سانتی گراد و pH = ۸/۸۷ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۰/۰۴۶ می باشد. برخلاف گزارشات مبنی بر زیاد بودن و انتشار در مناطق مختلف جهان، این نمونه در این تالاب به نسبت کمی به دست آمده است. گونه *Alona rectangulata* از کثرت زیادی برخوردار است و در بسیاری نقاط یافت می شود. شکل کلی این گونه شبیه گونه Alona galleta می باشد. (Thompson, 1997). این گونه از مخازن آبی آزیبو در پرتقال (Geraldes and Boavida, 2004)، آمریکای شمالی (Thompson, 1997)، بریتانیا (Chalkley, 2011)، رودخانه حاره ای در جنوب شرق برزیل (Neville et al., 2010)، تالاب های موقت مدیترانه در جنوب شرق اسپانیا (Baloch et al., 2010) ،آب های شیرین جنوب تایلند (Silva et al., 2009) گزارش شده است. در مطالعه حاضر این گونه کم وبیش درتمام فصول مشاهده شده و بیشترین تراکم را در اسفند ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۳/۳۳ -۱/۲ PPT و دمای ۲۶ – ۱۳/۱ درجه سانتی گراد و pH= ۷/۳۵ – ۹/۱۲ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۰/۷۹۷ می باشد. گونه *Camptocercus rectirostris*، این گونه در میان علف های حاشیه آب ها ودریاچه ها زندگی می کند (Thompson, 1997). این گونه از آمریکای شمالی (Thompson, 1997) و رودخانه نوآتاکی در شمال آلاسکا (Tashi) گزارش شده است. در مطالعه حاضر این گونه در فصول بهار و زمستان مشاهده شده است. این گونه در دامنه شوری ۱/۳ – ۱/۶ PPT و دمای ۱۳/۱ -۲۴/۲ درجه سانتی گراد و pH= ۷/۳۶ – ۷/۰۲ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۰/۹۳ می باشد. این گونه در تالاب در

دماهای پایین در فصول زمستان و بهار به دست آمده که می تواند دلالت بر سرمادوست بودن این گونه باشد، و وجود آن در منطقه آلاسکا نیز تأییدی بر این مطلب می باشد.

از گروه کوپه‌پودا (پاروپایان)، تنها گونه *Mesocyclops hyalinus* و جنس Cyclop شناسایی شده‌اند.گونه *M.hyalinus*، از آمریکای مرکزی و نواحی مرزی مکزیکو (Thompson, 1997)، دریاچه هاوری در هند (Koste and Shiel, 1990)، دریاچه های ماهی های گرمسیری هند (Melone and Fontaneto, 2005) و دریاچه رامگار در هند (Pontin, 1978) گزارش شده است . در مطالعه حاضر این گونه درتمام فصول مشاهده شده و بیشترین تراکم را در تیر ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۱/۳ – ۴/۷ PPT و دمای ۱۱/۵ – ۳۲/۶ درجه سانتی گراد و pH = ۷/۰۲ – ۹/۲۰ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۲/۹۳۳ می باشد. اعضای جنس Cyclops، از عمومی ترین کوپه پودهای آب شیرین محسوب می شوند (Thompson, 1997). این جنس از دریاچه ویکتوریا در کنیا (Moss, 1993)، دریاچه ساناجاروی در فنلاند (Rautio and Tartarotti, 2010)، رودخانه سمبریرو در نیجریه (Ezekiel et al., 2011) و رودخانه نوآتاکی در شمال آلاسکا (Tashi) گزارش شده است. در ایران نیز خلفه نیل ساز در سال ۱۳۸۸ در تالاب شادگان و نجات خواه معنوی و همکاران در سال ۱۳۸۶ در تالاب بندعلی خان وجود جنس Cyclops را گزارش نموده اند. در مطالعه حاضر این گونه درتمام فصول مشاهده شده و بیشترین تراکم را در تیر ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ۰/۹۸ -۴/۱ PPT و دمای ۱۱/۱ – ۳۲/۶ درجه سانتی گراد و pH = ۶/۶۸ – ۹/۲۰ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۹/۷۶۲ می باشد.

نماتودها عموما زندگی انگلی دارند و تنها گونه های محدودی به صورت پلانکتونی در آب های شیرین زندگی می کنند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). کیفیت آب نیز یکی از فاکتورهایی است که در رابطه با گروه های مختلف نماتودها است، به این معنی که هر گروه از نماتودها شرایط محیطی خاصی را ترجیح می دهد (Ferris and Kenry, 1974). پاسخ نماتودها به درجات مختلف آلودگی با مواد آلی متفاوت است و به‌علاوه تراکم راسته های مختلف نماتودها به فاکتورهای فیزیکوشیمیایی نظیر دما، pH، O2، NO2، NO3 و آمونیاک و غیره بستگی دارد (Riga Latvia, 2007). در ایران، سیدمرتضایی در سال۱۳۸۶ نماتودهای انگلی ماهیان را در آب‌های هورالعظیم، هور شادگان و رودخانه کارون، سبک آرا و همکاران در سال ۱۳۸۴ حضور نماتودها را در رودخانه گرگان رود غرب گیلان گزارش نموده اند. آقای السودانی نیز در سال ۲۰۰۶ وجود نماتودها را در تالاب های بین النهرین عراق گزارش کرده است. در مطالعه حاضر نماتودها درتمام فصول مشاهده شده است. نماتودها در دامنه شوری ۱/۰۲–۳/۱ PPT و دمای ۱۳/۰۱ –۲۸/۷ درجه سانتی گراد و pH= ۶/۳۳–۷/۵ حضور داشته است. درصد فراوانی نماتودها ۰/۱۷۸ می باشد.

لاروهای شیرونومیده بی مهرگان کوچک ساکن آب ها، رسوبات سواحل و اعماق هستند و در بین گیاهان آبی پنهان شده ویا به آن ها می چسبند و یا در چوب های مرطوب نقب می زنند. برخی انگل مهره داران هستند (Eggermont et al., 2008). تعدادی از گونه‌ها ذره‌خوار یا جلبک‌خوار هستند و در مناطق ماکروفیت زندگی

می‌کنند (Eggermont et al., 2008). شیرونومیده‌ها نسبت به شرایط فیزیکی وشیمیایی محیط حساسیت بالایی دارند و در مناطق آلوده که غلظت اکسیژن محلول ومواد غذایی کم است، بسیاری از جنس ها کمتر دیده می شوند. لارو حشرات این خانواده از راه تجزیه مواد گیاهی و این که خود منبع غذایی ماهی ها، خزندگان و بی مهرگان هستند، در چرخه غذایی محیط های آبی شرکت می کنند (Vescovi Rosaa et al., 2011). لارو حشرات این خانواده از دریاچه تانگانیکا در حاشیه غرب آفریقا (Eggermont et al., 2008)، فرانسه (Delettre, 2001)، رودخانه شمال غرب برزیل (Manuel, 1990)، سیلاب های فلورستا در برزیل (Nogueira et al., 2008)، سیلاب های آمازون در برزیل (Fonseca et al., 2004) و رودخانه راین (Wilson and Wilson, 1982) گزارش شده است. در ایران نیز محمد زاده و همکاران در سال ۱۳۸۳ در تالاب امیر کلایه لاهیجان وجود لارو این خانواده را گزارش نموده اند. در مطالعه حاضرلارو این خانواده در فصول پاییز وزمستان مشاهده شده و بیشترین تراکم را در مهر ماه داشته است. این گونه در دامنه شوریppt ۰/۹۳ -۲/۱ و دمای ۱۰ -۲۱/۲ درجه سانتی گراد و pH = ۷/۱۳ – ۹/۲۰ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۱/۲۹ می باشد.

لارو استراکودها بیشتر ساکن آب های گرم وکم عمق و دارای پوشش گیاهی می باشد. مزارع برنج یکی از زیستگاه های این لاروها هستند (Yhetti, 1970). بر حسب نوع گونه، این لارو ها از دیاتومه و باکتری ها تغذیه می کنند و در تمام آب ها در لابه لای گیاهان و همچنین در بستر زندگی می کنند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). این لاروها از مزارع برنج بوروندا در آفریقا (Yhetti, 1970)، مرداب های کرالا در جنوب هند (Varghese, 2006) و دریاچه های هاوری در جنوب هند (Koste and Shiel, 1990) گزارش شده‌اند. در ایران نیز محمدزاده و همکاران در سال ۱۳۸۳ در تالاب امیر کلایه لاهیجان، وجود این لاروها را گزارش نموده اند. در مطالعه حاضر این لارو در فصول پاییز و زمستان مشاهده شده و بیشترین تراکم را در مهر ماه داشته است. این گونه در دامنه شوری ppt ۱/۰۲ -۳/۳۳ و دمای ۱۱/۳ – ۲۶ درجه سانتی گراد و pH = ۷/۱۳ – ۹/۱۶ حضور داشته است. درصد فراوانی این گونه ۰/۵۶۳ می باشد.

در این تالاب زئوپلانکتون‌های سخت پوست مانند کوپه پودا و کلادوسرا درصد فراوانی بسیار بالاتری را نشان می‌دهند که به نوعی شرایط مطلوب‌تر محیطی را اعلام می‌دارند. مقایسه روند تغییرات فراوانی زئو پلانکتون‌ها و فیتوپلانکتون‌ها خیلی هم‌دیگر را دنبال نمی کنند ولی نقش چرای زئوپلانکتون‌ها را از فیتو پلانکتون‌ها در طول ماه‌های مختلف تا حدودی نمایش می‌دهد. به‌طوری‌که درجوامع فیتوپلانکتونی، ۳ پیک تابستانه (تیر ماه)، پاییزه (آبان) و زمستانه (بهمن) مشاهده می‌شود که هریک ناشی از فراوانی گروههای متفاوت است. در تابستان حضور فراوانتر سیانوفیتا مشاهده شده است، در آبان ماه انواعی از گروه‌های مختلف فیتو پلانکتونی حضور دارند و در بهمن ماه دیاتومه ها غالبند. در شهریور ماه با افزایش جمعیت کوپه پودا افتی را تا مهر ماه در جمعیت فیتو پلانکتون‌ها مشاهده می‌کنیم و در دی ماه ماه بدلیل حضور فراوان‌تر دافنی ها ما با کاهش جمعیت فیتوپلانکتون مواجه هستیم.

در نهایت چنین ارزیابی می شود که تغییرات رژیم آبی در یک تالاب آب شیرین، خصوصیات زیست محیطی و شرایط زیستی آن را کنترل می کند و به عبارتی آب نقش تعیین کننده ای در ویژگی های حیاتی تالاب ایفا میکند. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است که همزمان با تغییرات کیفیت و کمیت فون حیاتی آن تالاب همراه باشد. همچنین بر اساس نتایج این بخش و حضور فراوان‌تر گونه های ساکن آب‌های با آلودگی کمتر، می‌توان چنین اظهار نظر کرد که شرایط کیفی آب دارای مطلوبیت نسبی برای حضور و فراوانی گونه های زئوپلانکتون بومی منطقه است.

٦-٤- بحث و نتیجه گیری بنتوز

بی مهرگان غنی ترین فون جانوری در بین سایر گروه ها هستند و در اغلب اکوسیستم ها، از جمله در اکوسیستم های تالابی نقش محوری دارند. با توجه به پیچیدگی زیستگاهی تالاب ها، گونه های بنتیک خاص مناطق تالابی وجود دارند که فقط در تالاب ها حضور دارند و حضورشان وابسته به سیستم تالابی است.
اجتماعات ماکروبنتوز به عنوان عمده ترین منبع غذایی آبزیان دارای نقش کلیدی در زنجیره غذایی آبها می باشند، به طوری که هر گونه تغییر در محیط می‌تواند صدمات زیان‌باری را به این اجتماعات وارد کند. این موجودات در ساختار، تولید و سلامت محیط زیست منبع آبی نقشی حیاتی دارند. آن‌ها همچنین در رسوب-گذاری، شکستن، ترکیب و برگشت مواد آلی در بستر و نیز چرخش مجدد مواد مغذی به لایه های بالایی آب‌ها نقش اساسی دارند. جوامع بنتوزی از آشفتگی های محیطی متاثر می شوند ، پاسخ های اختصاصی به تغییرات آب تالاب ها می دهند و مطالعات متعددی درمورد ارتباط بین آن‌ها و تغییرات آنتروپوژنیک (ناشی از فعالیت های انسانی) برروی رسوبات وجود دارد (Simboura et al., 1995 ; Morrisey et al., 2003).
از آن‌جا که بسیاری از گونه های ماکروبنتوز غالباً غیر مهاجر و ساکن هستند لذا می‌توان از ساختار جمعیتی و تنوع آن‌ها به عنوان شاخص بیولوژیکی، جهت ارزیابی اکوسیستم‌های آبی استفاده کرد (Rosenberg and Resh, 1993). تالاب ها از نظر جوامع بنتیک بسیار غنی و متنوع هستند و لذا هرگونه تغییری در فراوانی و تنوع آن‌ها می تواند بیانگر سلامت تالاب باشد
در مطالعه اخیر، ۱۵ گروه ماکروبنتوز شناسایی شدکه‌در بین گروه های شناسایی شده از راسته دوبالان(Diptera)، خانواده Tephritidae (لارومگس) با میانگین سالانه۲۴۶۱ فرد در متر مربع (۸۵٪) و خانواده Chironomidae با میانگین سالانه ۲۱۷ فرد در متر مربع (۷٪) ، و پس از آن Ostracoda با میانگین سالانه ۷۰ فرد در متر مربع (۲٪) گروه های غالب ماکروبنتوزی بودندکه حداکثر تراکم در فصل زمستان و حداقل آن در فصل تابستان مشاهده شد. تراکم بیشتر فصل زمستان به دلیل حضور زیاد لارو مگس می باشد که با توجه به سیکل تولید مثلی و تخم گذاری مگس قابل پیش بینی است. بررسی ماهیانه گونه های غالب نیز نشان داد که فراوانی لارو مگس در ماه های آذر تا فروردین وجود داشته است که بیشترین حضور در اسفند ماه مشاهده شده است. دما بر رشد و تنفس

جانوران و حاصل‌خیزی اکوسیستم از طریق تاثیرات زیادی که بر فرآیندهای متابولیکی می‌گذارند تاثیر دارد، همچنین بر چرخه زندگی جانوران و تحریک نمو جانور تاثیر زیادی می‌گذارد. در این تحقیق ارتباط خاصی بین دما و تغییرات ماکرو بنتوز ها مشاهده نشده که می تواند به دلیل یکسان بودن میانگین دما در ایستگاه‌های مختلف باشد.

بدون در نظر گرفتن فراوانی لارو مگس، خانواده شیرونومیده غالب می باشد، که گونه های آن براساس شاخص هلسینهوف شاخص آب‌های آلوده و فقیر می باشند. در مطالعه اداره کل شیلات خوزستان در سال ۸۶ در طی ۳ فصل (زمستان ۸۶ و بهار و تابستان ۸۷) بیشترین درصد گونه ها به ترتیب به شکم پایان با ۱۴ گونه (۲۹/۸درصد) و دوبالان با ۱۰ گونه (۲۱/۳درصد)، استراکودا با ۴ گونه (۸/۵ درصد) اختصاص داشته که از نظر گروه‌های شناسایی شده به نتایج بدست آمده در این تحقیق نزدیک است با این تفاوت که در مطالعه قبلی گروه شکم پایان غالب بودند. لذا غالبیت دوبالان در این مطالعه که شاخص آب‌های با کیفیت متوسط هستند، شرایط کیفی متوسط محیطی را براساس شاخص هلسینهوف نشان داده است. براساس مقادیر شاخص هلسینهوف ایستگاه شمال جاده امام رضا و شط علی وضعیت کیفی متوسط محیطی را نشان می دهند. در ایستگاه شمال جاده امام رضا فراوانی استراکودا که شاخص آب‌های تمیز است به همراه شیرونومیده مشاهده می شود اما به دلیل غالبیت خانواده شیرونومیده در این ایستگاه که شاخص آب‌های متوسط محیطی است، این ایستگاه وضعیت کیفی متوسطی را براساس شاخص هلسینهوف نشان می دهد. الیگوکیت‌ها نیز در این ایستگاه فراوان هستند اما معمولاً اگر به تنهایی در یک محیط مشاهده شوند شاخص آلودگی هستند اما در کنار سایر گونه ها جز فون طبیعی محیط می باشند.

ایستگاه جنوب جاده امام رضا (۱)و ایستگاه طبر(۳) در وضعیت خوب قرار دارند در ایستگاه جنوب جاده امام رضا فراوانی گروه استراکودا که شاخص آب‌های تمیز است، وجود دارد. در ایستگاه طبر علاوه بر فراوانی استراکودا، شکم پایان نیز فراوان هستند که هر دو گروه شاخص آب‌های تمیز هستند، به همین دلیل این ایستگاه بهترین وضعیت را ازنظر شاخص هلسینهوف نشان می دهد. با توجه به وضعیت آب‌گیری فعلی هور و این‌که ایستگاه‌های ۱، ۲ و سپس ۳ و نهایتاً ۴، بترتیب از طریق دریچه های تحت کنترل، حجم آبشان کنترل می‌شود، احتمالاً ایستگاه‌ها شرایط کیفی متفاوت و متغیری را تحت تاثیر تغییرات حجم آب ورودی نشان می‌دهند. هر چند شاخص کیفیت آب در همه ایستگاه‌ها در یک سطح متوسط ارزیابی شده است. در ایستگاه جنوب جاده امام رضا(۲)، بیشترین مقدار مواد آلی، کمترین میزان سیلت کلی و بیشترین فراوانی ماکروبنتوز مشاهده شده است. این شرایط پر غذایی ناشی از بار مواد آلی احتمالاً در افزایش جمعیت نقش داشته است. طبق نظر Welch (۱۹۹۲) مقدار شاخص تنوع (H') در آب‌های بالاتر ساحلی فاقد آلودگی از ۳، مناطق آلوده دارای H ' کوچک‌تر از ۱ و مناطقی با شاخص تنوع ۳-۱ دارای بار آلودگی متوسط هستند. براساس شاخص تنوع شانون نیز ،تمام

ایستگاه ها وضعیت متوسط محیطی را نشان می دهند که بیشترین میزان تنوع مربوط به ایستگاه طبر است،که نشان می دهد این ایستگاه بهترین وضعیت محیطی را در بین سایر ایستگاه ها دارد.

به استثنای ایستگاه جنوب جاده امام رضا، در سایر ایستگاه های این مطالعه، تغییرات فراوانی ماکروبنتوزها با میزان سیلت کلی و مواد آلی ، دارای رابطه معکوس بوده و از آنجا که افزایش بار مواد آلی در ذرات کمتر از ۶۳ میکرون سبب کاهش فراوانی ماکروبنتوزها و تجمع گونه های فرصت طلب می‌گردد (Diaz and Rosenberg, 1996)، لذا در این تالاب غالبیت گونه فرصت طلب شیرونومیده و لارو مگس به وضوح مشاهده می گردد. تعیین نقش بستر به علت مداخله سایر عوامل محیطی بسیار پیچیده است. به علاوه اندازه و مقدار مواد آلی که بر رشد ارگانیسم‌ها تاثیر می گذارد بسته به نوع بستر تغییر می کند. همبستگی طبیعی عوامل محیطی باعث می شود که به سختی بتوان علت کاهش یا افزایش ماکروبنتوزها را در ارتباط با عوامل مواد آلی و سیلت-کلی را به اثبات رساند. علاوه بر این تفسیر یک متغیر منفرد همیشه عملی نمی باشد. در هر حال اگر چه منطقی به نظر نمی رسد که ادعا کنیم بستر و آن هم به تنهایی عامل پراکنش جانداران است اما بدون شک عامل بسیار مهمی در این زمینه محسوب می شود (Minshall 1984).

به دلیل قرار گرفتن در نوار مرزی ایران و عراق و محدودیت مطالعات، اطلاعات درمورد بی‌مهرگان تالاب هورالعظیم بسیار ناچیز است. به‌طور اجمالی در مطالعاتی بی مهرگان هورالعظیم شامل نرم‌تنان (شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها)، بندپایان (شامل ایزوپودا، آمفی‌پودا) و حشرات به ویژه سنجاقک ها وسوسک‌ها گزارش شده‌اند (Schneider 1982, Van Straalen 1997). در مطالعه خلفه‌نیل‌ساز و همکاران (۱۳۹۲)، در تالاب شادگان، گروه سخت‌پوست استراکود بیشترین فراوانی ماکروبنتوزها را به‌خود اختصاص داده و شاخص تنوع بسیار کم و کیفیت تالاب براساس جوامع بنتیک در دسته ضعیف ارزیابی شده است. علت این موضوع چنین عنوان شده است که تالاب شادگان به‌دفعات تحت تاثیر پدیده خشک‌سالی قرار گرفته‌است، لذا طبیعی است که فون محدودی داشته باشد. این امر هم‌چنین می‌تواند ناشی از ورود فاضلاب‌های کشت و صنعت و بهم خوردن تعادل زیستی و تخریب زیستگاه‌ها باشد. اثرات بارندگی و دبی جدی‌ترین عواقب بالقوه تغییر تالاب و رودخانه‌های منتهی به تالاب می باشد، زیرا جریان آبی و دبی از راه‌های بسیاری بر افراد گونه ها و فرآیندهای اکوسیستم تاثیر می گذارد. بدون شک دماهای بالا تغییراتی را بر پراکنش گونه ها اعمال می‌نماید و گونه‌های محلی که قادر به گسترش در عرض های جغرافیایی بالاتر نیستند، نابود می‌شوند. همچنین مجموع تاثیر تغییراتی که انسان بر منابع آبی اعمال می کند، در مورد گونه های در معرض خطر به طور هشدار دهنده ای آشکارتر است (Allan and Flecker, 1993).

بی‌مهرگان مناطق تالابی، نیاز و وابستگی زیادی به میزان آب در طول زندگی‌شان دارند بنابراین کاهش سطح آب، خشکی و تغییرات زیستگاه مهم‌ترین خطر برای آن‌ها می‌باشد. اما مسائل زیست محیطی متعددی جوامع زیستی این تالاب را تهدید می‌کند. علاوه بر گستره فعالیت‌های انسانی تاثیر گذار بر حیات تالاب، استفاده وسیع

از حشره کش ها وکودها، ورود پساب کشاورزی ، ماهی‌گیری به روش‌های الکتریکی و غیر مجاز و ورود گونه‌های مهاجم و غیر بومی و بر هم زدن نظم اکولوژیکی و بیولوژیکی حیات موجودات زنده، همگی می توانند بر روی فون بنتیک تالاب تاثیر گذار باشند. در مجموع عواملی که روی بی مهرگان تالاب تاثیر گذار هستند(Garstecki and Amr, 2011).

۷-٤- ماهی شناسی و صیادی در هورالعظیم

میزان تراکم و پراکنش گونه‌های ماهی در منابع آبی بستگی به شرایط خود گونه و در مجموع روابط حاکم بر زیستگاه گونه‌ها نظیر عوامل فیزیکی‌وشیمیایی (شوری، دما و pH و بیش از ۳۰ عامل دیگر) و میزان سازش گونه‌های ماهی با محیط زیست‌شان دارد که منابع مختلفی به این مسئله اشاره نموده‌اند. برای مثال افزایش عمق آب از قسمت‌های فوقانی رودخانه به قسمت‌های پایین دست یکی از عوامل مهم در افزایش تنوع گونه ای و تراکم آنها می‌باشد (Adebisi, 1988; Foltz, 1982; Sheldon, 1968) . روند تغییرات دما در آب با میانگین ۲۰/۷۲ درجه سانتی‌گراد، حداکثر ۳۲/۶ درجه سانتی‌گراد و حداقل ۱۰ درجه سانتی‌گراد نشان می‌دهد که تالاب هورالعظیم دارای شرایط مناطق گرمسیری (حاره ای) است داده های تحقیق حاضر و مطالعات جامع هورالعظیم دانشگاه علوم و فنون خرمشهر (۱۳۸۸)، آنالیز آماری داده های دما در ماه‌های مختلف در ایستگاه‌های سه‌گانه تفاوت معنی‌داری نشان می‌دهد ($P < 0/05$). روند تغییرات شوری با میانگین ۲/۰۷ قسمت در هزار، حداکثر ۵/۷ قسمت در هزار و حداقل ۰/۷۲ قسمت در هزار، تابع الگوی مشابه الگوی تغییرات دمای آب است. بدین شکل که در زمستان حداقل و در بهار و تابستان حداکثر شوری قابل مشاهده است، که به احتمال زیاد در آب‌های کم عمق مانند تالاب هورالعظیم و شرایط گرمسیری میزان تبخیر نقش کلیدی در تغییرات شوری دارد. نتایج فاکتورهای فیزیکی وشیمیایی نشان می‌دهد که شوری در بخش‌های ورودی آب پایین بود ولی هرچه از این قسمت‌ها به سمت دو ایستگاه دیگر پیش می رود یا به عبارت دیگر دور می‌شود، شوری نیز افزایش یافته است و رابطه شوری بین فاصله و ورودی آب معکوس می‌باشد. آنالیز آماری بین داده های مربوط به شوری در ماه‌های مختلف در ایستگاه‌های سه گانه تفاوت معنی داری را نشان می‌دهد (**P <۰/۰۵**) . شرایط محیطی مانند شوری بالا و دمای نامناسب یعنی تغییرات چشمگیر، تعداد گونه و همچنین تعداد افراد را کاهش داده که کاهش شاخص-های تنوع و افزایش غالبیت را به همراه داشته است. اسدی و همکاران (۱۳۸۹) شرایط زیستی ایستگاه رفیع را مناسب تر از ایستگاه بستان و شط علی گزارش دادند و نامناسب‌ترین شرایط زیستی را در ایستگاه شط‌علی بیان نمودند که مهم‌ترین دلیل نامناسب بودن را در میزان دبی آب ورودی از شاخه نیسان در نظر گرفت که دبی آب در ایستگاه رفیع حداکثر بوده و ایستگاه شط‌علی تابع آب ورودی در ایستگاه دیگر به ویژه رفیع است، بررسی نهایی این تحقیق نیز نتایج بدست آمده فوق را تأیید می‌کند. مقایسه شاخص شانون و سیمپسون نشان داد که هر جا که دارای تنوع زیستگاهی بالاتری باشد پذیرای گونه های مختلفی از ماهیان بوده، لذا غالبیت یک گونه

خاص که همان غالبیت سیمپسون می‌باشد کاهش می‌یابد و در عوض تنوع گونه ای افزایش می‌یابد و بالعکس (اجتهادی و همکاران، ۱۳۸۷).

محققین زیادی تغییرات جوامع ماهیان را در شرایط وجود آلودگی، استرس، کم آبی و هر عاملی که باعث ایجاد تغییر در محیط می شود را بررسی نموده اند و مشخصاً در شاخص تنوع و غالبیت تاثیر داشته است (Bechtel & Copeland, 1970). بررسی نهایی این تحقیق نشان می دهد که شرایط زیستی ایستگاه رفیع (ایستگاه‌های یک و دو)، مناسب تر از ایستگاه طبر و شط علی بوده و نامناسب ترین شرایط زیستی در ایستگاه شط علی ملاحظه گردید. مهم ترین دلیل نامناسب بودن ایستگاه شط علی در میزان آب ورودی به آن می‌توان در نظر گرفت که در ایستگاه رفیع حداکثر ورودی آب وجود دارد و ایستگاه شط علی تابع آب ورودی دو ایستگاه دیگر به ویژه رفیع بوده پس بنابراین ایستگاه رفیع از شرایط زیستی مطلوب تری برای ماهیان نسبت به سایر ایستگاه‌ها برخورداراست.

۱-۷-٤- ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*)

فصل تخم ریزی ماهی بنی طی مطالعه ای که بر روی مراحل رسیدگی جنسی و درصد بلوغ ماهی بنی در تالاب هورالعظیم انجام شده است، مشخص گردیده است که در ماه های بهمن، اسفند بیشترین میزان ماهیان بالغ وجود دارد، به این ترتیب که بیشترین میزان بلوغ در اسفند ماه است و از فروردین ماه رو به کاهش می رود تا در ماه های خرداد و مهر به کمترین میزان خود برسد و سپس رو به افزایش می رود. در اواخر فصل سرما و با بالارفتن دمای محیط و در نتیجه بالا رفتن دمای آب درصد ماهیان بالغ افزایش یافته و با توجه به این نتایج فصل تخم ریزی نیز در اوایل بهار انجام گرفته است. این نتایج در مقایسه با مطالعه ی ماهی بنی در تالاب شادگان و هور العظیم همخوانی دارد. مرمضی و همکاران (۲۰۰۰) در تالاب شادگان به این نتیجه رسیدند که تخم ریزی ماهی بنی در اواخر اسفند تا اوایل فروردین (March) بر روی گیاهان آبزی انجام می‌گیرد. در تالاب هورالعظیم نیک پی (۱۳۷۶) نشان داد که تخم های ماهی بنی در اواخر اسفند تا اوایل اردیبهشت ماه در شاخه ای از رودخانه ی کرخه در شرق تالاب هورالعظیم وجود دارد. Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶) از روی مراحل جنسی ماهی بنی یافتند که زمان تخم ریزی ماهی بنی در تالاب هور العظیم در ماه های اسفند و فروردین (March , April) بوده است. دمای آب از جمله فاکتورهای بسیار مهم است که می تواند در فرآیند تولید مثل تاثیر داشته باشد (wootton, 1998).

میانگین طولی در اولین بلوغ جنسی (Lm) برای ماهی بنی ۲۵/۸ سانتیمتر برآورد شده است. رسیدگی جنسی یک مرحله ی بحرانی زندگی محسوب می شود و طول در اولین بلوغ ممکن است در گونه های مختلف در سایزهای متفاوتی انجام گیرد (Moyle and Gech 1988). Szypula و همکاران (2001) در سایت فیش بیس طول در اولین بلوغ ۲۵/۲ سانتیمتر گزارش شده است ، که اختلاف اندکی با نتیجه ی مطالعه ی حاضر دارد. Al Hakim در

دریاچه ی رزازا در عراق یافت که شروع بلوغ ماهی بنی در طول کل ۳۲-۳۵ سانتی متر است و بلوغ نر ها زودتر از ماده ها صورت می گیرد (Al Hakim et al , 1979). Al Hamed در رودخانه ی تیگریز در عراق یافت که بلوغ در جنس نر در ۲۵ سانتی متر و در جنس ماده در ۲۸ سانتی‌متر صورت می گیرد (Al Hamed , 1972). تفاوت در طول در اولین بلوغ در مکان‌های جغرافیایی مختلف می تواند مربوط به غذای در دسترس و دمای محیط باشد (Nikolsky, 1963).

نسبت جنسی توسط فاکتورهای مختلفی مدیریت می شود، از جمله مرگ و میر، طول عمر و ضریب رشد که موجب تفاوت در نسبت دو جنس می شود (King &Etim 2004). نسبت جنسی نر به ماده در ماه های مختلف متغیر بوده ولی در مجموع ۱:۱ می باشد (تقریبا ۱نر به ازای ۱ماده). طبق جدول (۳-۱) بیشترین نسبت جنسی نر به ماده مربوط به ماه اسفند به میزان ۳/۸۷ به ۱ و کمترین میزان نسبت جنسی مربوط به ماه مرداد می باشد که تمامی نمونه ها ماده بودند. تست کای دو تقریباً در اکثر ماه های فصول بهار و پاییز و زمستان اختلاف معنی داری را در نسبت جنسی نشان می دهد ($p<0.05$) . نسبت جنسی ماهی بنی در تالاب هورالعظیم در ماه های مختلف

تفاوت هایی مشاهده می شودکه با یافته های Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶) مطابقت ندارد. Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶)، به این نتیجه رسیدند که ماهی بنی در تالاب هورالعظیم در طول مدت تخم ریزی نسبت جنسی ۱:۱ بوده است و این میزان نسبت جنسی را به صید زیاد در فصل تخم‌ریزی نسبت دادند، در صورتی که این نتایج با یافته‌های Jassim (۱۹۸۸) هماهنگ نبود و همین‌طور در مطالعه Nasir و همکاران (۱۹۸۹) که بر روی زیست‌شناسی این گونه در تالاب الحمار در عراق انجام شد، محققان یافتند که نسبت جنسی به صورت ۱ ماده به ۳ نر برای همه ی ماه ها و گروه های طولی تحت بررسی بدست آمده است. بین طول و وزن ماهی نر رابطه توانی برقرار است (Biswas , 1993). براین اساس میزان a و b محاسبه شده در رابطه ی طول و وزن برای جنس نر ماهی بنی به ترتیب ۰/۰۰۵۱ و ۳/۲۹ است. آزمون t پائولی اختلاف معنی داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد ($p> 0.05$). آزمون پیرسون، همبستگی قطعی بین طول کل و وزن را نشان داد ($r= 0.97$) که نشان می دهد رشد جنس نر این ماهی در تمام ابعاد بدن به‌صورت یکسان انجام می شود و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است (King , 1995) .

میزان a و b محاسبه شده در رابطه ی طول و وزن برای جنس ماده ماهی بنی به ترتیب ۰/۰۱۰۲ و ۳/۰۹۵۴ است. آزمون t پائولی اختلاف معنی داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد ($p> 0.05$) .آزمون پیرسون، همبستگی قطعی بین طول کل و وزن را نشان داد ($r= 0.97$) که نشان می دهد رشد جنس ماده این ماهی در تمام ابعاد بدن بصورت یکسان انجام می شود و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است (King , 1995).

در رابطه طول _ وزن کل، میزان a و b محاسبه شده برای کل ماهی بنی در تالاب هورالعظیم به ترتیب ۰/۰۰۶۸ و ۳/۱۹۸۸ است. آزمون t پائولی اختلاف معنی داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد ($p> 0.05$).آزمون پیرسون، همبستگی قطعی بین طول کل و وزن را نشان داد ($r= 0.99$) که نشان می دهد رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن بصورت یکسان انجام می شود و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است.

انتخاب سایز گونه در نسبت طول _ وزن تاثیر می گذارد (Ismen et al , 2007). Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶) میزان a وb را برای ماهیان بنی مورد مطالعه در تالاب هورالعظیم را به ترتیب ۰/۰۰۰۰۷ و ۲/۷۰۹۷ محاسبه کردند که این نتایج تا اندازه ای با نتایج بدست آمده در مطالعه ی حاضر همخوانی دارد. در رابطه طول وزن، مقادیر b وa نه تنها در گونه های متفاوت، بلکه در گونه های یکسان نیز با یکدیگر تفاوت دارند. علت این اختلاف را می توان به نوسانات فصلی، پارامترهای زیست محیطی، شرایط فیزیولوژیکی ماهی در زمان جمع آوری نمونه، جنسیت، تغذیه و مراحل باروری ماهی نسبت داد (Biswas, 1993).

در این مطالعه میانگین طول در جنس ماده ۲۶/۷۵ سانتی متر و در جنس نر ۲۶/۶۶ سانتی متر بدست آمد. بزرگ-ترین ماهی جنس ماده دارای طولی برابر با ۵۰/۵ سانتی متر و کوچک‌ترین آن‌ها دارای ۱۸/۶ سانتی متر می باشد. در دریاچه رزازا در عراق گزارش شده است که ماده های ماهی بنی بطور محسوسی دارای طول بیشتر نسبت به جنس نر قرار دارند (Al Hakim et al , 1976). .بیشترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۲۴/۶ سانتی متر است با مقدار ۹۲ قطعه و کمترین درصد فراوانی مربوط به گروه طولی ۳/۶، ۶/۶، ۹/۶، ۱۲/۶ و ۵۳/۶ سانتی متر می باشد. در مطالعه ای که توسط هاشمی و همکاران در سال ۱۳۸۶ – ۱۳۸۷ بر روی توده زنده ماهی تالاب شادگان انجام شد، در دامنه ی ۴۴۷_۱۴۴ میلی متر میانگین طولی ماهی بنی ۲۳۶/۴۵ ± ۹۵/۶۲ میلی متر گزارش شده است. به‌نظر می‌رسد میانگین طولی ماهیان بنی تالاب هورالعظیم به نسبت ماهیان بنی تالاب شادگان چند میلی‌متری بیشتر است.

معمولاً تفاوت در طول، وزن و در اندازه های پارامترهای رشد بین گونه ها در مکان های جغرافیایی مختلف می تواند ناشی از اختلاف در سایز آن‌ها در اولین بلوغ جنسی (chmpagnat, 1983)، تغذیه و دمای آب (santic et al, 2002)، گونه های انتخابی (Riker, 1969 ; pohts et al, 1998)، تشخیص نادرست سن (matic et al, 2007)، نحوه نمونه گیری و تفاوت‌های جغرافیایی (Montero et al, 2006) می باشد.

میانگین فراوانی وزن کل ماهیان بنی در تالاب هورالعظیم در طی مدت یکسال نمونه برداری و پس از زیست سنجی ۳۹۴ قطعه ماهی برابر با ۲۴۵/۵ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن۱۸۶۷ گرم و کمینه وزن ۲۲ گرم بود. میانگین وزن کل برای ماهی جنس نر برابر با ۲۷۳ گرم و برای جنس ماده برابر با ۳۱۱/۷ گرم ثبت گردید. بیشینه وزن برای جنس نر و ماده به ترتیب ۱۱۵۳ و ۱۸۶۷ بود. کمینه وزن نیز برای جنس نر و ماده این گونه به‌ترتیب ۱/۱ و ۸۸ بود. در سال ۱۹۹۵ مرمضی در خوزستان کمینه ماهی بنی را ۳/۵ کیلوگرم گزارش داد (Marammazi, 1995).

در سال ۱۹۷۲ Al Hamed وزن حداکثر برای ماهی بنی را ۴ کیلوگرم گزارش کرده است که این نتایج با یافته-های حاصل از تحقیق فعلی هماهنگی ندارد.

در مطالعه ای که توسط هاشمی و همکاران در سال ۱۳۸۶ – ۱۳۸۷ بر روی توده زنده ماهی تالاب شادگان انجام شد، دامنه‌ی وزنی ۱۵۷۴- ۲۳ گرم، دارای میانگین وزنی ۱۹۸/۵ ± ۱۸۷/۹۵ گرم گزارش شده است. براین اساس مشاهده می‌شود که میانگین وزنی ماهیان بنی تالاب هورالعظیم بیشتر از ماهیان بنی تالاب شادگان است. کاهش در بیشینه وزن ماهی بنی می تواند بدلیل افزایش فشار صید در چند سال اخیر باشد که فشار صید بالا اجازه ی رشد کافی به آن‌ها نداده است. همچنین می تواند به دلیل تفاوت های اکولوژیک ایجاد شده در منطقه باشد، که روی رفتار های تغذیه ای گونه اثر گذاشته است.

۲-۷-٤- ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*)

طی مطالعاتی که بر روی مراحل رسیدگی جنسی و درصد بلوغ ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در تالاب هورالعظیم انجام شد، مشخص گردید در ماه فروردین بیشترین میزان ماهیان بالغ وجود دارد ومی‌توان نتیجه گرفت در اواخر فصل سرما و با بالا رفتن دمای آب درصد ماهیان بالغ افزایش یافته و در نهایت در اواسط فصل بهار (ماه اردیبهشت و خرداد) تخم‌ریزی اتفاق می افتد که در مقایسه با دیگر مطالعات می‌توان گفت همخوانی دارد و فصل تخمریزی در اکثر گونه های باربوس ماهیان در فصل بهار می باشد. همان‌طوری که در جدول۴-۷ مشاهده می‌شود فصل تخم ریزی ماهی حمری در آب‌های ایران (هاشمی و همکاران ۱۳۸۷)، عراق و ترکیه نیز در فصل بهار (Epler et al., 2001& 2002; Gokcek & Akyurt, 2008)، است، همچنین سایر گونه های باربوس که در این حوضه آب‌ریز قرار دارند اکثراً در این فصل تخم‌ریزی می کنند. در مناطق دیگر نیز اکثر باربوس ماهیان در اواخر فصل زمستان تا اوایل فصل تابستان تخم ریزی می کنند که این تفاوت جزئی در دوره تخم‌ریزی علاوه بر ویژگی های زیست محیطی به درجه حرارت آب نیز بستگی دارد (Dutta, et al, 2012).

جدول ٤-۷- مقایسه فصل تخم‌ریزی باربوس ماهیان در مناطق مختلف

گونه	فصل تخم‌ریزی	منطقه مورد بررسی	منبع
Carasobarbus luteus	فروردین تا تیر	رودخانه Orontes ترکیه	Gokcek & Akyurt., 2008
Carasobarbus luteus	اردیبهشت و خرداد	دریاچه THARTHAR عراق	Epler,et al, 2001
Carasobarbus luteus	فروردین تا خرداد	تالاب شادگان	هاشمی و همکاران ۱۳۸۷
Barbus lacerta	فروردین تا مرداد	حوضه ارس ترکیه	Bogutskaya, 2010
Barbus mursa	تیر	حوضه ارس ترکیه	Bogutskaya, 2010
Tor grypus	اردیبهشت تا تیر	دریاچه آتاتورک ترکیه	Oymak, et al., 2009

گونه	فصل تخم‌ریزی	منطقه مورد بررسی	منبع
Barbus brachycephalus	خرداد تا مرداد	رودخانه آذربایجان	Bogutskaya, 2010
Mesopotamichthys sharpeyi	بهمن تا اردیبهشت	رودخانه Hammar عراق	Al Mukhtar et al, 2006
Luciobarbus barbulus	تیر و مرداد	رودخانه های زاگرس غرب ایران	Valiallahi, 2006
Barbus esocinus	فروردین تا خرداد	رودخانه های زاگرس غرب ایران	Valiallahi, 2006
Barbus capito	فروردین تا شهریور	رودخانه گیلان	Shajiee et al, 2002
Luciobarbus xanthopterus	اردیبهشت وخرداد	رودخانه کرخه	Eskandary et al., 2000
Barbus kersin	بهمن تا فروردین	دریاچه هند	Menon, 1992

میانگین طولی در اولین بلوغ جنسی (Lm) برای ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) ۲۱ سانتیمتر برآورد شده است. رسیدگی جنسی یک مرحله ی بحرانی زندگی محسوب می شود و طول در اولین بلوغ ممکن است در گونه های مختلف در سایزهای متفاوتی انجام گیرد (Moyle and Gech 1988)، همچنین تعیین Lm برای تعیین اندازه چشمه تور مناسب از اهمیت ویژه ای برخوردار است زیرا باید ماهی در سنی باشد که بتواند حداقل یک بار تخم ریزی کند (Mehanna, 2007).

از تحقیقات مشابه بر روی ماهی حمری می‌توان به (Lm =۴.۲۴) سانتی‌متر برای جنس ماده، (Lm=۲۱/۳) سانتی-متر برای جنس نر در رودخانه Orontes ترکیه (Gokcek and Akyurt 2007)، هم‌چنین (Lm=۲۷/۹) سانتی متر برای جنس نر، (Lm= ۳۵/۱) سانتیمتر در رودخانه Euphrates سوریه (Al Hazzaa 2005) و (Lm=۱۱/۹) سانتیمتر در دریاچه Razzazah عراق، (Lm=۲۱/۲) سانتیمتر در دریاچه Tharthar عراق، (Lm= ۳۱/۹) سانتی متر در دریاچه Habbaniya عراق (Szypula, et al, 2001)، (Lm =۲۶) سانتی‌متر در تالاب شادگان (هاشمی و همکاران، ۱۳۸۷) اشاره کرد. از ماهیان گونه مشابه نیز می‌توان به ماهی Barbus cycloepis در یونان جنس نر (Lm =۱۰/۹) سانتی‌متر، جنس ماده (Lm=۲۲/۴) سانتی‌متر، کل جمعیت (Lm =۲۰/۶) سانتیمتر (Vasiliou& Economidis, 2005) و همچنین ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) با (Lm= ۲۵/۲) سانتی‌متر (Al Mukhtar et al., 2006) اشاره کرد. همان‌طور که مشاهده می‌شود اکثر گونه‌هایی که دارای طول بی‌نهایت پایین هستند در طول‌های پایین‌تر به بلوغ جنسی می‌رسند. ماهی حمری با توجه به طول بی‌نهایت پایین در اغلب مطالعات در طول های پایین به بلوغ جنسی رسیده و تخم‌ریزی می‌کند.

نسبت جنسی نر به ماده در ماه های مختلف متغیر بوده ولی در مجموع ۱: ۰/۵۵ می‌باشد (تقریباً ۱ نر به ازای ۲ ماده). بیشترین نسبت جنسی نر به ماده مربوط به ماه تیر و دی به میزان ۰/۷۵ و کمترین میزان نسبت جنسی مربوط

به ماه اسفند می‌باشد که تمامی نمونه‌ها ماده بودند. که این مقدار با دیگر مطالعات در مورد این گونه ماهی و گونه های مشابه دارای تفاوت است.

Gokcek و Akyurt (۲۰۰۷) در رودخانه Orontes در ترکیه نسبت جنسی نر به ماده برای ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) ۱:۱/۲۶ و برای ماهی (Tor grypus) به میزان۱:۱/۳۴، Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶) برای ماهی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) در رودخانه Hammar عراق ۱:۳، Oymak و همکاران (۲۰۱۱) برای ماهی شلج (*Aspius vorax*) دریاچه سد آتاتورک در ترکیه ۱:۱/۷۵، Eskandari و همکاران (۲۰۰۴) برای ماهی عنزه (*Barbus esocinus*) در سد دز واقع در شمال خوزستان۱: ۴/۲، Shajiee و همکاران (۲۰۰۲) برای ماهی (*Barbus capito*) در رودخانه گیلان ۳:۱، وEskandari و همکاران (۲۰۰۰) در رودخانه کرخه ۱:۱/۳۱ بدست آوردند.

علت تفاوت در میزان نسبت جنسی نر به ماده به تفاوت در رشد و حتی نحوه نمونه برداری و گزینش ماهیان مربوط می‌شود (Bartulovic et al., 2004) و همچنین گفته شده که نسبت جنسی می‌تواند تحت تاثیر ماهیگیری در آن منطقه باشد چرا که هر دوجنس در آب های کم عمق و عمیق منطقه به وفور یافت می‌شوند. نسبت جنسی در بین گروه های سنی و ماه های سال نیز متفاوت است (Mouine et al. 2010). همچنین King و Etim در سال ۲۰۰۴ طی مطالعاتی به این نتیجه رسیدند که نسبت جنسی توسط فاکتورهای مختلف و گوناگونی اداره می شود از جمله مرگ و میر، طول عمر و ضریب رشد که موجب تفاوت در نسبت دو جنس می شود.

Biswas (۱۹۹۳) می گوید، رابطه بین طول و وزن ماهی رابطه توانی برقرار است. براین اساس میزان شیب خط رگرسیونی (b) و ضریب a محاسبه شده برای جنس نر به ترتیب ۳/۱۲ و ۰/۰۰۹۶ است. آزمون پیرسون، ضریب همبستگی بین طول و وزن (r2=۰/۹۹۲۷) و همچنین آزمون t پائولی اختلاف معنی داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد (p> ۰/۰۵). بنابراین رشد جنس نر این گونه به صورت یک‌سان و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است (King , 1995).

میزان شیب خط رگرسیونی (b) و ضریب **a** محاسبه شده برای جنس ماده به ترتیب ۳/۱۹ و ۰/۰۰۷۹ است. آزمون پیرسون، ضریب همبستگی بین طول و وزن (r^2=۰/۹۴۷۸) و همچنین آزمون t پائولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد (p> 0.05) . پس رشد جنس ماده این ماهی بصورت یکسان و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است.

میزان شیب خط رگرسیونی (b) و ضریب **a** محاسبه شده برای کل ماهیان نر و ماده حمری به ترتیب ۳/۱۸ و ۰/۰۰۸ است. آزمون پیرسون، ضریب همبستگی بین طول و وزن (r^2=۰/۹۶۷۶) و همچنین آزمون t پائولی اختلاف معنی داری را بین مقدار b محاسبه شده و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد (p> ۰/۰۵) پس رشد جمعیت این ماهی بصورت یکسان و به عبارتی همگون (ایزومتریک) است.

جدول ۴-۸ مقایسه نتایج رابطه طول و وزن ماهی حمری (*Carasobarbus luteus*) در مناطق مختلف را نشان می-دهد. همان‌طور که در جدول زیر مشاهده می شود میزان شیب خط رگرسیونی (b) تقریباً مشابه و در محدوده ی

۲/۷ تا ۳/۱۹۹ می‌باشد وعلت این اختلاف ناچیز را می توان به نوسانات فصلی، پارامترهای زیست محیطی، شرایط فیزیولوژیکی ماهی در زمان جمع آوری نمونه، جنسیت، تغذیه و مراحل باروری ماهی نسبت داد(Yıldırım et al., 2003).

جدول ٤-٨-مقایسه نتایج رابطه طول و وزن با گونه های مشابه در مناطق مختلف

گونه	جنس	منطقه مورد بررسی	a ضریب	شیب خط رگرسیونیb	منبع
Carasobarbus luteus	نر و ماده	دریاچهRazzazah (عراق)	۰/۰۲۲۵	۲/۹۲۶	Szypula و همکاران (۲۰۰۰)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	Tharthar دریاچه (عراق)	۰/۰۰۹۷	۳/۰۸۶	Szypula و همکاران (۲۰۰۰)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	دریاچه Habbaniya (عراق)	۰/۰۰۷۱	۳/۱۹۹	Szypula و همکاران (۲۰۰۰)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	دریاچهRazzazah (عراق)	۰/۰۱۵۹	۳/۰۰۲	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	Tharthar دریاچه (عراق)	۰/۰۱۴۴	۲/۹۷۳	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	دریاچه Habbaniya (عراق)	۰/۰۱۱۰	۳/۰۳۹	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	رودخانه Euphrates (سوریه)	۰/۰۱۹۰	۲/۹۸	Al Hazzaa (۲۰۰۵)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	رودخانه Euphrates (سوریه)	۰/۰۱۳۰	۳/۰۵	Al Hazzaa (۲۰۰۵)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	رودخانه Orontes (ترکیه)	۰/۰۱۸۹	۲/۹۸۶	Gokcek و Akyurt (۲۰۰۸)
Carasobarbus luteus	نر و ماده	رودخانه Orontes (ترکیه)	۰/۰۱۹۵	۳/۰۰۳	Gokcek و Akyurt (۲۰۰۸)
Mesopotamichthys sharpeyi	نر و ماده	تالاب انزلی	۰/۰۰۰۰۷	۲/۷	Al Mukhtar و همکاران (۲۰۰۶)
Tor grypus	نر و ماده	دریاچه Habbaniya (عراق)	۰/۰۱۱۳	۲/۸۸۸	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Tor grypus	نر و ماده	دریاچه ,Tharthar (عراق)	۰/۰۰۸۹	۲/۹۵۷	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Tor grypus	نر و ماده	دریاچه ,Razzazah (عراق)	۰/۰۰۶۵	۳/۰۹۸	Szypula و همکاران (۲۰۰۱)
Tor grypus	نر و ماده	رودخانه کارون	۰/۰۱۹۲	۲/۸۵	هاشمی و مرتضوی (۱۳۹۰)
Luciobarbus barbulus	نر و ماده	رودخانه کارون	۰/۰۰۸۱	۳/۰۶	هاشمی و مرتضوی (۱۳۹۰)

میانگین طولی (۵ ± ۲۲۸) میلیمتر و دامنه طولی (۳۶۲- ۱۱۸) میلیمتر ماهی حمری در تالاب هورالعظیم نشان داد که این ماهی نسبت به ماهی حمری در تالاب شادگان با میانگین طولی (۲۱± ۱۶۹) میلی‌متر و دامنه طولی (۲۸۰- ۱۰۵) میلیمتر، (هاشمی، ۱۳۸۹)، و همچنین ماهی حمری در دریاچه سد دز با میانگین طولی (۲۵ ± ۲۰۳) میلیمتر و دامنه طولی (۲۶۵-۱۶۰) میلیمتر، (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶)، از میانگین و دامنه طولی بالاتری برخوردار می باشد. ولی نسبت به دیگر باربوس ماهیان از میانگین و دامنه طولی پایین تری برخوردار هستند در جدول (۴-۹) مقایسه با دیگر گونه های باربوس در مناطق مختلف صورت گرفته است.

همچنین در این مطالعه حداکثر طول ۳۶/۲ سانتیمتر و مربوط به جنس ماده بود و کلاً ماده ها رشد طولی بیشتری نسبت به نر ها داشتند. حداکثر طولی که برای ماهی حمری گزارش شده است ۳۸ سانتی متر بوده که در دریاچه ترتر در عراق (Ahmed, 1982) و در دریاچه Orients در ترکیه (Borkenhagen, 2005) می باشد. در جدول (۴-۹) حداکثر طول برخی گونه باربوس ماهیان در مناطق مختلف مورد بررسی و مقایسه قرار گرفته است. همان‌طور که در این جدول مشاهد می‌شود حداکثر طول برای ماهی *Luciobarbus xanthopterus* در عراق ۱۵۰ سانتیمتر (Coad 2010)، برای ماهی *Luciobarbus barbulus* و *Barbus kosswigi* در رودخانه های ایران به ترتیب ۶۲ و ۱۹/۴ سانتیمتر (Mahjoor Azad, 2009)، برای ماهی *Barbus lacerta* و *Barbus mursa* و *Barbus sublimus* در حوضه ارس ترکیه به ترتیب برابر ۳۷/۵ و ۴۳ و ۱۵/۵ سانتیمتر (Bogutskaya, 2010)، برای ماهی Tor grypus در ترکیه ۹۶ سانتیمتر (Oymak, et al., 2008) بدست آمده است که نشان میدهد طول ماهی حمری نسبت به دیگر باربوس ها کمتر می باشد.

علت اختلاف در حداکثر طول میتواند به تفاوت در پارامترهای زیست محیطی مخصوصا دما، توسعه گنادها، شرایط و عادات تغذیه، تفاوت فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی در زیستگاه ها و مناطق مختلف باشد (Yıldırım et al., 2002).

میانگین وزنی (۸۷± ۱۷۴) گرم و دامنه وزنی (۵۸۱ - ۳۱) گرم ماهی حمری در تالاب هورالعظیم نشان داد که این ماهی نسبت به ماهی حمری در تالاب شادگان با میانگین وزنی (۳۳± ۶۹) گرم و دامنه وزنی (۳۷ - ۱۵) گرم، (هاشمی، ۱۳۸۹)، و همچنین ماهی حمری در دریاچه سد دز با میانگین وزنی (۴۱±۱۰۴) گرم و دامنه وزنی (۲۱۸-۶۲) گرم، (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶)، از میانگین و دامنه وزنی بالاتری برخوردار می باشد. در جدول ۴-۹ مقایسه با دیگر گونه‌های باربوس در مناطق مختلف صورت گرفته است. همان‌طور که در این جدول مشاهده می شود اسکندری و همکاران (۱۳۸۶) طی مطالعاتی در دریاچه سد دز برای ماهی *Barbus barbulus* میانگین وزنی (۴۶۶± ۱۵۶) گرم و دامنه وزنی (۲۳۴ - ۷۷) گرم، برای ماهی Tor grypusمیانگین وزنی (۲۷۴± ۲۶۸) گرم و دامنه وزنی (۳۰۱۹ - ۵۲) گرم، برای ماهی *Barbus esocinus* میانگین وزنی (۶۹۳±۴۳۹) گرم و دامنه وزنی (۳۷۵۰-۴۲) گرم بدست آوردند، همچنین هاشمی (۱۳۸۹) در تالاب شادگان برای ماهی *Sharpeyi Mesopotamichthys* میانگین وزنی (۲۳۰± ۲۲۸) گرم و دامنه وزنی (۱۵۷۴ - ۲۳) گرم، برای ماهی Tor grypus میانگین وزنی (۱۲۴± ۱۸۱) گرم و دامنه وزنی (۴۳۸ - ۵۱) گرم و برای ماهی *Luciobarbus pectoralis* میانگین وزنی (۲۵± ۹۶) گرم و دامنه وزنی (۱۳۳ - ۷۶) گرم بدست آورد. این مطالعات نشان داد ماهی حمری نسبت به دیگر باربوس ها از میانگین و دامنه وزنی کمتری برخوردار است.

جدول ٤-۹- مقایسه میانگین طولی، دامنه طولی، میانگین وزنی و دامنه وزنی گونه‌های مشابه در مناطق مختلف

گونه	میانگین طولی (میلیمتر)	دامنه طولی (میلیمتر)	میانگین وزنی (گرم)	دامنه وزنی (گرم)	منطقه	منبع
Carasobarbus luteus	۲۲۸ ±۵	۱۱۸ -۳۶۲	۱۷۴ ±۸۷	۳۱ -۵۸۱	تالاب هورالعظیم	مطالعه حاضر
Carasobarbus luteus	۲۰۳ ± ۲۵	۱۶۰-۲۶۵	۱۰۴±۴۱	۶۲-۲۱۸	دریاچه سد دز	اسکندری و همکاران (۱۳۸۶)
Luciobarbus barbulus	۲۴۸ ±۲۴	۲۱۳-۲۹۷	۱۵۶ ±۴۶۶	۷۷ -۲۳۴		
Tor grypus	۳۲۰ ±۵۹	۱۹۹-۶۹۳	۲۶۸ ±۲۷۴	۵۲-۳۰۱۹		
Barbus Esocinus	۳۲۱ ±۱۲۲	۱۷۳-۹۶۰	۴۳۹±۶۹۳	۴۲-۳۷۵۰		
Carasobarbus luteus	۱۶۹ ±۲۱	۱۰۵ -۲۸۰	۶۹ ±۳۳	۱۵ - ۳۷	تالاب شادگان	هاشمی (۱۳۸۹)
Mesopotamichthys sharpeyi	۲۲۵ ±۶۶	۱۴۰ -۴۴۷	۲۲۸ ±۲۳۰	۲۳ -۱۵۷۴		
Tor grypus	۲۶۳ ±۶۳	۱۷۲ -۳۳۸	۱۸۱ ±۱۲۴	۵۱ -۴۳۸		
Luciobarbus pectoralis	۲۰۷ ±۱۵	۱۹۴ -۲۳۰	۹۶ ±۲۵	۷۶ -۱۳۳		

ازآنجایی که اطلاعات صیادی از وضعیت صید این گونه ها در گذشته وجود ندارد مقایسه ای بر اساس میزان صید آن‌ها نمی‌توان انجام داد ولی بر اساس پارامترهای اندازه گیری شده این دو گونه (گونه های بنی و حمری) به عنوان فراوان‌ترین گونه های صید شده، چنین به‌نظر می‌آید که ویژگی‌های زیست سنجی، طول اولین بلوغ، رشد ایزومتریک آن‌ها و فصل تخمریزی دو گونه مذکور نسبت به سوابق گذشته و مطالعات در منطقه تفاوت مشخصی را نشان نمی‌دهد. لذا این گونه ها که مناطق تالابی زیستگاه اصلی آن‌ها بوده است تحت شرایط فعلی تالاب هورالعظیم از نظر کاهش حجم آب ورودی و دبی، افزایش شوری و آلودگی‌های احتمالی به حیات بیولوژیک خود بعنوان گونه های مقاوم ادامه می‌دهند ولی بطور مشخص تنوع گونه های بومی منطقه در سال-های اخیر در تالاب هورالعظیم کاهش داشته است.

-ماهیان شناسایی شده:

از میان خانواده های شناسایی شده یعنی Mugilidae, Siluridae, Cyprinidae، خانواده Cyprinidae با فراوانی ۸۷/۴ درصد در بین ماهیان، بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داده بود.

نجف پور و همکاران در سال ۱۳۷۴، ۹ خانواده را در منابع آبی خوزستان شناسایی نمود که خانواده کپورماهیان از غالبیت چشم‌گیری برخوردارربود (نجف پور و همکاران، ۱۳۷۴). اسکندری و همکاران در سال ۱۳۸۶، تعداد ۳ خانواده با ۱۲ گونه را در دریاچه دز شناسایی نمود که خانواده کپورماهیان از بیشترین فراوانی برخوردار بود

(اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶). Mohamed در سال ۲۰۰۸ در آب‌های تالاب الهویزه، ۵ خانواده با ۱۷ گونه را شناسایی نمود که خانواده کپورماهیان از بیشترین فراوانی برخوردار بود (Mohamed et al., 2008).

گونه ماهی خیاطه (*Alburnoides bipunctatus*): این ماهی اولین بار در آلمان شناسایی شده است. غالبا محیط زیست آن نهرها است و فراوانی کمی در رودخانه های بزرگ دارد. آب حاوی اکسیژن بالا و کمترین آلودگی را ترجیح می دهد. این گونه در فرانسه، کشورهای اروپای شرقی و سراسر شمال اروپا از شرق آلپ تا دریای سیاه، دریای آرال و دریای خزر پراکنش دارد. این گونه بومی ارمنستان بوده و تقریبا در تمامی رودخانه ها، تالاب ها و آب‌گیرها و کلیه بدنه‌های آبی ارمنستان گزارش گردیده است (Gabrieelyan, 2001). Yilmaz وهمکاران در سال ۲۰۰۶ گونه *Alburnoides bipunctatus* را در منطقه موژلا در ترکیه گزارش نموده است. در رودخانه‌های کرخه، دجله، کر (نجف‌پور، ۱۳۷۵)، رودخانه تالاردر استان مازندران (مصطفوی، ۱۳۸۵) و تالاب سیاه درویشان (حوزه تالاب انزلی) (عباسی و همکاران، ۱۳۸۶) گزارش گردیده است. در مطالعه حاضر، درصد فراوانی آن ۰/۲ درصد بوده و بیشترین فراوانی آن در ایستگاه رفیع با ۶۶/۷ درصد و در فصل پاییز با ۱۰۰درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۰/۹۳ تا ۱/۱۲ قسمت درهزار وpH ۷/۲ تا ۷/۶۱ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۱/۳ درجه سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا۱/۹ متر و شفافیت ۰/۶ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه ماهی شلج (*Aspius vorax*): این ماهی ساکن رودخانه ها و نهرها و تالاب ها بوده و در تابستان در آب‌های کم عمق به سر می برد و از بهار تا پاییز در تالاب ها و دریاچه ها گزارش شده است (Coad, 2010). این گونه از نظر ظاهری شبیه به گونه ماهی نازک (Chondrostom regium) است، با این تفاوت که گونه C.regium دارای طول سر و جثه ای بزرگتر می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). در عراق در رودخانه های دجله، فرات، شط العرب و انشعابات آن، به‌علاوه تالاب‌های جنوبی، نهرهای کوچک و دریاچه ها مثل هابانیاه، تارتار و رضاضاه شناسایی گردیده است (Coad, 2010). این گونه در رودخانه فرات و دجله در ترکیه، سوریه و عراق شناسایی شده است (Bogutskaya, 1997; Coad, 1996; Kuru, 1979; Mahdi, 1967). گونه Aspius vorax در ترکیه در دریاچه سد آتاترک (Oymak et al.,2001) و کاراکایا (Gokcek & Akyurt, 2008) گزارش گردیده است. این گونه را Hussain و همکاران در سال ۲۰۰۹ در تالاب الحمار در جنوب عراق، Mohamad و همکاران در سال ۲۰۰۸ در تالاب الهویزه با درصد فراوانی ۴/۱۴ درصد گزارش کرده‌اند. در تمام منابع آبی خوزستان، رودخانه کارون، دز، جراحی، هورشادگان و بهمنشیر گزارش شده است (نجف‌پور،۱۳۷۵).

در مطالعه حاضر درصد فراوانی آن ۱۵/۷ محاسبه گردید. این گونه تقریبا در تمام ایستگاه‌ها و فصول حضور داشته است و از نظر فراوانی در ایستگاه‌ها و فصول تفاوت ناچیزی را نشان دادند. با این حال بیشترین فراوانی در ایستگاه شط‌علی با ۳۹/۸ درصد و در فصل پاییز، ۴۳/۳ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۱/۶۳ تا۵/۷ قسمت در هزار وpH ۷/۶۸ تا ۹/۱۲ ودمای ۱۱/۳ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد و عمق ۲ متر و شفافیت ۰/۷ تا ۰/۸ ملاحظه گردید.

گونه ماهی برزم لب پهن ***Luciobarbus barbulus:*** در رودخانه به سر می برد و بوسیله سیل یا طوفان به تالاب ها و دریاچه ها راه پیدا می کند. وجه تمایز این ماهی با گونه برزم معمولی Luciobarbus pectoralis در داشتن لب های گوشتی و پیشرفته از نظر ظاهری می باشد. از رودخانه های دجله، فرات، اورینتس و کووایک و تالاب های جنوبی عراق گزارش شده است (Coad, 2010). در منابع آبی خوزستان یعنی در رودخانه های کارون و زهره شناسایی گردیده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵).

در مطالعه حاضر درصد فراوانی آن ۰/۵ درصد و بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع ۱۰۰ درصد و در فصل زمستان ۱۰۰ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۰/۷۳ تا ۱/۳ قسمت در هزار و pH ۷/۱۴ تا ۷/۶۷ و دمای ۱۰ تا ۱۶/۴ درجه سانتیگراد و عمق ۲ تا ۲/۱ متر و شفافیت ۱/۸ تا ۱/۹ ملاحظه گردید.

گونه ماهی شیربت (*Tor grypus*): شناگر ماهر و قوی بوده و محل زندگی آن در رودخانه ها، تالاب ها و دریاچه ها می باشد ولی در آب‌های راکد یافت نمی شود (Coad, 2010). این ماهی شبیه به گونه *Barbus kosswigi* می باشد و وجه تمایز این دو ماهی در بدن کشیده و در کوتاه بودن باله مخرجی و باله پشتی در ماهی شیربت *Tor grypus* می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). طبق گزارشات موجود، این ماهی در بین النهرین یعنی کشورهای ایران، عراق، ترکیه و سوریه وجود دارد (مرمضی، ۱۳۷۶; یزدی پور، ۱۳۷۰). پراکنش این ماهی در ایران شامل حوضه آب‌ریز دریای خزر، دریاچه ارومیه، دجله، خلیج فارس و هرمز می‌باشد (مناف‌زاده، ۱۳۸۲). براساس بررسی‌های انجام شده این ماهی در تمام منابع آبی استان خوزستان، رودخانه های کارون، دز، کرخه، زهره، بهمنشیر و نیز هورشادگان و آب‌گیر سیدناصر وجود دارد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). این گونه در رودخانه‌های دجله، فرات، اورینتس شناسایی گردیده است (Coad, 2010). Hussian و همکاران در سال ۲۰۰۹ آن را در تالاب الحمار عراق گزارش کرده است.

در مطالعه حاضر درصد فراوانی آن ۰/۵ درصد و بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع ۱۰۰ درصد و در فصل بهار ۶۲/۵ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۱/۲ تا ۱/۷ قسمت در هزارو pH ۶/۱۶ تا ۷/۱۱ و دمای ۲۱/۳ تا ۲۶/۸ درجه سانتیگراد و عمق ۲ متر و شفافیت ۰/۵ تا ۱/۵ ملاحظه گردید.

گونه ماهی حمری(*Carasobarbus luteus*): در آب‌های آرام و در بخش هائی از رودخانه که جریان کند دارد دیده شده است و عمدتاً در کانال ها به سر می برد. همچنین در چشمه ها، جویبارها، دریاچه ها و تالاب ها یافت می شود. معمولا در دمای بین ۳۰-۱۲ درجه سانتیگراد مشاهده شده است. در تابستان به قسمت های عمیق حوضه رودخانه از تالاب ها می رود و در زیر گیاهان به سر می برد (Coad, 2010). این ماهی با گونه *Mesopotamichthys sharpeyi* از لحاظ اندازه و رنگ، بسیار شبیه می باشد و وجه تمایز این گونه در دارا بودن سبیلک است. به علاوه این گونه از نظر چشم و اندازه شبیه جنس Cyprinoion می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵).

در جنوب غرب آسیا در رودخانه های اورینتس و کووایک، سرتاسر رودخانه دجله- فرات و در جنوب ایران به طور گسترده انتشار دارد (Bekman, 1962). این گونه اگر چه بومی رودخانه بین النهرین است (AL- Hazzaa,

2005). ولی در تمام منابع آبی خوزستان، رودخانه های دز، کارون، شطیط، هورشادگان، آبگیر سیدناصر، آبگیر الهائی و سد گتوند نیزگزارش گردیده است. الحاظا در سال ۲۰۰۴ آن را در رودخانه های بین النهرین (AL- Hazza, 2005) و Mohamed در سال ۲۰۰۸ در تالاب الهویزه با فراوانی ۲۹.۴ درصد گزارش کرده است.
در مطالعه حاضر درصد فراوانی آن ۲۸/۷ درصد محاسبه گردید. این گونه تقریبا در تمام ایستگاه‌ها و فصول حضور داشته است و از نظر فراوانی در ایستگاه‌ها و فصول تفاوت ناچیزی باهم داشتند. با این حال بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع ۴۹/۵ درصد و در فصل پاییز ۲۹/۹ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۰/۷۵ تا ۱/۶ قسمت در هزارو PH ۷/۰۱ تا ۷/۶ و دمای ۱۰/۵ تا ۲۶/۴ سانتیگراد و عمق ۱/۷ تا ۲/۰۵ متر و در شفافیت ۰/۲۵ تا ۱/۹ ملاحظه گردید.

گونه ماهی برزم معمولی (Luciobarbus pectoralis): در حوزه رودخانه دجله- فرات نزدیک انشعابات ایران در خلیج فارس و در رودخانه اورینتس و کووایک گزارش گردیده است (Coad, 2010). به طور گسترده در دریاچه ها و رودخانه های ترکیه پراکنده است (Ozcan & Balik, 2009). در منابع آبی خوزستان، در رودخانه های دز، اعلاء، آبگیرهای الهائی، بهمنشیر، کارون، هورشادگان، کرخه، شطیط و سد گتوند گزارش شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵).
در مطالعه حاضر درصد فراوانی آن ۰/۱ و بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع یعنی ۱۰۰ درصد بود. بعلاوه فراوانی آن در فصل بهار ۵۰ درصد و در فصل پاییز ۵۰ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری۰/۹۵ تا ۱/۶ قسمت در هزارو PH ۶/۱۶ تا ۷/۶۱ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۶/۱ سانتیگراد و عمق ۸.۱ تا ۲/۰۵ متر و شفافیت ۰/۵ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه ماهی بنی(Mesopotamichthys sharpeyi): در آب‌های راکد پوشیده از گیاهان شناور، غوطه ور و حاشیه ای بیشتر مشاهده می شود (نیک پی، ۱۳۷۲). این ماهی از جمله گونه های مقاوم به شرایط نامساعد محیطی می باشد به‌طوری‌که در آب‌های راکد و گرم که میزان اکسیژن آن‌ها کم می باشد به راحتی زیست می نماید (یزدی پور، ۱۳۷۰). گونه *Mesopotamichthys sharpeyi* در منطقه جغرافیائی محدودی از دنیا پراکنش دارد. محل زیست این ماهی در کشورهای سوریه، عراق، حوضه آبریز دجله، ترکیه، ایران، رودخانه نیل، دریاچه ویکتوریا، آلبرت و دریاچه ناصر در کشور مصر گزارش شده است. در ایران در رودخانه های کارون، کرخه، بهمنشیر و هورشادگان گزارش گردیده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵). Hussian و همکاران در سال ۲۰۰۹ این گونه را در تالاب الحمار در جنوب عراق و در تالاب الهویزه با درصد فراوانی ۲/۵۴ گزارش نموده است.
در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۲۴/۶ محاسبه گردید و تقریباً در تمام ایستگاه‌ها و فصول حضور داشت. بیشترین فراوانی در ایستگاه‌های طبر و شط‌علی به ترتیب ۴۹/۲ و ۴۵ درصد و در فصل های پاییز و زمستان به ترتیب ۳۰/۷ و ۳۰/۱ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۱/۲۸ تا ۵/۷ قسمت در هزارو pH ۷/۱۳ تا ۹/۲۰ و دمای ۱۱/۱ تا ۲۰ سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا ۲/۵۰ متر و شفافیت ۰/۴۵ تا ۱/۲۰ ملاحظه گردید.

گونه ماهی گطان (***Luciobarbus xanthopterus***): به طور عمده ساکن آب های عمیق دریاچه ها است و در بین گیاهان تالاب ها و منطقه کوچکی از رودخانه ها و انشعابات رودخانه به سر می برد (Coad, 2010). این ماهی شبیه گونه Barbus schejch می باشد وجه تمایز آن در تعدادخارهای آبششی می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). فیاضی و همکاران در سال ۲۰۰۶ این گونه را در سه رودخانه کارون، کرخه و جراحی در جنوب غرب ایران شناسایی و بررسی نمودند (Fayazi et al., 2006). Hussain و همکاران درسال ۲۰۰۶ این گونه را با درصد فراوانی ۰/۵۴ در تالاب الهویزه گزارش نمود.

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۰/۶ و بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع ۱۰۰ درصد و در فصل تابستان ۸۸/۹ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری۰/۹۵ تا ۱/۴ قسمت در هزار و pH ۷/۲۴ تا ۷/۴۶ و دمای ۲۳/۱۲ تا ۲۵/۹ سانتیگراد و عمق ۱/۶۵ تا ۱/۷۵ متر و شفافیت ۰/۲۵ تا ۱ ملاحظه گردید.

گونه ماهی تووینی ***Capoeta trutta***: در رودخانه های بزرگ، کوچک و آبگیرها مشاهده شده است (Coad, 2010). این ماهی شبیه گونه C. damasina می باشد و وجه تمایز آن در درشت بودن جثه و بلند بودن شعاع های غیرمنشعب آن می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). این گونه در رودخانه دجله (Demirok & Unlu, 2001)، در رودخانه منظور (Yildirim et al., 2011) ودر دریاچه سد کبان در ترکیه (Duman, 2004) گزارش گردیده است. در ایران در رودخانه های کارون، دز، زهره و جراحی گزارش شده است و در حوضه های دریای خزر و رودخانه کرخه همچنین در عراق گزارش شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵). در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۰/۵ محاسبه گردید و بیشترین حضور را در ایستگاه رفیع و در فصل تابستان داشته است. این گونه در شوری ۰/۹۳ تا ۱/۱۲ قسمت در هزار و PH ۷/۲۰ تا ۷/۶۱ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۱/۳ سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا ۱/۹ متر و شفافیت ۰/۶ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه کاراس (***Carassius auratus***): در آبگیرهای متصل به رودخانه و در بسترهای لجنی بسر می برند. به اکسیژن زیاد نیاز ندارند (Coad, 2010). این ماهی شباهت زیادی به گونه کپور معمولی *Cyprinus carpio* دارد، وجه تمایز آن عدم وجود سبیلک می باشد. این ماهی بومی منطقه ایران نمی باشد و وارد آب‌های ایران و خوزستان شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵). بطور عمده درآسیای شرقی و اروپا و چین وجود دارد و در رودخانه های چین و ژاپن گزارش گردیده است (Coad, 2010; Takada et al., 2010). درایران درهورشادگان (نجف‌پور، ۱۳۷۵) و تالاب گمیشان (پاتیمار و همکاران، ۱۳۸۸) گزارش شده است.

این گونه توسط Hussian و همکاران در سال ۲۰۰۹ در تالاب الحمار،Abd و همکاران در سال ۲۰۰۹ در تالاب الهویزه و Mohaed و همکاران در سال ۲۰۱۲ در تالاب چیبائیش در عراق و Maitland در سال ۲۰۰۴ در انگلستان و Takada در سال ۲۰۱۰ در آسیای شرقی گزارش گردیده است. Dugas و همکاران در سال ۲۰۰۹ در ویرجینیا و Bobori و همکاران درسال ۲۰۰۶ در آب های شیرین یونان آن را شناسایی نموده اند.

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۹/۹ درصد و بیشترین فراوانی در ایستگاه رفیع با ۵۶/۲ درصد و در فصول تابستان و پاییز به ترتیب ۳۷/۷ و ۳۴/۲ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری۰/۹۷ تا ۱/۴ قسمت در هزار و pH ۷/۲۴ تا ۷/۵ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۵/۹ سانتیگراد و عمق ۱/۶۵ تا ۱/۸ متر و شفافیت ۰/۲۵ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه بتک دهان کوچک (***Cyprinion kais***): در رودخانه های دجله، فرات و کووایک شناسایی شده است و همچنین در خلیج فارس در جنوب غرب ایران و در عراق در تالاب الکبیش و رودخانه های بزرگی مانند رودخانه های شط العرب، دجله و رودخانه کوچکی مانند خولیس نزدیک بغداد گزارش گردیده است (Coad, 2010).

در ایران در رودخانه های کارون، دز، هورشادگان و پشت سد دز شناسایی شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵). Nasri و همکاران آن را در رودخانه های دجله–فرات گزارش نموده اند (Nasri et al., 2010).

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۰/۳ درصد و بیشترین فراوانی آن در ایستگاه رفیع ۱۰۰ درصد و در فصل پاییز، ۶۶/۷ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۰/۹۳ تا ۱/۱۲ قسمت در هزار و pH ۷/۲۰ تا ۷/۶۱ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۱/۳ سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا ۱/۹ متر و شفافیت ۰/۶ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه بتک دهان بزرگ (***Cyprinion macrostomum***): در رودخانه های دجله- فرات، اورنتس و کووایک بررسی شده است. این گونه در ترکیه و جنوب غرب ایران نیزگزارش شده است (Coad, 2010). درخوزستان در رودخانه های کارون، دز و زهره شناسایی شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵). Mohamed و همکاران در سال ۲۰۱۲ این گونه را در تالاب چیبائیش و Abdullah در سال ۲۰۰۹ در دریاچه دربندی خوان در جنوب غرب شهر سلمانیه منطقه کردستان در شمال عراق گزارش داده‌اند. در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۰/۲ درصد محاسبه گردید. این گونه بیشترین حضور را در ایستگاه رفیع و در فصل زمستان داشته است. این گونه در شوری ۰/۷۳ تا ۱/۳ قسمت در هزار و pH ۷/۱۴ تا ۷/۶۷ و دمای ۱۰ تا ۱۶/۴ سانتیگراد عمق ۲ متر ملاحظه گردید.

گونه کپور معمولی ***Cyprinus carpio***: در اصل بومی آسیا و اروپای شرقی بوده و در اواخر دهه ۱۸۰۰ به آب‌های آمریکای شمالی معرفی گردیده اند، بنابراین هم در آمریکای شمالی و هم دراسترالیا به عنوان گونه مهاجم می باشد. این ماهی آب های با دمای پایین با بستری گلی را ترجیح می دهد (Penne, 2008; Texas, 2001). یکی از ماهیان معرفی شده از خارج به کشور ایران می باشد و امروزه بصورت پرورشی در همه مناطق گرم وجود دارد. این گونه در بین گیاهان آبزی نرم و آب های کم عمق و راکد به سر می برد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). این ماهی شبیه به گونه کاراس *Carassius auratus* می باشد و وجه تمایز آنها در داشتن سبیلک می باشد. در اندازه کوچک شبیه به گونه حمری *Carasobarbus luteus* می باشد که وجه تمایزش در رنگ زرد و نارنجی می باشد (نجف‌پور، ۱۳۷۵). این ماهی گونه غالب در آب های شیرین ترکیه می باشد (Bakh et al., 2006) و در دریاچه

سوان، آخوریان و رودخانه متسامور و بعضی از آبگیرهای ارمنستان شناسایی شده است (Gabrieelyan, 2001) .در خوزستان در هورشادگان، آبگیر سید ناصر و آبگیر الهائی گزارش شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵).

این گونه توسط Ismetbakh و همکاران در سال ۲۰۰۶ در دریاچه کاوامیک (Bakh, 2006) در منطقه موگلا در ترکیه و Maitland در سال ۲۰۰۴ در انگلستان و Pennedر سال ۲۰۰۸ در دریاچه کلیر و Bugas و همکاران در سال ۲۰۰۹ در ویرژینیا گزارش گردیده است. Mohamed و همکاران در سال ۲۰۱۲ این گونه را در چیبائیش در جنوب عراق گزارش داده است.

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۵/۴ و بیشترین فراوانی آن در ایستگاه طبربا ۵۷/۵ درصد و در فصل پاییز ۶۰ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۱/۵۶ تا ۳/۳۳ قسمت در هزار و PH ۷/۱۳ تا ۹/۱۶ و دمای ۱۱/۵ تا ۱۷/۷ سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا ۲ متر و شفافیت ۰/۴۵ تا ۰/۷۰ ملاحظه گردید.

گونه بیاح *Liza abu*: ساکن آب شیرین است و در رودخانه های دجله، فرات، اورنتس، حوضه رودخانه دجله در ایران، در بخش های پایینی رودخانه هایی که به خلیج فارس می ریزند، دریاچه های جنوب عراق و در پاکستان یافت شده و تصادفا وارد خورها نیزمی شود (چله مال دزفول نژاد، ۱۳۸۸). محل زندگی آن در عراق، سوریه، ایران، پاکستان (Coad, 1980;) و ترکیه (kuru,1979) می باشد. در رودخانه ها، جویبارها، کانال‌ها، نهرها، دریاچه ها، آبگیرها و تالاب های عراق گزارش شده است (Beckman, 1962; Naama, 1986).

این ماهی در آب های شور عراق و در خورآلزوبیر در شمال غرب خلیج فارس یعنی در یک محیط دریایی گزارش شده است (Nasir & Naama, 1988). در خوزستان در هورشادگان، رودخانه زهره و کرخه (نجف‌پور، ۱۳۷۵) و در دریاچه سد دز (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶) گزارش شده است. Taran و همکاران در سال ۲۰۱۰ این گونه را در شمال شرقی مدیترانه و بندر ساحلی ترابزون در دریای سیاه و Mohamed در سال ۲۰۰۸ در تالاب الهویزه با درصد فراوانی ۳۷/۱ درصدگزارش نموده اند. گونه liza abu توسط Coad در سال ۱۹۸۰ و Mahdi در سال ۱۹۶۷ از عراق و توسط Beckman در سال ۱۹۶۲ از سوریه گزارش شده است و اولین بار در آب‌های ترکیه توسط Kuru در سال ۱۹۷۹ در رودخانه خابور، شاخه ای از رودخانه فرات گزارش شده است.

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۱۰/۸درصد و بیشترین فراوانی آن در ایستگاه های رفیع و شط‌علی به ترتیب ۴۶/۸ و ۴۵/۶ درصد و در فصل پاییز با ۶۳/۳ درصد محاسبه گردید. این گونه در شوری ۱/۰۲ تا ۵/۷ قسمت در هزار و pH ۷/۲۰ تا ۹/۲۰ و دمای ۱۰/۹ تا ۲۱/۳ سانتیگراد و عمق ۱/۸ تا ۲/۱ متر و شفافیت ۰/۶ تا ۱/۷ ملاحظه گردید.

گونه اسبله(*Silurus triostegus*): در سراسر رودخانه دجله- فرات شناسایی شده است. در عراق درتالاب های جنوبی و رودخانه های بزرگ مثل شط العرب و انشعابات آن، دجله، فرات و دیالاو دریاچه ها گزارش گردیده است (Coad,2010). این گونه توسط Oymak و همکاران در سال ۲۰۰۱ در دریاچه آتاترک در ترکیه و Hussain و

همکاران در سال ۲۰۰۹ در تالاب الحمار و در تالاب الهویزه در طی سال های ۲۰۰۶-۲۰۰۵ با فراوانی ۳/۸۳ درصد (Hussain et al., 2006) گزارش گردیده است. در ایران در رودخانه های دز، کارون، بهمنشیر و هورشادگان گزارش شده است (نجف‌پور، ۱۳۷۵).

در مطالعه حاضر درصد فراوانی این گونه ۱/۸ درصد محاسبه گردید. این گونه در ایستگاه های طبر و شط‌علی به ترتیب ۵۶/۳ و ۴۰/۷ درصد و در فصل بهار حضور داشته است. این گونه در شوری ۱/۲ تا ۴/۷ قسمت در هزارو pH ۶/۶۸ تا ۸/۱۳ و دمای ۲۲/۳ تا ۲۸/۷ سانتیگراد و عمق ۱/۴۵ تا ۲ متر و شفافیت ۰/۶۵ تا ۲ ملاحظه گردید.

Hassein و همکاران در سال ۲۰۰۶در تالاب هویزه در بخش کشور عراق گزارش نمودندکه بیشترین تعداد به گونه های ماهی بیاح (*Liza abu*) با ۲۸/۶۹ درصد و کاراس (*Carassius auratus*) با ۱۱/۷۵ درصد و حمری (*Carasobarbus luteus*) با ۲۷/۳۶ درصد و شلج (*Aspius vorax*) ۸/۸۱ درصد، تعلق داشتند (۶۸). Mohamed در سال ۲۰۰۸ گونه های بیاح (*Liza abu*) با ۳۷/۱ درصد و حمری (Carasobarbus luteus) با ۲۹/۴ درصد و کاراس (*Carassius auratus*) با ۱۵/۳ درصد و شلج (*Aspius vorax*) با ۶/۱۶ درصد گزارش نمود (۷۹) همچنین در پروژه مدیریت تالاب هویزه در عراق در سال ۲۰۰۸ گونه های شلج (*Aspius vorax*) و حمری (*Carasobarbus luteus*) و بیاح (*Liza abu*) و کاراس (*Carassius auratus*) گونه های غالب معرفی شدند (Management plan for the Howizeh Marsh Romsar site of Iraq.2008).

در تحقیق حاضر ۵ گونه ماهی از جمله بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*)، حمری (*Carasobarbus luteus*)، شلج (*Aspius vorax*)، بیاح (*Liza abu*) وکاراس (*Carassius auratus*) روی هم ۸۹/۳ درصد از کل صید را تشکیل داده اند که بیشترین فراوانی مربوط به گونه حمری (*Carasobarbus luteus*) به میزان ۲۸/۷ درصد و گونه بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) ۲۴/۲ درصد بود.

شرایط محیطی مانند شوری بالا و دمای نامناسب و متغیر و همچنین تغییرات عمق آب ، از فاکتورهای مهم در تنوع گونه ای و همچنین تعداد ماهیان یک منبع آبی میباشند که مشخصا کاهش شاخص های تنوع و افزایش غالبیت گونه های مقاومتر را به همراه خواهد داشت.در این مطالعه حضور غالب گونه های بنی و حمری علاوه بر اینکه گونه های ساکن تالاب های بین النهرین در تمامی مطالعات منطقه اعلام شده اند با توجه به مقاومت بیشتر این گونه ها به شرایط نامساعد و کمبود اکسیژن(یزدی پور، ۱۳۷۰) می‌تواند گواهی از شرایط بحرانی تالاب برای حیات انواع ماهیانی باشند که زیستگاهشان تالاب هورالعظیم بوده است. نسبت فراوانی گونه های نامبرده ممکن است به شرایط تغذیه ای و محیطی بستگی داشته باشد. البته با توجه به مطالعات انجام شده در سال‌های اخیر، تالاب هورالعظیم چه در کشور ایران (پاپهن شوشتری، ۱۳۸۷; دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، ۱۳۸۸; شرکت مهندسی مشاور سازآب پردازان، ۱۳۸۳) و چه در کشور عراق (Hussain et al., 2006; Mohamed et al., 2008) نشان از وجود شرایط سخت زیست محیطی به ویژه خشکسالی های اخیر و در نتیجه آن افزایش

آلودگی های ناشی از ورود پساب های صنعتی، کشاورزی و شهری به رودخانه های منتهی به تالاب بوده که در نتیجه شرایط زیست را برای ماهیان سخت تر کرده و غالبیت ماهیان مقاوم همچون بیاح (*Liza abu*)، شلج (*Aspius vorax*)، کاراس (*Carassius auratus*)، حمری (*Carasobarbus luteus*) و بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) را به همراه داشته است.

۸-٤- وضعیت عمومی و ریخت شناسی تالاب هورالعظیم

رژیم تامین آب تالاب ها به خاطر اجرای طرح‌های توسعه آبیاری در مقیاس بزرگ در بالادست حوضه رودخانه در معرض تغییرات عمده در کمیت، کیفیت و تغییرات فصلی قرار گرفته است. این طرح‌های توسعه‌ای نه تنها آب زیادی را از سیستم رودخانه ها برداشت و مصرف می‌کنند، بلکه زه‌آب‌های زیادی را هم که حاوی آلاینده‌های مختلف هستند به درون تالاب ها وارد می‌کنند. توسعه طرح‌های عمرانی متعدد نظیر جاده‌سازی، نیروگاه‌های حرارتی، خطوط انتقال نیرو، صنایع نفت و پتروشیمی، صنایع فولاد و خطوط انتقال نفت به طور گسترده بر کیفیت آب آن تاثیرپذیر است.

اگر چه تالاب ها ارزش‌های متعددی دارند، اما تهدیدات تالاب نیز فراوانند. از آن جمله می‌توان به موارد زیر اشاره کرد (سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۸۸):

۱- رقابت در استفاده و تخصیص منابع آب ۲- افزایش جریانات ورودی زهکش‌ها که به طور مستقیم و غیرمستقیم وارد تالاب ها می‌شوند ۳- آلودگی آب (شامل: افزایش ورود باقیمانده مواد شیمیایی کشاورزی از کل حوضه آبخیز، باقیمانده سموم که گاهی برای ماهیگیری در حوضه آبخیز بالادست مورد استفاده قرار می‌گیرد، افزایش فاضلاب صنعتی و زباله‌های خانگی، ورود شیرابه زباله به تالاب ها و ورود مستقیم فاضلآب های تصفیه نشده خانگی و بیمارستانی) ۴- کاهش جریان‌های سیلابی ناشی از توسعه طرح‌های کنترل طغیان (سدهای ذخیره) در حوضه بالادست، وقوع خشکسالی و تغییرات اقلیمی ۵- معرفی گونه‌های غیر بومی پیامد فعالیت‌های پرورش ماهی در حوضه آبریز بالادست موجب ورود گونه‌های غیر بومی می‌شود که با گونه‌های بومی تالاب رقابت می‌کنند ۶- تغییر کاربری زیستگاه‌های تالابی (شامل: پیشروی و تجاوز زمین‌های زراعی به نواحی تالابی، ساخت ساختمان‌ها، جاده‌سازی، نیروگاه‌های حرارتی، کارخانجات مختلف، خطوط انتقال نیرو، خطوط انتقال نفت، کانال‌ها و زه‌کش‌ها در عرصه تالاب ۷- کاهش کیفیت آب ۸- اختلال و ایجاد مزاحمت برای حیات وحش ۹- فشار بر منابع (شامل: برداشت بی‌رویه منابع تالاب از قبیل ماهی، پرنده و علوفه امروزه در تمامی نقاط جهان تعیین حداقل نیاز آبی زیست محیطی منابع آبی، خصوصاً تالاب ها، از راهکارهای مؤثر و ثمربخش در حفظ تمامیت زیستی و بقاء این عرصه ها می باشد. زیرا آب عنصر اصلی حیات در این اکوسیستم ها بوده و نوسانات آن اثرات نامطلوبی بر زیستگاه ها و موجودات وابسته به آن‌ها خواهد داشت. لذا تعیین حداقل نیاز آبی زیست محیطی تالاب ها می تواند در حفظ و مدیریت آن‌ها گامی مؤثر باشد. امروزه به دلیل برداشت

های متعددی که در سطح حوضه های آبریز صورت می پذیرد خسارات بسیاری بر تالاب ها وارد شده است. تالاب ها که عمدتاً در پائین دست حوضه های آبریز واقع شده اند، به دلایل متعددی از جمله: برداشت آب جهت آبیاری اراضی کشاورزی، سد سازی ها، توسعه شبکه های آبیاری و زهکشی، برداشت آب جهت مصارف شهری و صنعتی و بسیاری موارد دیگر همواره از نظر تأمین آب مورد نیاز مشکلات فراوانی را داشته اند. مسئله ای که این بحران را صدچندان می نماید، لحاظ ننمودن حق آبه زیست محیطی تالاب ها در تخصیص های سالانه می باشد. لذا انجام این مطالعات می تواند در حفظ و احیاء تالاب ها بسیار مؤثر باشد. بطور کلی دو روش اصلی برای تخصیص آب زیست محیطی تالاب وجود دارد، که اساس آن‌ها بر محورهای هیدرولوژی و بوم‌شناسی می‌باشد (Gippel, 1996). روش تخصیص زیست‌محیطی آب بر اساس محور هیدرولوژی بر پایه ترکیب عناصر ضروری توسعه است که به تغییرات رژیم جریان وابسته است. در رویکرد بوم‌شناسی محور شامل برآورد رژیم آب مورد نیاز برای گونه های درون تالاب و جوامع و فرآیندهای زیست محیطی درون آن است. در این سیستم ها با تعیین آب مورد نیاز رژیم گیاهی، برنامه مدیریت تالاب در توسعه آب مورد بررسی قرار می گیرد (McCosker and Duggin 1993; Keyte 1994; WAWA 1995). گونه های مهاجم با تغییرات رژیم آب مورد علاقه آنها غالب می شوند ، علف های هرز مرتبط با مقدار آب کاهش می یابند (Keyte 1994) و افزایش تخم ریزی کپور ماهیان در تالاب رخ می دهد. در تخصیص آب محیط زیست ممکن است شامل مدیریت استراتژی آب برای کنترل گونه های مهاجم باشد. به همین ترتیب، اعتبارآب مورد نیاز برای زیست مندان درون تالاب می تواند منجر به اقدامات لازمی برای محافظت گونه ها یا جوامع در خطر انقراض در تالاب باشد.

برای تعیین نیاز زیست محیطی تالاب ها، هنوز رو ش های توسعه یافته آن‌قدر متنوع و گسترده نبوده است که بتوان این تقسیم بندی را به صورت مشخص برا ی انواع تالا ب ها قائل شد. در مورد انواع تالاب ها (تالاب های تغذیه شونده از آب سطحی، زیرزمینی، تالاب های ساحلی و غیره) در مراجع مختلف بیان شده است که لازم است ویژگی های خاص آن‌ها در قالب اصول کلی مدنظر قرار گیرد. به عنوان مثال در توسعه معادلات بیلان آب در هر یک از انواع مذکور ممکن است ترم های خاصی وزن بیشتری داشته باشند .از این رو، رو ش های مختلف در قالب چندرویکرد کلی مورد طبقه بندی قرار می گیرند. البته در کنار سه رویکردی که قدری زمان بر و پرهزینه هستند و در عین حال از دفاع پذیری علمی برخوردارهستند، روش استفاده از تصاویر ماهواره ای می تواند جایگزین استفاده غیر وابسته از مشاهدات و تخمین تعادل آب صورت گیرد (Kirby et al., 2008; Van Dijk et al., 2008) در استرالیا دامنه وسیعی از این تکنیک نقشه ها مورد استفاده قرار می گیرد (Cooney, 1994; Sims, 1996; McCosker, 1999; Noyce and Nicolson, 1993; Brereton et al., 1996; Milne, 1998 Green et al. 1998).

۹-٤- رهاسازی ماهیان در منابع آب‌های داخلی و تالاب ها

رهاسازی ماهیان پرورش داده شده در هچری‌ها ویا جمع آوری شده از طبیعت یکی از مسایل مهم مدیریت‌های حفاظت از منابع و ذخایر آبزی است . مهم‌ترین اصل رهاسازی اطمینان از منفعت این عمل خصوصاً برای صید و صیادی و جلوگیری از صدمات اکولوژیک آن می باشد. اکوسیستم‌های آبی و صید و صیادی بوسیله انواعی از ابزارهای مدیریتی حمایت و حفاظت می‌شوند. این ابزارها شامل حفاظت و بازسازی زیستگاه‌ها ، صید وبرداشت منظم و کنترل شده، کنترل گونه های غیر بومی، آموزش عمومی، تحقیقات و ارزیابی و رهاسازی ماهیان می باشند. وقتی توجهات روی مسئله صید و صیادی است اولین مرحله تشخیص ماهیت مشکل است تا بتوان بهترین مدیریت را انتخاب و اعمال نمود. رهاسازی یکی از ابزارهای مهم اما هزینه بر در مدیریت‌های شیلاتی است. مدیریتی که به برنامه رهاسازی می اندیشد بایستی به روشنی پتانسیل همه جوانب را در نظر بگیرد و ارزیابی کند تا اطمینان حاصل کند که رها سازی مناسب ترین راه حل برای مشکل این منبع آبی خواهد بود. رها سازی ماهیان،حرکتی مدیریتی در مقابل کاهش ذخایر در محیط آبی آسیب دیده یا تحت تاثیر صید بی رویه است که بایستی در کنار سایر فعالیتهای مدیریتی از جمله کنترل صیادی و احیا و باز سازی زیستگاه انجام گردد.

زمانی‌که در یک تالاب رها سازی انجام می‌شود باید سایر عملکردها مورد ارزیابی قرار گیرند. مثلاً آگاهی از تلاش صیادی، چرا که در تالابی که رها سازی انجام شده است تلاش صیادی افزایش می یابد حتی اگر که رها سازی موفقیت آمیز نبوده باشد . لذا در تالاب هایی که رها سازی انجام شده ، ذخایر تحت تاثیر صید بی رویه قرار خواهند گرفت. همچنین ماهیان رهاسازی شده ممکن است با سایر گونه ها رقابت غذایی و زیستگاهی داشته باشند. لذا در کل دو جنبه مهم در رها سازی وجود دارد: ۱- ایجاد شرایط بهبود تولید مثل طبیعی: رها سازی به تولید مثل جوامع ماهیان کمک می‌کند و از نظر اکولوژیک و اقتصادی – اجتماعی می تواند سودمند باشد.۲- فراهم نمودن صیادی وابسته به هچری‌ها و آبزی پروری: رها سازی به رشد صنعت پرورش ماهی برای استفاده عموم کمک می‌کند.

-اصول مدیریتی مرتبط با رها سازی به‌شکل زیر خلاصه می‌شوند (Ontario Ministry of Natural Resources 2002):

- رهاسازی نقش مهمی را در اکوسیستم‌های آبی استان ایفا می‌کند. استان خوزستان دارای منابع آبی متنوعی است و اگر بتوان سلامت طبیعی اکوسیستم را حفظ کرد، تنوع بیولوژیک حفظ شده و می‌توان در کنار افزایش فرصت‌ها، منفعت را نیز به‌دست آورد.
- تاکید مدیریت‌ها بر تداوم افزایش تولید مثل جوامع ماهیان بومی منطقه خواهد بودکه با کمترین هزینه از نظر اجتماعی – اقتصادی سودمند باشند .
- برنامه رها سازی باید بر اساس دانش و اطلاعات در دسترس انجام گردد.

•استفاده از گونه ماهیان پرورشی در رها سازی نباید جایگزین حفاظت و بازسازی زیستگاه‌ها یا کنترل برداشت و صید منظم باشد.

•هیچ‌گونه رها سازی نباید بدون آگاهی کامل از پارامترهای بیولوژیک، شیمیایی و فیزیکی محیط انجام گردد.در بحث رهاسازی باید مسئولانه با مسائل اکولوژیک برخورد کرد و اگر نمی توان تاثیرات اکولوژیک آن را حذف نمود بایستی آن‌ها را به حداقل رساند.

•رهاسازی باید همراه با طرح‌های مدیریت منابع انجام شود و مشاوره سایر مدیریت‌ها ضروری است.

•اهداف رها سازی باید به روشنی مشخص باشد و انجام پایش برای موفقیت الزامی است.

•برای تعداد ماهیانی که در دریاچه، رودخانه و تالاب می توانند تولید یا حمایت شوند محدودیت بیولوژیک وجود دارد. رها سازی ماهیان بیش از این محدوده طبیعی نمی تواند بطور معنی داری برداشت صیادی را بدنبال داشته باشد اما می‌تواند موجب بی ثباتی جوامع ماهیان گردد.

•گونه های پرورشی نمی توانند به همه منابع آبی رها سازی شوند چرا که امکان رقابت و یا تولید هیبرید با گونه های بومی وجود دارد و به انقراض و خطر نابودی گونه های بومی ختم می‌گردد.

•در هر بدنه آبی که رها سازی انجام می‌شود باید برای عموم در دسترس باشد و مشکل در دسترسی، ممکن است بسته به فصل و نوع محیط آبی ایجاد گردد و برای منابع آبی خصوصی نمی توان ماهی تولید و رها سازی کرد.

•برنامه رها سازی ماهیان باید مورد ارزیابی قرار گیرد تا اطمینان حاصل شود که دستیابی به اهداف در مسیر هزینه اثر بخشی صورت می‌گیرد.

-معرفی گونه ها

معرفی هر گونه ماهی باید به‌دقت ارزیابی شود تا از وقوع خطرات و تهدیدات برای سلامتی و تولیدمثل گونه های موجود در محیط جلوگیری شود . در معرفی گونه چندین عامل بایددر نظر گرفته شود:

- باید فهرست گونه های دریاچه یا تالاب بر اساس استانداردها به روز شود.

- نیاز معرفی گونه باید طی یک برنامه منظم مدیریت شیلات مورد بررسی قرار گیرد و به مشورت عموم گذاشته شود.

- آب‌های کاندید شده برای رها سازی باید به حد کافی ایزوله باشند به‌طوری‌که گسترش گونه ها به سایر منابع غیر محتمل باشد.

- ارزیابی محیطی باید برای تمامی طرح‌های رها سازی انجام شود و توجه به مناسب بودن بدنه آبی برای گونه های مورد نظر، پتانسیل اثرات گونه ها بر روی جوامع زیستی محیط آبی و تمایل عمومی برای گونه های رها سازی شده بسیار مهم است. بطور ایده آل گونه رها سازی شده باید چنین ویژگی‌هایی را داشته باشد:

•گونه باید در بخشی از سطح غذایی باشد که اعضای آن در سیستم حضور داشته باشند.
•گونه باید کنج اکولوژیک محدودی داشته باشد و از محدود موجودات شکار در محیط مصرف نماید.
•گونه باید قادربه حرکت اندک و محدود باشد و خطر گسترش به سایر منابع را نداشته باشد.
•گونه باید عاری از عوامل بیماری‌زا باشد.
•پیشنهاد می‌گردد که چند سالی صید ممنوع گردد تا جمعیت بتواند در اکوسیستم به ثبات برسد.

رهاسازی گونه های پرورش یافته در هچری‌ها در آب‌هایی که صیادی وابسته به تولید طبیعی ذخایر آن منبع می باشد، ضرورتی ندارد. شواهدی وجود دارد که رها سازی گونه های غیر بومی به محیط‌هایی که گونه های بومی تولید مثل طبیعی خود را دارند خطرات اکولوژیک جدی را به‌همراه داشته است علاوه بر این‌که سود حاصل از رها سازی بسیار اندک خواهد بود. منبع آبی باید از نظر تولید مثل طبیعی گونه های بومی قبل از رهاسازی ماهیان مورد ارزیابی دقیق قرار بگیرد. رها سازی نباید به‌عنوان مکملی برای یک جمعیت، در جایی که شرایط برای تولید مثل طبیعی گونه های بومی وجود داشته و قادر به حفظ جوامع ماهیان در حد مطلوب می باشند مورد توجه قرار گیرد.

به جنبه های ژنتیکی باید دقت شود و سن و سایز گونه های رها سازی شده بسیار مهم است. گونه هایی در سایز بزرگ‌تر بهتر از کوچک‌تر ها در محیط می‌مانند . تعداد گونه های رها سازی شده باید مساوی و یا کمتر از ظرفیت محیط برای جمعیت ماهیان جوان باشد. تعداد گونه هایی که رهاسازی می‌شوند و تعداد ماهیان رهاسازی شده در یک محیط آبی بستگی به تعداد عواملی دارد که شامل نوع گونه رهاسازی شده، سایز بدنه آبی و میزان موفقیت رهاسازی‌های قبلی است جدول ۴-۱۰.

علاوه بر ارزیابی های محیطی باید ملاحظاتی در بحث قضایی مسئله انجام شود خصوصا اگر پای سایر کشورها، استانها و یا حتی وزارتخانه‌ها در میان باشد.

جدول٤-١٠- اهداف رهاسازی و روش‌های ارزیابی

روش ارزیابی	اهداف و اصول رها سازی	هدف رهاسازی
-حضور و فراوانی نسبی ذخایر تخم ریزی شده - شواهدی از بازگشت پذیری طبیعی - دستیابی به منافع اکولوژیک مورد نظر -بهبود فرصت‌های صیادی	پایه گذاری یک جمعیت به منظور حصول منفعت در ارتباط با گونه	معرفی گونه
بازسازی و ترمیم جوامع تخم ریزی شده و بازگشت پذیری طبیعی نسبت ماهیان پرورشی به ماهیان طبیعی در جمعیت	بازسازی ذخایر ماهیان تخریب شده به حدی که فراوانی بالغین در حد تولید مثل در سطح تولید محصول پایدار	بازسازی زیستگاه برای گونه های بومی / یا گونه های خنثی

روش ارزیابی	اهداف و اصول رها سازی	هدف رهاسازی
پایه گذاری مجدد صید و صیادی	باشد.	
-حفظ یا افزایش فرصت‌های ماهیگیری محلی -در آمد اقتصادی مستقیم (هزینه:سود) -بهبود تنوع در فرصت‌های ماهیگیری به سمت اهداف مدیریت‌های شیلاتی منطقه	بهبود فرصت‌های صیادی وابسته به هچری‌ها در قالب روش هزینه-اثربخشی	ذخایر غیر طبیعی (شامل مکمل، ریختن -و-گرفتن و ریختن- و- رشد- و -گرفتن)
تعیین روش‌های اندازه گیری خاص پروژه های مختلف	افزایش دانش مورد نیاز در ارتباط با رها سازی	تحقیقات
-فراوانی نسبی(**CUP**)ماهیان بالغ -تغییرغیر قابل سنجش در فرکانس‌های اللی جمعیت معرفی شده نسبت به ذخیره دهنده -تغییر غیر قابل سنجش در ویژگی‌های تاریخچه حیات مانند سرعت رشد، سن بلوغ و زمان فعالیت تولید مثلی	حفظ ژنتیک ذخایر ماهیان محیط آبی، در مقابل کیفیت زیستگاه و سایر پارامترهای ممانعت کننده در حفظ محصول پایدار، بوسیله ایجاد یک مخزن ژنی در یک دریاچه یا تالاب پناهگاهی. هدف از این کار حفظ ذخایر بومی تا زمان امکان احیای محیط	حفظ ذخیره

چند سالی است که مدیریت شیلات به بحث رها سازی ماهیان در منابع آبی استان خوزستان و خصوصاً تالاب های استان پرداخته و برنامه هایی را از سال ۱۳۸۸ به اجرا در آورده اند. شواهدرو به رشدی وجود دارد که نشان می‌دهد جمعیت و تنوع گونه های منابع آب‌های شیرین استان از جمله تالاب ها رو به کاهش است (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۹۲). عوامل متعددی در این کاهش دخالت دارند ، تخریب زیستگاه، معرفی گونه های غیر بومی و صید بی رویه از جمله این عوامل هستند. در سال‌های اخیر (از ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۲)، اداره کل شیلات خوزستان اقدام به رهاسازی گونه های بومی در تالاب هورالعظیم نموده است و هدف از رهاسازی، حفاظت از گونه های بومی تحت فشار صیادی بوده است.گونه های بومی بنی، شیربت، گطان، عنزه، برزم و ماهیان پرورشی فیتو فاگ و بیگ هد از گونه های رها سازی شده بوده اند. در جدول ۴-۱۱ اطلاعات تعداد و نوع گونه های رهاسازی شده در تالاب هورالعظیم در سال‌های مختلف ارائه شده است. بیشترین درصد رها سازی متعلق به گونه های بومی بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) و گطان (*LucioLuciobarbus xanthopterus*) بوده اند. همان طور که در بخش ماهی شناسی این مطالعه مشاهده شد، در ترکیب صید ماهیان هورالعظیم بیشترین درصد متعلق به گونه های حمری (*Carasobarbus luteus*) با ۲۸ درصد و بنی (*Mesopotamichthys sharpeyi*) با ۲۴ درصدگزارش شده است.

جدول٤-١١- آمار رها سازی بچه ماهیان گونه های مختلف در تالاب هورالعظیم در سال‌های مختلف (۹۲-۱۳۸۸) (به هزار قطعه) (منبع اداره کل شیلات خوزستان)

گونه / سال	بنی	شیربت	گطان	عنزه	برزم	فیتوفاگ	بیگ هد	جمع
۱۳۸۸	۳۰۷۸	۲۲۶	۴۸۴	-	۹۶	۴۶۰	۱۱۴	۴۴۵۸
۱۳۸۹	۸۱۶	۳۲۴	۱۹۱۵	۹۵	۵۰۰	۲۳۷۶	۵۰	۶۰۷۶
۱۳۹۰	۱۲۹۵	۱۰۷۵	۲۳۷۸/۵	۵۰۱	۳۴۰/۵	۱۵۸۵	۱۰۰	۷۲۷۵
۱۳۹۱	۴۰۲۵	۱۰۸۰	۷۳۲	۹۳۲	۵۱۰	–	-	۷۲۷۹
۱۳۹۲	۱۵۹۸	۵۷۳	۲۲۹۶	-	-	۲۲	-	۴۴۸۹
درصد	۳۶/۵۵	۱۱/۰۸	۲۶/۳۸	۵/۱۶	۴/۸۸	۱۵/۰۲	۰/۸۹	۲۹۵۷۷

اما از آنجائی‌که تا کنون پایش منظمی به منظور ردیابی گونه های مختلف و ارزیابی تاثیر رهاسازی بر میزان ذخیره، صید و اکوسیستم انجام نشده است نمی توان نقش رها سازی گونه های بومی و پرورشی را توصیف کرد. متاسفانه منبع معتبری دال بر میزان ذخیره گونه های مختلف بومی هورالعظیم در سال‌های پیش از این وجود نداردکه بتوان در مقایسه با شرایط فعلی مقایسه ای را کمی و کیفی انجام داد. با توجه به مبانی مطرح شده در بحث رها سازی و این‌که انجام هر گونه پروژه رها سازی نیاز به ارزیابی‌ها و پیش نیازهایی دارد که تاکنون به-طور جدی در برنامه رهاسازی مدیریت شیلات استان اجرا نشده است. لذا توجه به ابزار رها سازی در حفاظت از ذخایر و بهبود صید و صیادی، نیازمند طی نمودن تمامی مراحل اصولی و ضروری برای اجرای پروژه های رهاسازی می باشد. همچنین با توجه به مبانی رها سازی ماهیان و با توجه به ارزش زیستی بالای تالاب های استان، جایگزین نمودن رها سازی به جای اجرای طرح‌های مدیریتی حفاظت و بازسازی زیستگاه و کنترل صید و صیادی مردود بوده و تلاش برای اجرای طرح‌های احیا و حفاظت از تالاب تا بازگشت به شرایط مطلوب برای حیات گونه های بومی ضروری تر می باشد.

۱۰-٤- تهدیدات و آلودگی‌های زیست محیطی تالاب هورالعظیم

هور العظیم چون تالاب های دیگر استان خوزستان به لحاظ بهره گیری مفرط از توانایی های آن توسط ساکنین حاشیه و شهرهای نزدیک آن و همچنین تخریب ها و تغییرات ایجاد شده در دوران جنگ تحمیلی به وسیله کشورهای ایران و عراق و حتی بعداز جنگ توسط دولت عراق که با انحراف آب رودخانه فرات همراه بوده است صدمات جدی را متحمل شده و بیم آن می‌رود که چنانچه اقدامی در جهت کاهش مشکلات صورت نگیرد در آینده شاهد نابودی تالاب باشیم. عوامل متعددی تالاب هورالعظیم را مورد تهدید و تخریب قرار داده اند که در زیر به عمده ترین این عوامل اشاره می شود.

- وقوع جنگ

وقوع جنگ یکی از عوامل تخریب محیط زیست و انهدام دستاورد سال‌ها تلاش انسان‌ها می باشد. احداث جاده های دسترسی، ایجاد خاک ریزی های طویل و عریض و کانال‌های مختلف و ساخت پناهگاه امن برای نیروهای درگیر و همچنین ایجاد محل‌هایی جهت استقرار ادوات جنگی غالباً با دگرگونی سیمای محیط زیست و جابجایی میلیون‌ها تن خاک همراه است که همین امر باعث دگرگونی نابود کننده اکوسیستم های مناطق جنگ زده است. علاوه بر این بکارگیری مواد منفجره مختلف و انفجارات آتشبارها و ایجاد آتش سوزی های مکرر و استفاده از مواد شیمیایی صدمات جدی و بعضاً غیر قابل جبرانی به اجتماعات انسانی از یکسو و از سوی دیگر نابودی گونه های متنوع گیاهی و جانوری را به دنبال داشته و خواهد داشت. هور العظیم به لحاظ قرارگیری در قلب جنگ تحمیلی آسیب های فراوانی را تحمل نموده است(آلبودویرج، ۱۳۸۹)

برخی از تغییرات صورت گرفته ناشی از وقوع جنگ در هور عبارتند از:

- احداث جاده‌های شمال به جنوب هور مثل جاده شهید باکری
- احداث جاده فتح بین طلایه تاپیچ کوشک
- احداث جاده‌های نظامی بین کوشک تا شلمچه
- احداث جاده‌های مختلف تا عمق تالاب هور جاده استانداری
- گسترش جزیره مجنون از طریق خشک کردن تالاب و تبدیل جزیره مجنون به شبه جزیره مجنون
- خشک کردن بخش قابل توجهی از هور به وسیله کشور عراق

- سموم کشاورزی

یکی دیگر از عوامل آلاینده در تالاب استفاده از سموم کشاورزی به خاطر افزایش تولید درسطح و مبارزه با آفات کشاورزی و علف‌ها می باشد. این مواد سمی بوسیله زهاب از طریق زهکش های مزارع به آآب‌های سطحی و آب‌های زیر زمینی نفوذ کرده و آن‌ها را آلوده ساخته است. آغشته شدن آب‌ها به سموم نه تنها کیفیت آن‌ها را تغییر داده بلکه از طریق نفوذ در بدن ماهیان وارد بدن انسان ها شده و زمینه ساز انواع بیماری‌ها می‌شود.

توسعه کشاورزی در اطراف هور العظیم که به ناچار با مصرف سموم کشاورزی همراه بوده است در دراز مدت کیفیت آب هور را در مسیر کم بازدهی و سپس نابودی سوق خواهد داد. از این‌رو کنترل و پالایش زهاب کشاورزی از سموم، از ضروریات اعمال مدیریت تالاب هور العظیم به منظور حفاظت و بهره وری پایدار از این منبع خدادادی اهمیت دارد (آلبود ویرج ۱۳۸۹).

- توسعه و اجرای پروژه های عمرانی

یکی دیگر از عوامل تهدید کننده تالاب اثرات سوء ناشی از توسعه و اجرای پروژه های عمرانی می‌باشد، بدون شک احداث سد کرخه بر روی رودخانه کرخه از اقدامات عمرانی بسیار ارزنده می‌باشد، ولیکن از آن‌جا که حیات طبیعی هورالعظیم وابسته به جریان رودخانه کرخه و کیفیت آب این رودخانه می‌باشد بنابراین مقدار آب و کیفیت آب کرخه اهمیت فراوانی در حفاظت هور العظیم دارد. همچنین احداث دایک مرزی و پیشرفت های امنیتی به ویژه در ساخت خاکریزهای ویژه در حواشی دایک مستقر درتالاب هورالعظیم، احداث سنگر و تاسیسات نظامی و پایگاه های نظامی – امنیتی در مناطق رفیع- شط علی و تغییر مکانی بناهای به جامانده از دوران جنگ تحمیلی و مرمت و بازسازی و بهینه سازی آنان توسط یگان های ارتش و امنیتی مستقر در منطقه آسیب چشمگیری به محیط زیست تالاب هورالعظیم وارد نموده است.

امروز با تغییرات عمرانی، احداث جاده های نظامی و دسترسی به مناطق مختلف تالاب هورالعظیم تغییرات اساسی در نظام هماهنگ و طبیعی تالاب به وجود آورده است. فعالیت های اقتصادی – انسانی همچون گسترش و توسعه ی مناطق نفت خیز جنوب و آلودگی های صنعتی عمرانی از دیگر عوامل محدود کننده و آسیب رسان به محیط زیست تالاب هورالعظیم می باشند. توسعه ی میدان نفتی آزادگان در محدوده ی تالاب هورالعظیم و متاسفانه حمایت قاطع از این‌گونه فعالیت ها بدون توجه اساسی به طبیعت فعالیت های صورت گرفته از حیث زیست محیطی آسیب چشمگیری به طبیعت تالاب هورالعظیم وارد نموده است. از جمله عوامل دیگر تهدید کننده تالاب می‌توان به :

- مشترک بودن با کشور عراق
- تخریب زیستگاه های موجود
- تغییرات کیفیت آب (ناشی از بالا دست حوضه)
- تغییر در میزان آب ورودی
- آتش سوزی های خود به خود تالاب
- جنگ ۸ ساله ایران و عراق
- وجود سایت های خاص در مدیریت منطقه به دلیل نظامی بودن
- وجود شبکه های آبیاری و زهکشی بالادست
- برداشت نی توسط ساکنین و روستائیان اطراف
- صید و شکار ماهیان و پرندگان و استفاده از روش‌های غیر مجاز صید و سمی نمودن آن‌ها
- تغییر کاربری اراضی و تبدیل به مناطق مسکونی، زمین های کشاورزی و ...
- جایگزینی گونه های بومی و ارزشمند منطقه توسط گونه های مهاجم و کم ارزش
- عدم انجام مطالعات ارزیابی طرح‌ها و پروژه های عمرانی بالاخص ملی

اجرای پروژه ملی در سطح وسیع از جمله ایجاد تاسیسات نفتی و حفر چاه‌های نفت طرح توسعه میدان نفتی آزادگان، فعالیت‌های عمده اقتصادی، کشاورزی و پرورش و همچنین افزایش شهر نشینی، توسعه و گسترش صنایع و کارخانجات و کارگاه‌های صنعتی کوچک و بزرگ

مسئولان حفاظت محیط زیست در سال‌های جنگ به حفظ تالاب توجهی نداشتند و در همان سال‌ها ۲۲ سد و ۱۹ نیروگاه بر روی رودخانه دجله احداث شد که حجم بالای آب ورودی به تالاب هورالعظیم را کاهش داد. عوامل دیگر نیز در تخریب تالاب هورالعظیم نقش داشتند که از مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به وارد شدن پساب آلوده صنایع نیشکر به تالاب اشاره کرد که البته بعد از مدتی سازمان حفاظت محیط زیست از ادامه این روند جلوگیری کرد. اگرچه امروز دغدغه جنگ وجود ندارد اما این تالاب جزء تالاب های ثبت نشده در سازمان حفاظت محیط زیست است که به‌همین دلیل نمی توان انتظار داشت تا به حفظ و پایداری آن توجه ویژه ای شود.

۱۱-٤- ارزیابی تالاب هورالعظیم

برای ارزیابی تالاب ها معیارها و ضوابط مختلفی تعیین شده است که بر اساس ضوابط تعیین شده برای معیارهای مورد نظر و درجه شدت آن‌ها، امتیازی از صفر تا پنج را به خود اختصاص داده اند. معیارهایی که برای ارزیابی تالاب ها از حیث عوامل تهدید مورد توجه قرار داده شده اند به قرار زیر می باشند :

- تالاب در معرض تهدید آلودگی صنعتی، کشاورزی و خانگی
- تالاب در معرض بهره وری بی رویه از پرندگان
- تالاب در معرض بهره وری بی رویه از آبزیان، نی بری و چرای دام
- تالاب در معرض بهره وری بی رویه از آب
- تالاب در معرض تخریب و تبدیل اراضی
- تالاب در معرض احداث سد
- تالاب در معرض زهکشی
- تالاب در معرض تهاجم گونه های بیگانه
- تالاب در معرض بهره برداری شن و ماسه و سایر مواد معدنی مانند نمک و ...
- تالاب در معرض احداث جاده و تجزیه شدن قرار دارد.

عدد صفر در هریک از معیارها معرف آن است که تالاب فاقد هر گونه عامل تهدید کننده می باشد و عدد پنج معرف میزان بیشترین تهدید تالاب است. در جدول ۴-۱۲ نتیجه ارزیابی تالاب هورالعظیم با معیار عوامل تهدید کننده نمایش داده شده است.

جدول ٤-۱۲- ارزیابی تالاب هورالعظیم بر اساس معیار عوامل تهدید

ردیف	عوامل تهدید تالاب	امتیاز
۱	آلودگی صنعتی، کشاورزی و خانگی	۱
۲	بهره وری بی رویه از پرندگان	۵
۳	بهره وری بی رویه از آبزیان، نی بری و چرای دام	۵
۴	بهره وری بی رویه از آب	۵
۵	تخریب و تبدیل اراضی	۵
۶	احداث سد	۳
۷	زهکشی	۰
۸	معرفی گونه های بیگانه	۵
۹	کانال کشی	۰
۱۰	جاده سازی	۵
	امتیاز کل	۳۴

- معیار ماهیان

یکی دیگر از معیارها که جهت ارزش‌گذاری تالاب ها مورد استفاده قرار می‌گیرد ارزیابی بر اساس معیار ماهیان موجود در تالاب می‌باشد . جهت ارزیابی تالاب ها از لحاظ ماهی موارد ذیل مورد توجه قرار می‌گیرد:

۱. تالاب دارای گونه های متنوع از ماهیان

۲. تالاب محل تخم گذاری ماهیان

۳. تالاب محل رشد ماهیان و محلی برای گذران دوره زیستی حساس

۴. تالاب دارای گونه های اندمیک

۵. تالاب دارای گونه های در خطر تهدید

جدول ٤-۱۳- معیار امتیاز دهی جهت ارزیابی تالاب ها از لحاظ ماهی

		امتیاز			امتیاز
تنوع گونه های ماهی	تالاب بدون گونه ماهی	۰	محل تخم گذاری ماهیان	تالاب بدون گونه ماهی تخم ریزی کننده	۰
	تالاب با ۱ یا ۲ گونه ماهی	۱		تالاب یک گونه ماهی تخم ریزی کننده	۱
	تالاب با ۳ یا ۴ گونه ماهی	۲		تالاب دو گونه ماهی تخم ریزی کننده	۲
	تالاب با ۵ یا ۶ گونه ماهی	۳		تالاب سه گونه ماهی تخم ریزی کننده	۳
	تالاب با ۷ یا ۸ گونه ماهی	۴		تالاب چهار گونه ماهی تخم ریزی کننده	۴
	تالاب با ۹ گونه ماهی	۵		تالاب پنج گونه ماهی تخم ریزی کننده	۵
محل رشد ماهیان و محلی برای گذران دوره زیستی حساس	تالاب بدون پرورشگاه ماهی	۰	تالاب دارای گونه های اندمیک	تالاب بدون گونه های اندمیک	۰
	تالاب پرورشگاه یک گونه ماهی	۱		تالاب با یک گونه ماهی اندمیک	۱
	تالاب پرورشگاه دو گونه ماهی	۲		تالاب با دو گونه ماهی اندمیک	۲
	تالاب پرورشگاه سه گونه ماهی	۳		تالاب با سه گونه ماهی اندمیک	۳
	تالاب پرورشگاه چهار گونه ماهی	۴		تالاب با چهار گونه ماهی اندمیک	۴
	تالاب پرورشگاه پنج گونه ماهی و بیشتر	۵		تالاب با پنج گونه ماهی اندمیک	۵
تالاب بر اساس گونه های در معرض خطر تهدید	تالاب بدون گونه ماهی در معرض خطر	۰			
	تالاب یک گونه ماهی در معرض خطر	۱			
	تالاب دو گونه ماهی در معرض خطر	۲			
	تالاب سه گونه ماهی در معرض خطر	۳			
	تالاب چهار گونه ماهی در معرض خطر	۴			
	تالاب پنج گونه ماهی در معرض خطر	۵			

با توجه به جدول ۴-۱۳ و ارزیابی انجام شده بر اساس معیار ماهیان، برای تالاب هورالعظیم جمعا امتیاز ۲۱ حاصل شده است و در جدول ۴-۱۴ نتایج حاصل از ارزیابی تالاب هورالعظیم بر اساس معیار ماهیان ارائه شده است.

جدول ٤-۱٤- ارزیابی تالاب هورالعظیم بر اساس معیار ماهیان

ارزیابی تالاب از لحاظ ماهی	امتیاز
تنوع گونه‌های ماهی	۵
محل تخم‌ریزی ماهیان	۵
محل رشد ماهیان و محلی برای گذران دوره زیستی حساس	۵
تالاب دارای گونه‌های اندمیک	۳
تالاب بر اساس گونه‌های در معرض خطر تهدید	۳
امتیاز کل	۲۱

- معیار اقتصادی – اجتماعی

تالاب ها علاوه بر نقش مهمی که در چرخه اکولوژیک و زنجیره حیاتی طبیعت ایفا می کنند، دارای سودمندی اقتصادی – اجتماعی فراوانی به قرار زیر می‌باشند:

-برداشت پرندگان

-برداشت آب

-برداشت آبزیان و ماهیان

-برداشت علوفه و سایر فرآورده ها

-تفرج

بر اساس موارد فوق، ارزش تالاب ها از دیدگاه اقتصادی و اجتماعی مورد ارزیابی قرار گرفته و از صفر تا پنج وزن گذاری شده اند. تالاب هورالعظیم از بین این ارزش‌ها فقط امتیاز مربوط به تفرج را نگرفته است و در سایر ارزش‌ها امتیاز بالای پنج را گرفته است و در مجموع بر اساس این معیارها امتیاز کل ۲۰ را به خود اختصاص داده است.

- معیار موقعیت حفاظتی

از عوامل مهمی که قادر است بر روی تندرستی اکولوژیکی تالاب ها اثر بگذارد برخورداری آن‌ها از عناوین حفاظتی رسمی است. اگرچه صرف داشتن عناوین رسمی حفاظتی به تنهایی قادر نخواهد بود موجودیت تالاب را برای مدت طولانی حفظ کند، اما بررسی های به عمل آمده نشان داده است که تالاب‌های دارای عنوان حفاظتی به مراتب بهتر از تالاب‌های فاقد این عناوین حفاظت گشته و آثار حفاظت در مقایسه با مناطق بی پشتوانه کاملاً مشهود است. در ارزیابی تالاب ها و بر اساس موقعیت حفاظتی هر یک از تالاب ها، معیارهای زیر برای تعیین جایگاه تالاب ها از لحاظ حفاظتی در نظر گرفته شده است:

-پارک ملی

-پناهگاه حیات وحش و منطقه حفاظت شده

-ذخیره گاه زیست‌کره

-تالاب بین‌المللی

-منطقه شکار ممنوع

-بدون حفاظت

هر تالاب با توجه به این معیارها از صفر تا پنج وزن گذاری شده‌اند. متاسفانه تالاب هورالعظیم هیچ یک از عناوین حفاظتی زیر را نداشته و امتیاز صفر را به خود اختصاص داده و این تالاب فاقد هر گونه عنوان و پشتوانه حفاظتی است.

بطورکلی با توجه به معیارهای پنج‌گانه مورد بررسی کسب امتیاز صد برای تالاب هورالعظیم نشان دهنده ارزش و اهمیت تالاب از لحاظ جلب پرندگان، ماهیان و ارزش‌های اقتصادی- اجتماعی می‌باشد البته این رده بندی بر اساس توان و توانایی‌های بالقوه تالاب صورت گرفته است.

مرزی بودن تالاب هورالعظیم، به‌عنوان یک عامل بازدارنده، اجرای طرح‌های مدیریتی یکپارچه را غیر ممکن کرده است و به همین خاطراین تالاب با وجود برخورداری از جایگاه در خور اعتنا با توجه به معیارهای پنجگانه از داشتن طرح مدیریت محروم می‌باشد. در ادامه به برخی از روش‌های مدیریتی جهت بهبود کیفیت آب تالاب اشاره می‌شود.

- روش های مناسب اعمال مدیریت جهت بهبود کیفیت آب تالاب

همان‌طور که گفته شد مدیریت به معنی علم و هنر برنامه‌ریزی، سازمان‌دهی، هدایت و انگیزش، و هماهنگی و کنترل فعالیت‌های یک مجموعه، مطابق با اهداف و برنامه‌هایی از قبل تعیین شده می‌باشد، و اهداف نهایی از مدیریت در تالاب این است که منابع و ظرفیت‌ها و نیز نیازهای تالاب، ارزش‌ها و خصوصیات آن به صورت پایدارمحفوظ بماند. به‌منظور اجرای چنین برنامه‌ای ناگزیر باید همه عوامل اصلی در سطح حوضه آب‌ریز که بر تالاب اثر می‌گذارند و یا مجموعه عوامل اثر پذیر از تالاب مورد توجه قرارگیرند.

-کنترل فعالیت‌های مخرب

عدم آشنایی عده ای، و نیز سود جویی برخی دیگر، خواسته و ناخواسته ممکن است آسیب های جدی به منطقه وارد آورد. غنی بودن تالاب از امکانات بالقوه موجود و استفاده سودجویان از این منابع در کوتاه و یا دراز مدت، خطری است که اکوسیستم تالاب را تهدید کرده و باعث گسستگی در زنجیره‌ی موجودات زنده تالاب شده و توازن موجود بین موجودات زنده و غیر زنده تالاب را از بین می‌برد.

حذف گونه ای خاص ازچرنده یا پرنده ،گیاه یا جانور، برداشت، ایجاد محیط آلوده،گونه های تغذیه کننده و تغذیه شونده را در معرض خطر و نابودی قرار می‌دهد.

لذا ترویج فرهنگ استفاده مناسب از محیط تالاب، در نزد افراد متفاوت، به‌ویژه ساکنین روستاهای مجاور، و استفاده کنندگان مستقیم آن، نتایج فعالیت‌های مخرب را، که بیش از همه، خود آن‌ها و محیط را با خسران روبرومی سازد را کاهش می‌دهد.

- برنامه ریزی پایش و کنترل کمی و کیفی در تالاب هور العظیم

احیاء و حفظ محیط زیست با شناسایی و پایش نقاط مشکوک به آلودگی، نقاط و محل‌های مهم از نظر ورود آلاینده‌ها و یا مصارف با اهمیت، آغاز می‌شود. اگر اقدامات پایشی آلوده بودن مکان مورد نظر را نشان دهد، بلافاصله اجرای اصلاح و پاکسازی و مراقبت مجدد مورد نیاز خواهد بود. درچنین حالتی بدنبال اجرای برنامه‌های

کنترل و کاهش آلودگی برنامه پالایش نیز تنظیم و اجرا می‌گردد. با شروع اجرای برنامه پایش، تداوم آن تا زمان تحقق اهداف پاکسازی ضروری می‌باشد. برنامه پایش یک فرایند سیستماتیک مستمر می باشد و داده ها ی آن باید به صورت مداوم بررسی گردیده و برنامه پایش نیز برای دستیابی به اهداف پروژه بر اساس تعداد نقاط پایش، تواتر پایش، پارامترهای پایش، روش‌های نمونه برداری، ارزیابی داده‌ها و گزارش بهینه‌سازی گردد.

۱۲-٤-آلایندهای موجود در تالاب

آلاینده‌هایی که در حال حاضر زیست بوم تالاب را تهدید می کنند و انتظار ایجاد شرایط بحرانی را در آینده‌ای نه چندان دور قوت می بخشد به دو بخش عمده تقسیم می گردند که عبارتند از:

الف) پس‌آب های کشاورزی : شامل کودهای حیوانی و شیمیایی و سموم

ب) پس‌آب ها و پسماندهای شهری -روستایی و صنعتی

از اثرات زیست‌محیطی بالقوه منفی زه آب های کشاورزی می‌توان به غلظت املاح و مواد مغذی و دیگر مواد شیمیایی مرتبط با محصولات در زه‌آب‌ها با زمان و میزان تخلیه و هم‌چنین استفاده از آفت‌کش ها و کود های شیمیایی در زراعت های متمرکز اشاره کرد. این مواد موجب تخریب زیست‌بوم‌های آبی در پایین دست می‌گردند. وجود موادی از قبیل مقادیر اندک عناصر کمیابی همچون آرسنیک، جیوه، سرب وکروم به علت پدیده انباشتگی در اندام زنده، برای گونه‌های آب‌زی مضر هستند.

در جهت کاهش اثرات زیان‌بار کمی و کیفی زه‌آب‌ها می‌توان تدابیر مدیریتی جداگانه‌ای اعمال کرد. درحالت اول می‌توان منبع آلودگی را از بین برد یا محدود نمود که یکی از کارآمدترین روش کمینه کردن مشکلات زیست‌محیطی زه‌آب در سطح مزرعه می‌باشد . این امر در نواحی تحت آبیاری از طریق مدیریت آب برای آبیاری بدست می آید. کار آیی بالا در آبیاری و پوشش مجاری انتقال آب آبیاری میزان زه آبی را که باید از مزرعه خارج شود کاهش می‌دهند .علاوه بر این کاربرد به‌هنگام و کارآیی کودهای شیمیایی و آفت کش‌ها یعنی مصرف نمودن آن‌ها فقط در مواقعی که ضروری است، نشت مواد شیمیایی را کاهش می‌دهد.

در حال حاضر برای دفع علف های هرز و سایر آفات، حجم بالایی از سموم و آفت کش‌ها استفاده می شود که هر کدام به نوبه خود اثرات خاص بر محیط دارند، جهت کاهش اثرات استفاده از این روش می توان از روش های مکانیکی، بیولوژیکی، استفاده از سموم در فصول مناسب، استفاده از طعمه مسموم جهت دفع آفات نیشکر به نحوی که سایر موجودات صدمه نبینند بهره جست.

این نکته ضروری است که سموم کلره از مسمومیت بالایی برخوردارند و در اکثر کشورها استفاده از آن‌ها ممنوع گردیده است، با توجه به اینکه در ایران از این سم هنوز استفاده می گردد، حتی المقدور باید سعی شود در دوران پر آبی و فصل بارش از این سموم استفاده نشود، زیرا قبل از اینکه این سم توسط گیاه و محیط خود پالایی شود وارد سفره آب زیر زمینی شده و آب را آلوده می سازد.

جلوگیری از مصرف بیش از حدکودهای ازته، سموم شیمیایی و علف کش‌ها همچنین می‌بایست از تخلیه مازاد سموم شیمیایی در زهکش ها جداً خودداری نمود.

از آن‌جا که عمل آب‌شویی و اصلاح اراضی باعث رسوب املاح در خاک و به سطح کشیده شدن نمک خاک می‌شود، پس این عمل باید در فصول پر آبی صورت پذیرد تا بتواند این املاح را با خود شسته و به منبع پذیرنده ببرد. رودخانه، تالاب، دریاچه از طرفی در فصول پر آبی غلظت املاح منابع پذیرنده آبی کمتر است، بنابراین با ورود این املاح صدمات کمتری به آن وارد می شود.

در حال حاضر از روش های آبیاری نشتی استفاده شود که در این روش میزان زیادی آب مصرف شده است و تاحدودی به هدر می رود همچنین مواد مغذی سطح خاک شسته شده و کیفیت خاک کاهش می یابد. به‌همین خاطر اصلاح روش‌های آبیاری موجود می‌تواند بسیار مفید واقع شود. از سایر اقدامات مدیریتی ،پس از تولید زه‌آب می‌توان به استفاده مجدد از پساب اشاره کرد که استفاده مجدد در صورتی مفید است که زه‌آب برای گیاهان مقاوم به شوری از کیفیت قابل قبولی برخوردار باشد.

- جلوگیری از ورود پساب ها

رعایت اصول ایمنی و بهداشت برای کلیه استفاده کنندگان و تمامی افراد که بنابر دلایل متعدد از جمله اقتصادی با تالاب مرتبط می شوند،کاملاً ضروری است. این در حالی است که در محیط آلوده ، گیاهان و جانوران موجودیت طبیعی خود را از دست داده و استفاده هایی که از آن‌ها مورد نظر است ، در آب هام قرار می‌گیرد. آب ورودی، هوای منطقه و عملکرد انسان در ماهیت تالاب و مطلوبیت آن اثر می گذارد لذا از ورود آب‌های سمی و فاضلاب تاسیسات و کارخانجات از طریق رودخانه و یا هر منبع دیگری بدون پیش تصفیه باید ممانعت به عمل آید، تا محیطی مناسب برای نشو و نموی زیستمندان آن فراهم گردد.

واضح است که آب با درجات آلودگی غیر اکولوژیکی، اثر سوء مستقیم در باروری محیط دارد و چون تجزیه و خنثی سازی آن به راحتی و در کوتاه مدت امکان پذیر نیست، عدم ثمر بخشی و نیز نازائی را در بسیاری از شرایط موجب می شود. در این حالت گونه های حساس، در معرض خطر قرار گرفته و گونه های مهاجم فرصت غلبه و اشتغال محیط را می یابند حاصل آن کاهش ارزش‌های اکولوژیکی، اقتصادی و فرهنگی تالاب خواهد بود.

۵-نتیجه گیری نهایی

منطقه مورد مطالعه در حد فاصل بین پر فشار جنب حاره ای و عرض های متوسط که محل عبور جبهه های قطبی می باشد واقع شده است. در فصل تابستان در این ناحیه از عبور جبهه و بارندگی خبری نبوده و تغییرات دما از روزی به روز دیگر چندان زیاد نمی باشد. به طور کلی بالا بودن ارتفاع خورشید، شیب جنوبی و پایین بودن عرض جغرافیایی از عواملی هستند که در بالا بودن دما در فصل تابستان و عدم بارش در این ناحیه دخالت دارند. منشا عمده بارش در منطقه، جریانات کم فشاری است که از مناطق غربی و دریای مدیترانه سرچشمه می گیرند. همچنین جریان کم فشار سودانی نیز منطقه را در پاره ای از زمان‌ها تحت تاثیر قرار می دهد. رژیم بارش منطقه، مدیترانه ای بوده و فصل بارش منطبق با ماه‌های سرد سال می باشد. هورالعظیم که تنها باقیمانده تالاب‌های بسیار بزرگ بین‌النهرین است در غرب استان خوزستان واقع است و به لحاظ تنوع‌زیستی فوق‌العاده غنی است و عمده منابع آبی تالاب از طریق رودخانه‌های کرخه، نیسان، سابله و نهرهای انشعابی تامین می‌شود. پیشینه تاریخی این تالاب ها نیز بسیار مورد توجه جهانیان است، بررسی‌ها نشان داده که این تالاب ها زمانی مساحت‌شان به دو میلیون هکتار می‌رسید و تقریبا یک‌سوم مساحت عراق را اشغال می‌کرد به طوری که از بالاتر از بغداد شروع شده و تا اروندرود ادامه می‌یافت. هورالعظیم که یک سوم در ایران و دو سوم آن در عراق واقع شده یکی از زیستگاه‌های حساس و مهم پرندگان مهاجر آبزی و بومی منطقه است و حواصیل، غاز پیشانی سفید، شغال، روباه، گربه جنگلی، سمور آبی، گراز، شیربت و انواع ماهی کپور از جمله حیات وحش منحصر به فرد این تالاب هستند.

بررسی و مقایسه تصاویر ماهواره ای مربوط به تالاب هورالعظیم در سال های ۱۹۷۰، ۱۹۹۰ و ۲۰۰۰ میلادی نشان می دهد که بیشترین ضربه به پیکر این تالاب ناشی از اجرای برنامه های سدسازی در دو کشور ترکیه و عراق بوده است. جریان هر دو رودخانه فرات و دجله به علت شرایط خشکسالی ها و وجود سیلاب های مخرب، نوسانات فصلی زیادی دارد به گونه ای که در تابستان مجموع جریان دو رودخانه در حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ متر مکعب بر ثانیه و در فصل بهار به بیش از ۵ هزار مکعب بر ثانیه می رسد. بارش حوزه آبریز کرخه در طی ۹ سال اخیر با کاهش ۱۳ درصدی مواجه شده که این موضوع باعث کاهش پتانسیل تجدید پذیر حوضه آبریز به میزان ۲۴ درصد شده است. همچنین رواناب حوضه آبریز کرخه در دوره ۹ ساله اخیر به میزان ۵۰ درصد کاهش یافته که کاهش باران و افزایش برداشت از منابع آبی سطحی و زیرزمینی در بالادست، به منظور استفاده در بخش کشاورزی از دلایل عمده این کاهش است. نیاز زیست محیطی هورالعظیم معادل ۱۲۸۳ میلیون متر مکعب در سال برآورد شده که در سال های اخیر به دلایل کاهش آب دهی تنها به طور متوسط به میزان ۲۸۴ میلیون متر مکعب از مقدار لازم در صورت اجرای کلیه طرح های توسعه منابع در حوزه کرخه تامین خواهد شد.

روند نابودی این بازمانده تالاب های بین النهرین بیش از یک دهه پیش با خشکاندن تعمدی توسط صدام در عراق و ساختن سد کرخه آغاز شد به طوری که برنامه محیط زیست سازمان ملل در سال ۲۰۰۲ خشک شدن آن

را یکی از دو فاجعه زیست محیطی قرن اعلام کرد و به کشورهای ایران و عراق نسبت به تبعات آن هشدار داد. اما از سال ۱۳۸۷ روند تخریب شدت گرفت به‌طوری‌که در این سال وزیران عضو کمیسیون اقتصاد در مقابل دیدگان سازمان حفاظت محیط زیست بیش از هفت هزار هکتار از اراضی تالاب را برای ۳۰ سال به وزارت نفت واگذار کردند تا عملیات اکتشاف و بهره برداری انجام دهد و از آن زمان هر روز خبر جدیدی از تخریب هورالعظیم به گوش می رسد. برای این‌که به تاسیسات نفتی آسیب نرسد و مخازن ۳، ۴ و ۵ تالاب برای فعالیت میدان های نفتی خشک نگه داشته شد و اجازه ورود آب به این قسمت ها داده نشد. بیشترین مشکل در محل فعالیت میدان نفتی یاران در حوضچه‌های دو و سه و بعد از آن هم میدان نفتی آزادگان است. از آنجایی‌که عملیات اکتشاف می بایست در زمین خشک انجام شود(چه در بخش جنوبی تالاب و چه در بخش شمالی تالاب)، به همین دلیل قسمت های آبدار تالاب هم خشکانده شد. بنابراین عمده خسارت ها به بخش شمالی تالاب که بخش زنده آن بود وارد شده است . چهار جاده جنگی تالاب هورالعظیم را به پنج حوضچه تقسیم کرده اند. جاده های 'طبر' و 'اکتشاف' و ده‌ها جاده فرعی با عرض ۹ تا ۲۰ متر که توسط وزارت نفت ساخته شدند، اما بیشترین تاثیر را روی اکوسیستم تالاب گذاشته اند.

با جمع بندی بخش های مختلف تالاب های هورالهویزه و هورالعظیم روند تغییرات در سطح تالاب همیشه در حال دگرگونی بوده است. بین سال‌های ۱۹۷۳ تا سال ۲۰۰۰ سطح تالاب در تالاب هویزه شدیداً افت می کند (UNEP, 2001; Richardson & Hussain 2006) و بین سال‌های ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۵ به یک ثبات نسبی می رسد و در سال ۲۰۱۰ با روند افزایشی سطح تالاب مواجه می شویم و مجدداً سطح تالاب در سال ۲۰۱۱ به ثبات قبلی می رسد. البته در تالاب هورالعظیم قدری متفاوت است به نحوی که از سال ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۰ روند کاهشی داشته و بین سالهای ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ به یک ثبات نسبی می رسد و مجدداً در سال ۲۰۱۰ با افزایش سطح مواجه شده و نهایتاً در سال ۲۰۱۱ به ثبات قبلی می رسد.

به طور کلی، کیفیت آب را مجموعه ای از متغیرهای فیزیکی، شیمیایی و زیست شناسی تعیین می‌کنند. این متغیرها کیفیت آب را، بسته به نوع استفاده از آب، تحت تأثیر قرار می‌دهند. در پرورش ماهی، معمولاً آبی دارای کیفیت مطلوب محسوب می‌شود، که بقا و رشد ماهیان را به بهترین وجهی تأمین کند و طبعاً فقط چند متغیر معدود بر آن حاکم هستند.

تالاب هورالعظیم از نظر طبقه‌بندی شاخص کیفیت آب در گروه سوم و کیفیت متوسط قرار می‌گیرد. به عبارت دیگر ایجاد تغییرات در مشخصات آب، شروع تغییرات در مکانیسم‌های طبیعی و جامعه زنده، تغییرات در بخش‌های ساختمانی به ویژه بستر آب، شروع تغییرات در رنگ و بوی آب در این تالاب در حال صورت گرفتن است وآب آن به‌شرط اتخاذ تمهیدات جدی، برای مصارف خانگی و صنعتی، پرندگان مهاجر، پستانداران و دوزیستان قابل استفاده بوده هم‌چنین این آب باعث کاهش بازدهی تولید مثل در ماهی‌ها و سایر گروه‌های جانوری می‌باشد. همچنین امکان وقوع تلفات مهره‌داران در برخی ایام سال در این تالاب وجود دارد. از نظر

میزان سختی، آب هورالعظیم جزء آب‌های خیلی سخت طبقه بندی می‌شود، بر اساس تقسیم بندی شوری (Boyd, 1990)، آب تالاب با میانگینی برابر ppt ۲/۹ جزء آب‌های لب شور با شوری کم و با توجه به تقسیم بندی آب‌ها از نظر میزان BOD5 (Tchobanglous,1991) و (منزوی، ۱۳۷۲) می‌توان آب این ایستگاه‌ها را در حد آب‌های نسبتا پاک دانست.

مقدار اکسیژن محلول که یکی از پارامترهای مهم آب می‌باشد در هور در حد مطلوب بوده و فقط در برخی از مناطق آن نسبتاً پایین می باشد که به نظر می رسد علت این امر قطع ارتباط آبی آن‌ها با سایر مناطق تالاب به علت زدن راه آسفالته جهت ارتباط با دکل‌های نفتی آزادگان می باشد که این امر منجر به محصور شدن آب این مناطق وکاهش اکسیژن محلول آن می شود. مقادیر گاز آمونیاک تالاب در حد مجاز بوده و از نظر میزان نوترینتها نیز در حد مطلوب میباشد و مقدار فسفات آن کمی بالاست. از آن‌جا که مقادیر pH در هورالعظیم عمدتاً در دامنه ۷ تا ۸ بوده است لذا مقادیر pH جهت رشد ماهیان در حد مطلوب می‌باشد(Swingle,1961). با توجه به نکات ذکر شده کیفیت آب تالاب هورالعظیم مطلوب می‌باشد.

در بررسی پلانکتون های تالاب هورالعظیم ۱۹۴ گونه فیتوپلانکتون که مربوط به پنج شاخه اصلی بودند، شناسایی گردید که شاخه دیاتومه‌ها دارای ۸۵ گونه، شاخه سیانوفیتا دارای ۵۹ گونه، شاخه جلبک‌های سبز دارای ۳۱ گونه، شاخه اوگلنوفیتا دارای ۱۸ گونه و شاخه داینوفیتا دارای ۱ گونه بودند. مطالعات نشان می‌دهد که این تالاب نسبت به تالاب های مجاور از تنوع بالایی برخوردار بوده است و در ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون تغییرات فصلی وجود دارد. گونهSynedra nana بیشترین فراوانی و سپس گونه‌های Merismopedia punctata، Monoraphidium irregular و Gomphosphaeria aponina دارای فراوانی بالایی بودند. همچنین گونه‌های Oocystis sp3، Nitzschia، Synedra acus، Nitzschia sp1، Nitzschia acicularis، Nitzschia palea، Merismopedia punctata و Gymnodinium sp بیشترین حضور را داشتند.

در دریاچه‌های معتدل و غنی از مواد غذایی (یوتروفیک) بیشترین رشد سیانوفیتا به ویژه فرم‌های کلنی در دمای بالا و در تابستان می‌باشد. حضور غالب سیانوفیتا که باعث شکوفایی در تابستان می‌شود، نشانگر غنی بودن مواد غذایی است. با توجه به شباهت کلی اکولوژی تالاب ها و دریاچه‌ها انتظار می‌رود که وضعیت مواد غذایی در تالاب هورالعظیم خوب باشد. همچنین حضور گونه Nitzschia paleaکه اغلب شاخص آب‌های دارای آلودگی با مواد آلی می‌باشد در تالاب می‌تواند نشانگر بار مواد آلی باشد. علاوه بر این اوگلنوئیدها معمولاً در محیط‌هایی یافت می‌شوند که مواد آلی زیادی در حال تجزیه می‌باشد. با توجه به این‌که در این تالاب نسبت به تالاب های هم‌جوار تعداد گونه‌های اوگلنوفیتا بیشتر بوده می‌توان نتیجه گرفت که احتمالاً مواد آلی در حال تجزیه بیشتری نسبت به تالاب های مجاور وجود داشته باشد. به طور کلی استفاده از فیتوپلانکتون‌ها به عنوان نشانگر زیستی برای بررسی وضعیت مواد غذایی و آلودگی و موارد دیگر در تالاب هورالعظیم، نیازمند مطالعات جداگانه و گسترده‌تری می‌باشد.

با توجه به موقعیت کلیدی زئوپلانکتون ها در زنجیره غذایی، و از آن‌جا که ماهی ها اغلب در مناطقی که پلانکتون ها فراوان هستند تخم ریزی می کنند تا نوزادان و جوانان غذای کافی برای رشد و تولیدمثل داشته باشند، بررسی تنوع و توزیع آن‌ها برای ارزیابی تولیدات شیلاتی و حاصل‌خیزی و باروری و سلامت اکوسیستم آبی، اهمیت زیادی دارد.

در تالاب هورالعظیم مجموعا ۳۵ گونه از زئوپلانکتون ها شناسایی شده اند. از ریزوپودا، گونه های خانواده های Arcellidae و Centripyxidae، از روتیفرا گونه های خانواده های Brachionidae، Lecanidae، Asplanchnidae و Philodinidae، از گروه سخت پوستان کلادوسر، گونه هایی از خانواده های Daphnidae، Sisidae و Chydoridae، از گروه پاروپایان (کوپه پودا)، از خانواده Cyclopoda حضور داشته اند. از مراحل لاروی گروه‌های بنتیک نیز مراحل لاروی نیز شناسایی شده اند که شامل نماتودا (Nematoda)، استراکودا (Ostracoda) و Chironomidae مراحل لاروی حشرات دوبالان (Diptera) بوده است.

حدود ۹۸ درصد جمعیت زئوپلانکتونی شناخته شده به ترتیب متعلق به کوپه پودا، روتیفرا، کلادوسرا و ریزوپودا بوده است و گونه Brachionus urceolaris فراوان ترین نمونه در تالاب هورالعظیم محسوب می شود. فراوانی بالای این گونه ها به نوعی شرایط مطلوب‌تر محیطی را اعلام می‌دارد. در نهایت چنین ارزیابی می شود که تغییرات رژیم آبی در یک تالاب آب شیرین، خصوصیات زیست محیطی و شرایط زیستی آن را کنترل می کند و به عبارتی آب نقش تعیین کننده ای در ویژگی های حیاتی تالاب ایفا می‌کند. تغییرات آب از نظر کمیت و کیفیت ممکن است که همزمان با تغییرات کیفیت و کمیت فون حیاتی آن تالاب همراه باشد. همچنین بر اساس نتایج این بخش و حضور فراوان‌تر گونه های ساکن آب‌هایی با آلودگی کمتر، می‌توان چنین اظهار نظر کرد که شرایط کیفی آب دارای مطلوبیت نسبی برای حضور و فراوانی گونه های زئوپلانکتون بومی منطقه است.

بی مهرگان غنی ترین فون جانوری در بین سایر گروه ها هستند و در اغلب اکوسیستم ها، از جمله در اکوسیستم های تالابی نقش محوری دارند. موجودات بنتیک بدون شک بهترین شاخص برای تشخیص سلامت محیط هستند. از ماکرو بنتوزهای بنتیک معمولاً برای ارزیابی شاخص های زیستی استفاده می کنند. زیرا دارای گروه‌های متنوعی بوده و زندگی طولانی ثابتی دارند که با استفاده از آن‌ها می توان تاثیرات انسانی را روی سیستم های آبی پیش بینی کرد. حضور و عدم حضور ماکروبنتوزهای شاخص می تواند درجه آلودگی تالاب را نشان داده و به‌عبارتی گویای سلامتی یا عدم سلامتی تالاب باشند.

طبق نظر Welch (1992) مقدار شاخص تنوع) (H' در آب‌های ساحلی فاقد آلودگی بالاتر از ۳، مناطق آلوده دارای H ' کوچکتر از ۱ و مناطقی با شاخص تنوع ۱ تا ۳ دارای بار آلودگی متوسط هستند.

مطالعات نشان می‌دهد که دامنه شاخص شانون در تالاب هورالعظیم ۲/۱۳ تا ۲/۵۳ بوده که بیانگر وضعیت متوسط محیطی می‌باشد.

یکی دیگر از روش های مرسوم طبقه بندی آب‌ها، طبقه بندی بیولوژیکی براساس آلودگی به مواد آلی و اکسیژن محلول در آب است که به آن سیستم طبقه بندی ساپروبین classification Saprobien system می گویند. برای تعیین درجات ساپروبیک در یک منبع آبی از موجودات زنده شاخص آلودگی استفاده می شود. طبقه بندی Andersen در سال ۱۹۷۷ معروف است(جدول ۴-۱۵).

جدول ٤-١٥- طبقه بندی آب ها با استفاده از موجودات زنده شاخص(Andersen, 1977)

طبقه	سیستم طبقه بندی ساپروبیکن	موجودات زنده
I	الیگوساپروبیک	موجودات زنده آب های پاک Trichopetra, Plecoptera
II	بتامزوساپروبیک	موجودات زنده مقاوم به آلودگیChironomus یا Tubifex
III	آلفامزوساپروبیک	گونه های مقاوم Chironomus, Eropdelfa, Asellus,Tubifex
IV	پلی ساپروبیک	فقط Tubifex, Eristalis, Chironomus یافت می شود.

در بررسی ماکروبنتوزهای تالاب هورالعظیم در بین گروه های شناسایی شده خانواده Chironomidae از راسته Diptera، Physidae از راسته Pulmonata و Ostracoda گروه های غالب ماکروبنتوزی بوده اند که با توجه به طبقه بندی آب‌ها این تالاب در شرایطی بین آلفامزو و بتا مزوساپروبیک قرار دارد.

براساس شاخص هلسینهوف نیز تالاب هورالعظیم وضعیت متوسط تا خوبی را نشان می دهد (جدول ۴-۱۶).

جدول ٤-١٦ – معیار ارزیابی کیفی با استفاده از شاخص زیستی FBI

شاخص زیستی خانواده (FBI)	کیفیت آب	درجه آلودگی آلی
۰ - ۳/۵۰	عالی	کاملاً پاکیزه
۳/۵۱ – ۴/۵۰	خیلی خوب	امکان وجود آلودگی کم
۴/۵۱ – ۵/۵۰	خوب	آلودگی آلی کم
۵/۵۱ – ۶/۵۰	متوسط	نسبتاً آلوده
۶/۵۱ – ۷/۵۰	نسبتاً فقیر	آلوده
۷/۵۱ – ۸/۵۰	فقیر	خیلی آلوده
۸/۵۱ – ۱۰/۰	خیلی فقیر	شدیداً آلوده

در تحقیق حاضر در این تالاب ۱۵ گونه ماهی در ۸ جنس متعلق به۳ خانواده، شناسایی شد. مشخص گردیدکه ۸۷/۴ درصد ازکل گونه های شناسایی شده در تالاب مذکور به خانواده کپورماهیان تعلق داشتند.

در تحقیقاتی که در سال‌های ۲۰۰۶ و ۲۰۰۸ در تالاب هویزه در بخش کشور عراق انجام شده بیشترین فراوانی به گونه های ماهی بیاح،کاراس، حمری و شلج تعلق داشته است و در مطالعه کنونی نیز گونه های ذکر شده ۸۹/۳ درصد از کل صید را تشکیل داده اند.

نسبت فراوانی گونه های نامبرده ممکن است به شرایط تغذیه ای و محیطی بستگی داشته باشد. البته با توجه به مطالعات انجام شده در سال‌های اخیر، تالاب هورالعظیم چه در کشور ایران و چه در کشور عراق نشان از وجود شرایط سخت زیست محیطی به ویژه خشکسالی های اخیر و در نتیجه آن افزایش آلودگی های ناشی از ورود پساب های صنعتی، کشاورزی و شهری به رودخانه های منتهی به تالاب بوده که در نتیجه شرایط سخت زیست، را برای ماهیان سخت تر کرده و غالبیت ماهیان مقاوم همچون بیاح، شلج، کاراس، حمری و بنی را به همراه داشته است. از آن‌جا که تالاب هورالعظیم دارای شرایط گرمسیری است، کاملاً قابل پیش بینی می باشد که عامل عمق، در پراکنش گونه ای ماهیان بیشترین تاثیر را دارد.

تالاب ها مناطق فعالی هستند که همواره تحت تأثیر فاکتورهای طبیعی و انسانی می‌باشند. به منظور حفظ تنوع زیستی و تولیدات آن‌ها (حفظ خصوصیات اکولوژیکی) و بهره برداری بخردانه از منابع تالاب توسط انسان، ارائه یک برنامه فراگیر میان مدیران، مالکان و ساکنین غیرقابل اجتناب خواهد بود. فرآیند برنامه ریزی مدیریت، مکانیسمی است که دستیابی به این مهم را فراهم و امکانپذیر خواهد ساخت.

در امر مدیریت حفاظت تالاب ها در سطح جهان، حفاظت اکوسیستم تالاب از طریق مدیریت غلظت نوترینت‌ها بسیار مورد توجه می باشد. افزایش غلظت مواد غذایی مانند نیترات و فسفات پدیده (پر غذایی) و افزایش احتمال وقوع بلوم جلبک‌ها در بسیاری از تالاب های جهان گزارش شده است. فشار پر غذایی سلامت اکوسیستم و ارزش تالاب را به خطر می اندازد.

- می تواند منجر به بلوم جلبکی وافزایش BOD در ستون آب شود و نهایت ماهیان و فون جانوری را تحت تاثیر قرار می دهد.
- می تواند منجر به افزایش غلظت کلروفیل a در ستون آب و کاهش نفوذ نور گردیده و برای رشد ماکروفیت-های بنتیک و در نتیجه منابع غذایی سایر آبزیان تاثیرگذار خواهد بود.
- می تواند منجر به رشد سیانوفیسه ها و دینوفلا ژله ها ی سمی شود.

لذا باید از ورود مواد غذایی به تالاب ها و جابجایی آن‌ها کاسته شود. از طریق اعمال مدیریت‌های هیدرولوژیکی می توان تا حد امکان از به چرخه در آمدن یا حرکت مواد غذایی از طریق جریانات و سیلآب ها جلوگیری کرد. حفظ و کنترل پارامترهای محیطی (مانند شوری و عمق آب) در دامنه مناسب و مطلوب برای رشد نیزارهای یکی از روش‌های کنترلی است.

-تصفیه فاضلآب ها در منشا آن‌ها، کاهش منابع غیر نقطه ای در اطراف تالاب، توسعه روش‌های مدیریتی کشاورزی و پایه گذاری یک منطقه بافری پوشش گیاهی بین تالاب ها و مناطق کشاورزی که می تواند به عنوان یک فیلتر نوترینت عمل کند.

مدیریت در امر حفاظت تنوع زیستی تالاب ها نیز بسیار مورد توجه و اهمیت است که عمدتاً از طریق :

-تعیین ارزش‌های تنوع زیستی انواع فون و فلور در تالاب

-شناسایی زیستگاه‌های حساس برای گونه ها ی با ارزش

- شناسایی مناطق تخم‌ریزی و نوزادگاهی برای گونه ها ی با ارزش

-مطالعه دقیق منطقه به منظور شناسایی دقیق پستانداران، پرندگان و سایر موجودات

- برآورد میزان تولید و تعیین ظرفیت‌های زیستی تالاب در واحد سطح

- نیازهای تحقیقات کلیدی برای مدیریت آب برای آینده مناطق تالابی جهان:

-تخمین حداقل کمیت آب برای تالاب در ده سال آینده

-تعریف دامنه های پارامترهای کلیدی محیط برای حفاظت تالاب

-تعیین رژیم هیدرولوژیکی، کمیت، میزان جریان، دوره آبی ،کیفیت آب و نیاز آبی ورودی در واحد سطح به تالاب

-تخمین منطقه قابل مدیریت، بر اساس میزان آب در دسترس و آب مورد نیاز منطقه ، انتخاب مناطقی که مدیریت شوند و توسعه تکنولوژی برای مدیریت آب در آن‌ها صورت گیرد.

-استفاده از گونه های شاخص (key stone) برای تعیین وضعیت مناسب هیدرولوژیکی در اکوسیستم تالاب، گونه های key stone، گونه هایی هستند که نقش حیاتی در اکوسیستمی را دارند که آن‌ها بخشی از آن هستند. لذا باید شرایط مناسب برای حیات این گونه ها حفظ شوند:

۱- تعیین این گونه ها در تالاب (مثل ماهی بنی، *Polygonum salicifolium, Phragmites australis*)

۲- تعیین دامنه اوپتیمم فاکتورهای محیطی (مثل عمق آب، حرارت، دوره آبی، شوری، غلظت نوترینت، غلظت اکسیژن، آفت کشها) برای رشد و بقا آن‌ها

۳- تعیین رژیم هیدرولوژیکی (کیفیت و کمیت آب، جریانات) و نگهداری این پارامترها در دامنه اوپتیمم

۴- پایش رژیم هیدرولوژیک مناسب محیط برای گونه های هدف

اثرات مستقیم و غیر مستقیم تهدیدات ناشی از انواع بهربرداری‌ها نیز از موارد مهم در حیات اکوسیستم تالاب ها بوده است.

برای مثال اثرات بهره برداری و استخراج نفت روی سلامت اکوسیستم تالاب از طریق :

-تخریب زیستگاه بدلیل تجهیزات ناشی از عملیات نفتی

- مصرف آب شیرین در حین استخراج (۱۵-۴ درصد از حجم نفت استخراج شده آب شیرین نیاز است)

-آلودگی ناشی از حوادث، نشت نفت خام و مواد شیمیایی در پروسه استخراج

-دسترسی راحت تر شکارچیان به تالاب از طریق تسهیلات ایجاد شده از فعالیت‌های نفتی

-تخریب اثرات زیبایی شناسی و کاهش جذابیت های توریستی

در مدیریت و حفاظت از یک سیستم تالابی، لازم است تدابیر اتخاذ شده براساس اصول کاملاً علمی و روش های مستدل به منظور حفظ کیفیت آب پایه ریزی شوند. برای افزایش بهره وری برنامه مدیریت کیفیت

آب می‌توان از یک برنامه پایش مناسب و نیز تسهیلات و امتیازات دولتی استفاده نمود. استراتژی‌های اتخاذ شده باید به‌عنوان محرکی در جهت توسعه طرح های مدیریت بدنه آبی عمل کرده و اختیارات قانونی محلی را در این زمینه بکار گیرند. بدین ترتیب می‌توان با بکارگیری پروژه هایی از ایجاد پیامدهایی که عملکردهای اکوسیستم را تحت تأثیر قرار می دهند، پیشگیری نمود. بنابراین تبادل نظر و جلب حمایت مردم محلی و بهره برداران از تالاب در ارتقاء بازدهی استراتژی‌های مدیریتی بسیار قابل توجه خواهد بود. همچنین با توجه به مشترک بودن دو کشور همسایه عراق و جمهوری اسلامی ایران در بهره برداری، حفاظت و مدیریت اکوسیستم تالاب، با انجام مطالعات مشترک تحقیقاتی می توان تحلیل نتایج را بهتر، علمی تر، واقعی تر و مدیریت حفاظت آن قوی تر اعمال و پایش گردد.

تشکر و قدردانی

این مطالعه با حمایت مالی اداره کل شیلات خوزستان انجام شده است و بدینوسیله از مدیر کل محترم وقت شیلات خوزستان جناب آقای دکتر سید رحیم مغینمی ، معاونین محترم ایشان و همکاران گرانقدرشان برای تمامی پشتوانه های مادی و علمی بسیار سپاسگزاریم.

منابع

- آبهی جیت.م. ۱۳۸۶. پلانکتون های دریایی. انتشارات علمی آبزیان، بهمن ۸۶. ۱-۱۵۱.
- تورجی، م، ر،. وثوقی، غ، ح،. ۱۳۸۵. شناسایی وبررسی ماهیان رودخانه مزدقان ساوه. مجله پژوهش و سازندگی. ش ۷۲. پاییز. ۱۹ ص.
- سادات نوری، ا،. دیانتی دیلمی، ش،. ۱۳۸۸. نگاهی به معمای عظیم هستی با مروری بر نظریه‌های تکامل. موسسه انتشارات دانشگاه تهران. ۴۳۷ ص.
- ستاری، م ،. شاهسونی، د،. شفیعی، ش،. ۱۳۸۲. ماهی شناسی(۲) . نشر حق شناس. ۵۰۲ ص.
- هاشمی س. الف. ۱۹۱۳. بررسی صید و توده زنیده ماهیان تاالب شادگان. دومین همایش ملی تاالبهای ایران . ۵۰ صفحه.
- احمدی، م.ر. و نفیسی، م. ۱۳۸۰. شناسایی موجودات شاخص بی مهره آب های جاری. انتشارات خبیر۲۴۰ صفحه.
- اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۱. اطلس رنگی پلانکتون شناسی. سند هال و برگرن. ۱-۱۳۰ صفحه
- بهروزی راد ، ب.و سپهرنیا، ش. ۱۳۸۰. اهمیت و نقش تالاب بندعلی خان در حفاظت از پرندگان آبزی و کنار آبزی.نشریه محیط زیست. شماره ۲۵. ص ۱۹-۳۴ .
- بهروزی راد ،بهروز، ۱۳۷۷، "ارزش تالاب‌ها و نقش کنواسیون رامسر در حفاظت از آنها"، فصلنامه محیط زیست تابستان ۱۳۷۷، انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.
- پاپهن شوشتری، ف. ۱۳۸۷. طرح جامع مدیریت تالاب هورالعظیم. دانشگاه شهید چمران اهواز. اداره کل حفاظت محیط زیست استان خوزستان. ۳۸۹ ص..
- پاتیمار، ر. و عبدلی، الف.، ۱۳۸۸. تنوع گونه ای ماهیان رودخانه زرین گل (البرز شرقی- استان گلستان). مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی. ۲(۱۶). ۷۲-۸۱.
- حاجی زاده ذاکر،ن. ۱۳۸۷. خصوصیات کلروفیل a و تغییرات فصلی آن در فلات قارهٔ جنوبی دریای خزر، مجلهٔ محیط شناسی شمارهٔ ۴، ۴۲- ۴۵ .
- حبیبی، ط،. راعی، م،. ۱۳۶۰. جانورشناسی عمومی مهره داران جلد چهارم. انتشارات و چاپ دانشگاه تهران. ۶۵۹ ص.
- حجت، س.ح.، و اچ. اف. چو. ۱۳۶۳. راهنمای عملی جمع آوری و شناسایی حشرات نابالغ. دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران. ۲۳۵صفحه.
- حسن‌زاده کیابی، ب.، مجنونیان، ه.، گشتاسب میگونی، منصوری،ج. ۱۳۸۳. معیارهای پیشنهادی برای ارزیابی جایگاه حفاظتی تالاب های ایران، مجله محیط‌شناسی، شماره۳۳، بهار ۱۳۸۳، ۸۹-۷۴

- خاتمی، س. ه.، ۱۳۸۳. بی مهرگان کف زی آب‌های شیرین (کلید شناسایی و حساسیت به آلودگی)، سازمان حفاظت محیط زیست. ۲۰۵ صفحه.
- خلفه نیل ساز م.، سبزعلیزاده س.، اسماعیلی ف.، انصاری ه.، هاشمی س.ح.، آلبوعبید ص.،۱۳۹۱، پایش تالاب شادگان، اداره کل شیلات خوزستان.
- خلفه نیل ساز.م. ۱۳۸۸. بررسی فراوانی و تنوع زیستی پلانکتونی تالاب شادگان به منظور تعیین وضعیت تروفیکی: بیولوژی دریا. ۱: ۱-۱۳
- خلفه‌نیل‌ساز. ، سبز علیزاده س.، اسیماعیلی ف.، انصاری ه.، هاشمی ا. ۱۳۹۲. گزارش تالاب شادگان، موسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۲۶۰ص.
- خلفه‌نیل‌ساز، م. ۱۳۹۰. بررسی فلور جلبک های کفزی و تعیین تولید اولیه آنها در تالاب شادگان پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی .مهندسی منابع طبیعی گرایش تکثیر و پرورش آبزیان. شماره ۱۰۹.۱۰۹ص. صفحه.
- دیویس، ج.، کلاریج، گ.، ۱۳۸۹. فواید تالاب. ترجمه ایافت، ۱.، انتشارات دایره سبز. ۱۰۲ ص.
- روشن‌طبری، م.؛ نجات‌خواه، پ.؛ حسینی ع.؛ خداپرست، ن .و رستمیان، م.ت.، ۱۳۸۶ . پراکنش زئوپلانکتون حوضه جنوبی دریای خزر در زمستان ۱۳۸۴ و مقایسه آن با سالهای قبل. فصل‌نامه علوم و تکنولوژی محیط زیست ۴). صفحات ۱۲۹-۱۳۷.
- سبزعلیزاده، س.، ۱۳۷۵. گزارش هیدروشیمی مطالعات جامع هور شادگان. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان.
- سبزعلیزاده، س.، ۱۳۷۹. طرح پایش هور شادگان. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان. ۳۱ ص.
- سبک آرا. ج، مکارمی. م.، محمدجانی. ط.، ۱۳۸۴. بررسی پراکنش و فراوانی پلانکتونی رودخانه گرگان رود. مجله پژوهش و سازندگی در امور دام و آبزیان. شماره۷۳. زمستان ۱۳۸۵ : ۶۵ -۷۳.
- سید مرتضایی، ر. پازوکی، ج. معصومیان،م. ۱۳۸۵. انگل های نماتود جدا شده از چند گونه ماهیان آب شیرین استان خوزستان.مجله پژوهش و سازندگی در امور دام و آبزیان. شماره۷۷. زمستان۱۳۸۶. ۲-۸
- شرکت مهندسی مشاور سازآب پردازان، ۱۳۸۳. با زنگری مطالعات مرحله اول ساماندهی هورالعظیم، شرکت سهامی سازمان آب و برق خوزستان.
- شهسواری پور، ن.؛ اسماعیل ساری، ع.؛ صالحی، الف. و داوری پناه، الف. ۱۳۸۶. بررسی کیفیت آب تالاب بین المللی انزلی از نظرشاخص های شیمیایی وتعیین کاربری های مجاز آب با توجه به استانداردهای جهانی . نهمین سمینار سزاسزی آبیاری و کاهش تبخیر. کرمان.
- عباسی ، ک ،. ۱۳۸۴ . شناسایی و پراکنش ماهیان رودخانه استان گیلان . مجله زیست شناسی ایران .جلد ۱۸ . ش ۴ .زمستان . ۳۷ ص .

- عباسی ، ک ،. سرپناه ، ع ، ن ،. مرادخواه ،س ، . ۱۳۸۶ . شناسایی و بررسی پرراکنش ماهیان رودخانه سیاه درویشان (حوزه انزلی) مجله پژوهش و سازندگی . امور دام و آبزیان . ش ۷۴ . بهار . ۳۹-۲۶ ص.
- عباسی ، ک ،. نیک سرشت ، ک ،. نوروزی ، ه ،. ۱۳۸۷ . شناسایی و بررسی جمعیت ماهیان تالاب های آق گل ، پیر سلمان ، مناطق تالابی رودخانه های گاماسیاب و حرم آباد استان همدان . جهاد دانشگاهی . ۹۰-۷۱ ص.
- عباسی، ک. ، سرپناه، و مرادخواه، س.، ۱۳۸۶. شناسایی و فراوانی ماهیان رودخانه سیاه درویشان حوزه تالاب انزلی. مجله پژوهش و سازندگی. ش ۶۵. صفحات ۱۴ تا ۲۴.
- عبدلی ، ا ، . ۱۳۷۸ . ماهیان آب های داخلی ایران . انتشارات موزه طبیعت و حیات وحش ایران . ۳تا۴ ، ۷ صفحه .
- عمادی، ح ،. ۱۳۸۴. شگفتیهای جهان آبزیان. انتشارات آبزیان.
- عمادی، ح ،. ۱۳۸۷. سیستماتیک و رده بندی ماهی ها. نشر انتشارات علمی آبزیان. ۳۲۱ ص.
- غفله مرمضی، ج.، خلفه نیل ساز، م.، سبزعلیزاده، س.، دهقان مدیسه، س.، مرعشی، س.، اسماعیلی، ف .و صفی خانی، ح.، ۱۳۷۵ . طرح جامع تالاب شادگان جلد ۱۷. انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران ۸۵۰ ص.
- غفله مرمضی، ج.،۱۳۷۶ . بررسی بعضی از ویژگیهای تاکسونومیک و بیولوژیک ماهی شیربت در منابع آبی خوزستان . رساله دکتری شیلات ، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور ، دانشگاه تربیت مدرس.
- فرخیان، ف.، ۱۳۷۴. مدیریت آب و آلاینده‌های تالاب شادگان. دانشگاه آزاد اسلامی. واحد علوم و تحقیقات تهران.
- قریب‌خانی، م.، تینا، م.، رمضان‌پور، ز. و چوبیان، ف. ۱۳۸۸. بررسی تنوع،تراکم و فراوانی فیتوپلانکتون‌های تالاب استیل استارا. مجله شیلات.۳ (۴): ص۱- ۱۲.
- کارزانی، ب ،. ۱۳۷۳. سس ماهیان ایران جنس باربوس . ماهنامه آبزیان. سال پنجم. شماره ۱ و ۲.
- کاظمیان ، م ، . رامین ،م ، . شکاری کاشانی ، م ، . ۱۳۸۸ . شناسایی و بررسی فراوانی ماهیان رودخانه قزل اوزون (استان زنجان) . مجله شیلات . سال سوم . ش ۳ . پاییز .
- مجنونیان، ه. ۱۳۷۹. راهنمای شناسائی و تعیین آثار طبیعی ملی. سازمان حفاظت محیط زیست، تهران .
- محبت، ح. ۱۳۶۳. راهنمای علمی جمع آوری و شناسایی حشرات نابالغ. چاپ دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران. ۲۳۵ صفحه.
- محمدزاده.م، نظامی بلوچی.ش.ع، کیوان.الف. ۱۳۸۵. بررسی تنوع و تراکم مکانی و زمانی گروه های زئوپلانکتون های تالاب امیر کلایه لاهیجان. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. سال سوم. شماره دوم. تابستان۱۳۸۸: ۶۱-۶۹

- مختاری، س.، سلطانی فرد، ه.، یاوری، ا، ر.، ۱۳۸۸. خودسازماندهی در تالاب هورالعظیم / هورالهویزه با تاکید بر اکولوژی سیمای سرزمین. پژوهش های جغرافیای طبیعی. ش ۷۰. زمستان. ۱۰۵-۹۳ ص.
- مروتی، ک.، ۱۳۷۵. مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژی آب های داخلی (خور موسی). انتشارات اداره کل حفاظت محیط زیست خوزستان، ۷۸ صفحه.
- مطالعات جامع هورالعظیم .۱۳۸۸. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، اداره کل شیلات خوزستان.
- منزوی، م.، ت. ۱۳۷۲. جمع آوری فاضلاب. مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.
- نجات خواه معنوی.پ، مهدوی.م، فروزد.م. ۱۳۸۶. بررسی جوامع پلانکتونی وکیفیت آب در تالاب بندعلی خان. مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست. دوره دوازدهم. شماره یک. بهار۸۹: ۱۴۶-۱۶۲
- نجف پور، ن.، المختار، م.، اسکندری، غ.، و نیک پی، م.، ۱۳۷۵. گزارش نهایی پروژه شناسایی برخی از ماهیان آب شیرین خوزستان. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۹۶ صفحه.
- نظامی بلوچی، ش ،. خارا، ح ف. ۱۳۸۲. بررسی ترکیب گونه ای و فراوانی ماهیان امیرکلایه لاهیجان. مجله علمی شیلات ایران. شماره ۴. سال دوازدهم. ۱۹۳-۲۰۶ ص.
- نیک پی، م.، ۱۳۷۶. بررسی بیولوژی ماهی بنی و ماهی شیربت در رودخانه کرخه. مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران 120 .صفحه
- هاشمی س. الف .، مرتضوی س .ع. ۱۳۹۰ . پویایی جمعیت ماهی شیربت (BARBUS GRYPUS) و ماهی برزم لب پهن (BARBUS BARBULUS) در رودخانه کارون. مجله علمی شیلات ایران. ۲۰ (۳) :۱۵۵-۱۶۶
- یزدی‌پور، ع .، مرعشی، ج .، معاضدی، ج .،کاهکش، ف.، ۱۳۷۰. گزارش بیوتکنیک تکثیرمصنوعی ماهی بنی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان، ۲۸ صفحه.
- Abd . I . M ., and Rubec . C . , Coad . B . W.,2009. Key Biodiversity Arens : Rapid assessment of fish fauna in Southern Iraq . Bio Risk 3 : 161-171.
- Abdulhasan, N. A. and M. A. Salim (2008).Key biodiversity survey of southern Iraq: site review winter & summer 2008 survey.Sulaimani, Iraq, Nature Iraq: 89 pp.
- Adebisi, A.A. 1988. Changes in the structural and functional components of the fish community of a seasonal river. Arch. Hydrobiol. 113: 457463.
- Ahmed H.A. 1982. Growth of the cyprinid fish Barbus luteus (Heckel) in Tharthar Reservoir, Iraq. Bulletin of the Basrah Natural History Museum 5: 3–15.
- Akbay N, Anul N, Yerli S, Soyupak S, Yurteri C (1999) Seasonal distribution of large phytoplankton in the Keban Dam Reservoir. Journal of Plankton Research 21: 771-787.
- Al Hazzaa, R. 2005. Some biological aspects of the himri barbel, Barbus luteus, in the intermediate reaches of the Euphrates River. Turkish Journal of Zoology, 29(4):311-315.
- Alekperov,I. Snegovaya, N.1998. Specific Composition and Number of Testaceous Amoebae (Testacea Lobosia, Protozoa) of Ganli-Gol Lake. Tr. J. of Zoology23 (1999) 313–319.
- Al-Hakim, A. W. H., Niazi, A. D. and Al-Ani, B. J. 1976. A study on the morphological characters and determination of sexual maturity in fishes, Barbus sharpeyi Gunther andTor grypus Heckel. Bulletin of the Natural History Research Centre, Baghdad, 7(1):177-179.
- Al-Hamed, M. I. 1972. On the reproduction of three cyprinid fishes of Iraq. Freshwater Biology, 2:65-76.
- Allan, J. D. and Flecker, A. S. 1993. Biodiversity conservation in running waters Bioscience; Jan 1993; 43, 1; Research Library. 32pp.

- AL-Obaidi, C.S., Salman, S. and Rubec, C. 2009. Key biodiversity Areas: Rapid assessment of phytoplankton in Mesoptamian marshland.southern Iraq.Bi.Risk.3 (1) :p111-126.
- Alsodani, H. M., 2006. Agriculture reconstruction and development program for Iraq.RAN-c-00-04-00002-00.:37-42.
- Alwan A. 1994. Aquatic plants of southern marshes of Iraq, pp 127-144.
- Alwash, A. Alwash, S. Cattarossi, A. 2003. Iraq's Marshlands - Demise and the Impending Rebirth of an Ecosystem.1-9.
- Amin, A.B., 1992. Histology Atlas, Normal Structure of Salmonids. A.P.L. Norway,46-57.
- Andersen, T. 1977. Danish legislation on the use and protection of freshwater areas.Folia Limnologica Scandinavica 17:125-9.
- Arhonditsis, G., Tsirtsis, G., Angelidis, G., Karydis, M., 2000 .Quantification of the effects of non-point nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean sea. Ecol. Model. 129 (2–3), 209–227.
- Arora.J and Mehra .N.K..2003. Species Diversity of Planktonic and Epiphytic Rotifers in the Backwaters of the Delhi Segment of the Yamuna River, with Remarks on New Records from India. Zoological Studies 42 (2): 239-247.
- Attayde, J. L, and Bozelli, R. L., (1998), Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 55(8), pp 1789-1797. http://dx.doi. org/10.1139/f 98-033.
- Badosa.A, Frisch.D ،Arechederra.A ،Serrano.L. and Green.A.J.2010. Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Don˜ana National Park (SW Spain) Hydrobiologia (2010) 654:67–82.
- Bagenal, T.B. 1967. "A short review of fish fecundity". pp. 89-111. In: S.D. Gerking (ed.).*The Biological basis of freshwater fish production*. Blackwell Scientific Publications,Oxford.
- Baloch W.A, Tunio G.R, Noonari S, and Noonari I.B. 2010.Occurancee of zooplankton (Rotifera and cladocera) in some water bodies near Jamshoro. Sindh Univ. Res. Jour. (Sci. Ser.) Vol. 42 (1) 31-34.
- Barnes, Robert D.Invertebrated zoology.1986. The Dryden press Saunders College Pnblishing . 893pp.
- Bartulovic V, Glamuzina B, Conides A, Dulcic J, Lucic D, Njire J, Kozul V (2004). Age, growth, mortality and sex ratio of sand smelt, Atherina boyeri, Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the estuary of the Mala Neretva River (Middle-Eastern Adriatic, Croatia). J Appl Ichthyol 20: 427–430
- Bechtel, T.J., Copeland, B.J., 1970. Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. Contributions in Marine Science, 15: 103-132.
- Beckmann, W.C. 1962. The freshwater fishes of Syria and their general biology and management. FAO Fisheries Biology, Technical Paper 8.
- Bellinger, E.G. and Sigee, D.C. 2010. Freshwater algae identification and use as biohndicators. © by John Wiley & Sons, Ltd. 1th edition. 284p.
- Benson-Evans, K., Antoine R., and Antoine S. 1999.Studies of the water quality and algae of Liangorse Lake.Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems9:425–439.
- Bertalo, H. L., 2003.Diatoms of Europe. Volume 3 and 4: Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocymbula Supplements to Cymbelloid Tax. Koeltz Scientific Books. 530 pp.
- Bes, D., 2008.A Família Nitzschiaceae (Bacillariophyta) em ambientes lacustres na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil . Universidade Federal do Rio Grande. Taxonomia vegetal: Algas: Brasil: Rio Grande do Sul: Teses.120pp.
- Biggs, B.J.F., 2000, Eutrophication of streams and rivers: Dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae.- J N Am Benthol Soc 19:17-31.
- Biswas, S.P. 1993. Manual of Methods in Fish Biology. Delhi, South Asian Publishers Pvt. Ltd. 65-91.
- Bobori, D.C. Economidis, P.S. 2006. Fresh Water Fish of Greece: Threir biodiversity, fisheries and habitats. Aquatic Ecosystem Health and Management, 9 (4): 407-418.
- Bogutskaya, N. G., P. Zupančič & A. M. Naseka, 2010. Two new species of freshwater fishes of the genus *Alburnoides*, *A. fangfangae* and *A. devolli* (Actinopterygii: Cyprinidae), from the Adriatic Sea basin in Albania. Proceedings of the Zoological Institute Russian Academy of Sciences 314:448-46
- Bogutskaya, N.G. 1997. Contribution to the knowledge of leuciscine fishes of Asia Minor. Part 2. An annotated check-list of leuciscine fishes (Leuciscinae, Cyprinidae) of Turkey with descriptions of a new species and two new subspecies. Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst., 94: 161-186

- Borkenhagen, K. 2005. Systematik und Zoogeographie der "groβschuppigen Barben" des vorderen Orients. Diplomarbeit an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 121pp.
- Boyd, C.E., 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Birmingham publishing Co.482 pp.
- Brereton G, Steenbeeke G and Witts T (1996). "An overview of the recent changes and the biophysical environment of the Macquarie Marshes."(Draft). Document prepared as background information to the Macquarie Marshes Scientific Workshop, 27–28 February 1996.
- Bronmark, C., and Hansson, L.A., 1998. The Biology of lakes and ponds. Oxford university press.xii, 216 pp.
- Brucet .S،Boix.D، Badosa.A ،Moreno-Amix.R، Quintant.X.D. 2005. Zooplankton structure and dynamics in permanent and temporary Mediterranean salt marshes: taxonbased and size-based approaches Arch. Hydrobiol. 162. 4.: 535–555.
- Bugas, P.E. Copeland, J. Murphy, B. 2009. Ichthyology. Virginia Master Naturalist Basic Training Course. Publication 465-312.
- Calisuri, N., Dos Santos, A. C. A. and Jat, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a trophical and eutrophic reservoir (Brazil). Plankton Research. 24 (7): 617-634.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. Ecological Applications 8:559–568.
- Carter V., 1986, An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States: Canadian Journal of Botany, v. 64, no. 2:. 364-374.
- Chalanda, A., Tansakul, R., Tansakul, P. and Angsupanich, S. 2004.Phytoplankton diversity and its relationship to the physic-chemical environment in the Banglany Reservoir, Yala province.Song klanakarin.j. sci .Technol. 26 (1): 596-607.
- Chalkley. A.2011. Notes to the revised list of British Cladocera: Cladocera Interest Group September 2011.1-8.
- Champagnat, C. 1983. Peche, biologie et dynamique du tassergal (Pomatomus saltatrix Linnaeus, 1766) sur les cotes Senegalo-Mauritaniennes. Trav. Doc. Orstom., 168: 1-279.
- Chapman, D., Water Quality Assessment, UNESCO, WHO, 1990.
- Coad, B.C. 2010. Fresh Water Fish of Iraq. Canadian museum of Nature, P.O.Box 3443. Station D, attuwa, Onatorio, Canada. K1P6 P4.
- Coad, B.W. 1996. Zoogeography of the fishes of the TigrisEuphrates basin. Zool. Middle East, 13: 51-70
- Colt, J. and Orwicz, K., 1991a. Aeration in intensive aquaculture. In: Brune, D.E., Tomasso, J.R. (Eds.) , Aquaculture and Water Quality, Advances in World Aquaculture, vol. 3. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, 198–271.
- COMAR (Code of Maryland Regulations). COMAR 26.08.02.03, 26.08.02.03-3, 26.08.02.08 and 26.08.02.03-2. http://www.dsd.state.md.us/comar (Accessed December 2008).
- Cooney T.,1994. "Barwon–Darling river: Riparian health report." Wetland Inundation. Technical Services Report No. 93.046, NSW Department of Water Resources.
- Cox, E. J. 1996.Identification of freshwater diatoms from live material.1th. © Springer. 168pp.
- Cunqi, L., Liub, L. and Shen, H. 2010. Seasonal variation of phytoplankton community structure in relation to physic-chemical factors in Lake Baiyangdian, China. Environ mental sciences 2 (1) :1622-1631.
- Davis , C. C 1955. The marine and fresh water plankton. Michigan stats University Press:562pp.
- Delettre Y. R.2001. An annotated checklist of Chironomidae (Diptera) trapped in Brittany (France) since 1975. Ann. Limnol. 37 (2) 2001: 143-143.
- Demirok,N. K. and Unlu, E., 2001.Karyotypes of cyprinid fish *Capoeta trutta* and *Capeta capoeta umbla* (Cyprinidae) from the Tigris River. *Turkish Journal* of *Zoology*, 389-393.
- Diaz, R.J., and Rosenberg, R., 1996. The influence of sediment quality on functional aspects of marine benthic communities. In M., Munawar & G., Dave (eds) , Development and progress in sediment quality assessment: rationale, Challenges, Techniques and Strategies. Ecovision World Monograph Series. Academic Publishing, Amesterdam. 57-68.
- Dugan, P.J. (Ed.) 1990. Wetland Conservation: A review of current issues and required action. IUCN, Gland, Switzerland. 96 pp.
- Duman, E., 2004. Reproductive biology of *Capoeta trutta* Heckel, 1843 (Pisces: Cyprinidae) living in Keban Dam Lake. *Science and Engineering Journal of Firat University*, 16:145-150.

- Dutta S., Maity S., Chanda A. and Hazra S., 2012. Population structure, mortality rate and exploitation rate of Hilsa Shad (Tenualosa ilisha) in West Bengal Coast of Northern Bay of Bengal, India. World Journal of Fish and Marine Sciences, 4 (1): 54-59
- DWAF (Department of Water Affairs and Forestry), 2002, National Eutrophication Monitoring Programme, Implementation Manual. Compiled by Murray, K., du Preez, M. and Van Ginkel, C.E., Pretoria, South Africa.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., and Greenberg, A.E., 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition. American Public Health Association. Washington, DC. Multiple pages.
- Eggermont H, Kennedy D, Hasiotis. S.T. Verschuren.D & Cohen2 A. 2008Distribution of living larval Chironomidae (Insecta: Diptera) along a depth transect at Kigoma Bay, Lake Tanganyika: implications for palaeoenvironmental reconstruction. African Entomology16 (2): 162–184.
- EIFAC, 1984. Water quality criteria for Europaen fish. Report of nitrite and fresh water fish. EIFAC echn. Pap. 46 .21pp.
- Epler P, Bartel R, Chyp J, Szczerbowski JA. 2001. Diet of selected fish species from the Iraqi lakes Tharthar, Habbaniya and Razzazah. Archive of Polish Fisheries 9:211-223.
- Eskandari, G.; Koochaknejad, E. ; Hashemi, S. A. ; Mayahi, Y. 2012. Yield and iomass-per-recruit Analysis of Tiger Tooth Croaker (*Otolithes ruber*) in the Northwest of the Persian Gulf Journal of the Persian Gulf, (Marine Science) /Vol. 4/No. 14:15-21.
- Eskandari, Gh., Safikhani, H., Dehghan, S., Esmaeily, F. and Amiriney, A. S. 2000. Abundance, spawning season and type of gattan (*Barbus xanthopterus* Heckel, 1843) in south of Karkheh River and Hour-al-Azim Marsh (Khouzestan Province). Iranian Scientific Fisheries Journal, 9(2):1-26. In Farsi.
- Eslami, F.and Seraji, F. 2004. Abundance of phytoplankton in Khoran creeks of laft and Khamir in Hormuzgan province.Iranian Scientific Fisheris Journal. 13 (2): 11-22.
- Ezekiel. E.N, Ogamba E.N and Abowei J.F.N .2011. The Distribution and Seasonality of Zooplankton in Sombreiro River, Niger Delta, Nigeria. Current Research Journal of Biological Sciences 3 (3): 234-239.
- Fafioye OO, Oluajo OA (2005). Length-weight relationships of five fish species in Epe Lagoon, Nigeria. Afr. J. Biotechnol. 4: 749-751.
- Farrokhian, F., Savari, A., Imandel, K., Abbasspoure, M., Riazi, B., (1997). Chemical quality of Shadegan wetland. Journal of Environmental Studies.
- Fathi, A., Abdelzaher, H.M.A., Flower, R.J., Ramdani, M. and Kraïem, M.M. 2001. phytoplankton communities of north African wethland lakes. Aquatic Ecology. 35 (1) :303-318.
- Fayazi J, Moradi M, Rahimi G, Ashtyani R, Galledari H. 2006. Genetic Differentiation and Phylogenetic Relationships Among *Barbus xanthopterus* (*Cyprinidae*) Populations in Southwest of Iran Using Mitochondrial DNA Markers. Pakistan Journal of Biological Sciences 9(12), 2249-2254
- Ferris. H and Kenry. M. V.1974. Seasonal Fluctuations in the Spatial Distribution of Nematode Populations in a California Vineyard. Journal ql Nematology, Volume 6, No. 4:203-210.
- Finlayson CM. 2003. Integrated inventory, assessment and monitoring of tropical wetlands. In: Environmental Monitoring of Tropical and Subtropical Wetlands (Eds: T Bernard, K Mosepele & L Ramberg). Okavango Report Series No. 1, Maun, Botswana, pp. 13-41.
- Fontaneto.D, Herniou.E.A, Barraclough.T.G, and Ricci.C.2007.On the Global Distribution of Microscopic Animals: New WorldwideData on Bdelloid Rotifers. Zoological Studies 46 (3): 336-346.
- Gabrieelyan, B.K. 2001. An Annotated cheacklist of freshwater fishes of Armenia, Naga. The ICLARM Quarterly (vol. 24, Nos. 3-4).
- Garcia A. P. P, Lansac F. A , Bonecker. C. C.1998. Species composition and abundance of Rotifera in different environments of the floodplain of the upper parana river. Brazil. Revta bras. Zool. 15 (2): 327 – 343.
- Garstecki,T. and Amr Z. (2011). Biodiversity and Ecosystem Management in the Iraqi Marshlands – Screening Study on Potential World Heritage Nomination. Amman, Jordan: IUCN.
- George.D .G.1990. The influence of global warning on freshwater plankton communities in Britain. 205-211.
- Geraldes A. M & Boavida M. J.2004. Do Littoral Macrophytes Influence Crustacean Zooplankton Distribution? Limnetica 23: (1-2): 57-64.
- Gippel, C.J. (1996). Water Management *Manual of Wetlands Management* Wetlands Conservation Report Series No. 4, pp.101-152. National Parks Service and Department of Natural Resources and Environment, East Melbourne, Victoria.
- Gokcek, C. K., Mazlum, Y, and Akyurt, I. (2008). Effect of Feeding Frequency on the Growth and Survival of Himri Barbel Barbus luteus (Heckel, 1843), Fry under Laboratory Conditions. Pak. Jour. Nutr. 7 (1): 66-69.

- Gokcek, C.K.and Akyurt, I.2007.The effect of stocking density on yield, growth, and feed efficiency of himri barbel (Barbus luteus) nursed in cages. Isr. J. Aquacult.-Bamid., 59 (2007), 99–103.
- Gopal, B. and Chauhan, M. 2001. South Asian wetlands and their diversity: The role of monsoons. In: Gopal B, Jumk WJ, Davis JA (Eds) *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Vol. I., Backhuys Publishres, Leiden. 257-276.
- Grabarkiewicz, J.D. Davis, W.S. 2008. An introduction to Freshwater Fidhes as Biological in dicators. EPA-260- R- 08- o16. U.S.Environmental protection Agency. Office of Environmental in formation. Washington, DC
- Green D, Shaikh M, Maini N, Cross H and Slaven J (1998). "Assessment of environmental flow needs for the lower Darling River." Report to the Murray–Darling Basin Commission, by Centre for Natural Resources, Ecosystem Management Branch, Department of Land and Water Conservation. CNR 98.028.
- Harish, J. 2002. Limnology of ponds and lakes of Mysore, Karnataka, India. PhD Thesis, Mysore University.
- Hassan, F. M, Al–Saadi, H. A, and Alkam, F. M (2006) Phytoplankton Composition of Sawa Lake, Iraq, Iraq Aqua J. 2: 99-107.
- Hawking and Smith 1998. Wilimas 1980. Gooderham & Tsyrlin 2002. Crustaceans. Evironment protection authority. 51-86.
- Heicher, D.W., 1993. Instream flow needs: biological literature review. Susquehanna River Basin Commission Publication No. 149, 37 pp.
- Helfrish, L.A.. Neves, R.J. 2009. Sustaining America's Aquatic Biodiversity freshwater fish Biodiversity and Conservation. Publication 420-525.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. Great Lakes Entomologist, 20:31–39.
- Holme, N.A., and Mcintyre, A.D., 2002. Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication 387pp.
- Hussain, A. Saoud and Elham J. Alshami. 2006. Marshlands Monitoring Activities. ARDI (AGricul Ture Recons truction and Development program for Iraq) .
- Ingole, S.B., Naik, S.R and Kadam, G.A. 2010. Study of phytoplankton of freshwater reservoir at Majalgaon onSindphana river district beed. International Research Journal. 30097. 1 (13): 86-89.
- Iraq National Marshes and Wetlands Committee, 2008, Management Plan for the Hawizeh Marsh Ramsar Site of Iraq, Volume 1: Background, Vision, Principles and Annexes, Twin. Rivers Institute" American University of Suleimania,89pp.
- Ismen A., Ozen O., Altinagac U., Ozekinci U., Ayaz A. 2007. Weight–length relationships of 63 fish species in Saros Bay, Turkey. Journal of Applied Ichthyology 23 (6): 707–708. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2007.00872.x
- James, M.R., (1991), Sampling and preservation methods for the quantitative enumeration of microzooplankton. New Zealand journal of marine and freshwater research, 25: 305-310.
- Jasim, A. 1988. Reproductive biology of Barbus sharpeyi, Gunther 1874 (Pisces, Cyprinidae) south Al-Hammar marsh. Iraq, MSc. Thesis Basrah: Univ. of Basrah (In Arabic)
- Jassim, A. K. and Hamadi, N. 2006.Final report. Apendix marshland monitoring activities agriculture reconstruction and development program for Iraq (ARDI) .USAID.From the American people.74pp.
- Karacaglu, D., Dere, K. and Dalkiran, N. 2004. A toxonomic study on the phytoplanktonof lake Uluabat (Bursa). T. J. Bot. 28 (1): 473-485.
- Kaya. M, Altindag.A. 2007. Brachionidae (Rotifera: Monogononta) species from Turkey.Asian Journal of A nimal species 1 (1) : 40-47.
- Kevern, N.R., 1973. A manual of limnological methods. Department of fisheries and wiled life. Michigan state university.
- Keyte, P. A. (1994). Lower Gwydir Wetland Plan of Management- 1994-1997. Report for the Lower Gwydir Wetland Steering Committee, Sydney.
- Khaleqsefat.E, Pashaei rad. S , Malekzade viayeh.R. 2009 Lecanid rotifers (Rotifera: Monogononta: Lecanidae) from Iran. Turk J Zool .2011; 35 (1): 49-55.
- King, M.G. (1995). Fisheries Biology, Assessment and Management. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, England. 341 pp.
- King, R.P. and Etim, L. 2004. Reproduction, growth, mortality and yield of *Tilapia mariae* Boulenger 1899 (Cichlidae) in a Nigerian rainforest wetland stream. J. Appl. Ichthyol. 20: 502-510.

- Kirby JM, Van Dijk AIJM, Mainuddin M, Peña Arancibia J, Guerschman J-P, Liu Y, Marvanek S, McJannet DL, Paydar Z, McVicar TR, Van Niel TG and Li LT (2008) River water balance accounts across the Murray-Darling Basin, 1990 to 2005. A report to the Australian Government from the CSIRO Murray-Darling Basin Sustainable Yields Project. CSIRO, Australia.
- Kirby JM, Van Dijk AIJM, Mainuddin M, Peña Arancibia J, Guerschman J-P, Liu Y, Marvanek S, McJannet DL, Paydar Z, McVicar TR, Van Niel TG and Li LT (2008) River water balance accounts across the Murray-Darling Basin, 1990 to 2005. A report to the Australian Government from the CSIRO Murray-Darling Basin Sustainable Yields Project. CSIRO, Australia.
- Komárek, J. 1983. Das Phytoplankton im Süsswasser / Chlorophycea (Grünanlagen) Ordnung: Chlorococcales. © Schweizerbart'sche, E.Buch / Hardcover.1044pp.
- Koste. W, SHIEL. R. J. 1990.Rotifera from Australian Inland water v. lecanidae (Rotifera: Monogonata). Transactions of the Royal Society of S. Aust., (1990) , 114 (1) : 1-36.
- Kotani, T., Ozaki, M., Matsuoka, K. et al. (2001) Reproductive isolation among geographically isolated marine Brachionus strains. Hydrobiologia, 446/447, 283–290.
- Krebs, C.J., 1989. Ecological Methodology, Harper & Row Publishers, New York. 654pp.
- Kudari.V.A, Kadadevaru.G.G and Kanamad. R.D.2005. Zooplankton composition in some pons of Haveri district Karnataka. Zoos journal.20 (12): 2094-2099.
- Kumar, J.I.N.and Oommen, C. 2010. Phytoplankton Composition in relation to Hydrochemical properties of trophical community wetland, Kanewal, Gujarat, Indiana. Ecology and Environmental Research. 9 (3) : 279-292.
- Kumari, P., Dhadse, S., Chaudhari, P.R., and Wate, S.R., (2007), Bioindicators of pollution in lentic water bodies of Nagpur city. J Environ Sci Eng., 49(4): 317-324.
- Kuru, M. 1979. The fresh water fish of South-Eastern Turkey-2 (Euphrates-Tigris Sisteme). Hac. Bull. Nat. Sci. Eng., 7-8: 105-114.
- Lai, SH.H. Wang, y.H. Yang, K.T. Chen, CH.H. Huang, M. CH. 2011. Novel Family- and genus – specific DNA morkers in Mugilidae African Gournal of Biotechnology. Vol 10(59): 12752-12758.
- Lansac-Toˆha, F.A; . Bini, L. M; Velho, L F. M ; Bonecker , C. C ;Takahashi, E. M. ; Vieira, L. .G.2008. Temporal coherence of zooplankton abundance in a tropical Reservoir. Hydrobiologia (2008) 614:387–399 DOI 10.1007/s10750-008-9526-6
- Lawson, T.B. 1995. Fundamental of Aquaculture Engineering. New York: Chapman and Hall.355pp.
- Lloyd, R. 1992. Pollution and Fresh water fish. West Byfleet: Fishing News (Books) Ltd, 195pp.-Ludwig, J. A. and Reynolds, J. F., 1988. Statistical ecology: a primer of methods andcomputing. Wiley Press, New York. 337Pp.
- MacDougall Tom M., Ryan Phil A.,2002, Fish and Wildlife Services Branch Ontario Ministry of Natural Resources.
- Mahdi, N. 1967. Fishes of Iraq. Ministry of Education, Baghdad, 82 pp.
- Mahjoorazad, A. and Coad, B. W. 2009. A new cave fish locality for Iran. Electronic Journal of Ichthyology, 5(2):30-33
- Makoto ،Iketa-Tsutomu & Omori. 1984. Method in marine zooplankton ecology. John willy and sons340pp.
- Management plan for the Howizeh Marsh Romsar site of Iraq.2008. a Report Prepared for the Iraq National Marshes and Waatland Committee.
- Mann, K.H., 2000. Ecology of Coastal Waters: With Implications For Management, 2nd Edition, Wiley-Blackwell, 432 pp.
- Manuel. J. D.1990. Contribution to the knowledge of the rotifer fauna (Rotifera: Monogononta) from Minorcan Inland waters (Baleric Isles:Spain). Limnetica, 6: 119-130
- Marammazi, Gh., 1995. Ichthyology report on Shadegan Marsh. Southern Iran Aquaculture Fishery Research Centre, Ahvaz. 63 pp. In Farsi.
- Mark Welch D. and Meselson M. (2000) Evidence for the evolution of bdelloid rotifers without sexual reproduction or genetic exchange. Science 288: 1211–1215.
- Matić-Skoko, S., Kraljević, M., Dulčić, J. and Jardas, I. 2007. Age, growth, maturity, mortality, and yield-perrecruit for annular sea bream (Diplodus annularis L.) from the eastern middle Adriatic Sea. J. Appl. Ichthyol. 23: 152-157.
- McCosker RO,1999. “Gwydir wetlands: ecological response to flooding 1998.”A report prepared for NSW National Parks and Wildlife Service, NSW Department of Land and Water Conservation, Gwydir River Management Committee. R. O. McCosker, LandMax, Queensland.

- McCosker, R.O. and J.A. Duggin (1993). *Gingham Watercourse Management Plan. Final Report*. Department of Ecosystem Management, Unpublished Report University of New England, Armidale.
- Mehanna, S. F., 2007. A preliminary assessment and management of gilthead bream Sparus aurata in Port Said fishery, Southeastern Mediterranean, Egypt. Tur. J. Fish., 7 (2):123-130
- Melone G. & Fontaneto D., 2005 – Trophi structure in bdelloid rotifers. Hydrobiologia 546:197-202.
- Menon A.G.K. 1992. Taxonomy of mahseer fishes of the genus Tor Gray with description of a new species from the Deccan. Journal of Bombay Natural History Society 89(2): 210-228.
- Milne AK.1998. Monitoring wetlands in northern Australia using RADARSAT. In: Williams, WD (Ed.) "Wetlands in a dry land: understanding for management". Environment Australia, Canberra.
- Mims, M.C., Olden, J.D., Shattuck, Z.R., Poff, N.L. 2010. Life history trait diversity ofnative freshwater fishes in North America. Ecology of Freshwater Fish : 19: 390–400.
- Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. In V. H. Resh and D. M. Rosenberg (eds.), The ecology of aquatic insects. New York: Praeger Publishers: 358-400.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1993. Wetlands, 2nd ed. John. Wiley, New York, 772pp.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. Wetlands, 3rd ed. John. Wiley, New York.920pp.
- Mohamed, A. R .M. Hussain, N. A. Alnnor, S.S. Mutlak, F. M. Al Sudani, I .M ..Mojer. A.M .Tomon. A.J. Abdod .M.A. 2008. Fish assemblage of restored Al-Hawizeh marsh , southern Ireq. Dol:10.2478/V10104 - 007-0029-5.Vol 8. No 2-4: 375-384.
- Mola H.R.A.2011. Seasonal and spatial distribution of Brachionus (Pallas, 1966;Eurotatoria: Monogononta: Brachionidae), a bioindicator ofeutrophication in lake El-Manzalah, Egypt. Biology and Medicine, Vol 3 (2) Special Issue: 60-69.
- Monterio, P., Bentes, L., Coelho, R., Correia, C., Gonçalves, M.S., Lino, G.P., Riberio, J. and Erzini, K. 2006. Age and growth, mortality, reproduction and relative yield per recruit of the bogue, Boops boops Linne, 1758 (Sparidae), from the Algarve (South of Portugal) longline fishery. J. Appl. Ichthyol., 22: 345-352. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00756.x
- Morrisey, D.J., Turner, S.J., Mills, G.N., Williamson, R.B., Wise, B.E., 2003. Factors affecting the distribution of benthic macrofauna in estuaries contaminated by urban runoff. Marine Environmental Research 55: 113–136.
- Moss , B. 1993. Ecology of fresh water. Third edition university of Liverpool.UK .Bkackwell science ltd.526pp.
- Mouine, N., Ktari, M.H. and Chakroun-Marzouk, N. 2010. Reproductive characteristics of Spondyliosoma cantharus (Linnaeus, 1758) in the Gulf of Tunis, J. Appl. Ichthyol., 1–5.
- Moyle, P. B. and Cech, J. J.1988. Fishes: an introduction to ichthyology, Englewood cliffs, New jersey, Prentice Hall, - Nature - 559 pp.
- Naama, A.K. and Muhsen, K.A. 1986. Feeding periodicities of the mugilid Liza abu (Heckel) and cyprinid Carasobarbus luteus (Heckel) from Al-Hammar Marsh, southern Iraq. Indian J. Fish.,33: 347-350.
- Nasir, N. A., Naama, A. K. and Al-Saboonchi, A. 1989. The distribution, length-weight relationships, food and feeding of the cyprinid fish *Barbus sharpeyi* from Al-Hammar Marsh, Iraq. Fisheries Research, 7:175-181.
- Nasir, N.K. and Naama, A.K. 1988. Liza abu (Heckel, 1843) (Pisces, Mugilidae) A new record from Khor Al-Zubair, North-West of the Arabian Gulf, Mahasagar, 21: 113-115.
- Nasri, M., Keivany, Y. and Dorafshan, S. 2010. First karyological analysis of smallmouth lotak, *Cyprinion kais* Heckel, 1843, an endemic cyprinid fish from the Tigris-Euphrates basin. Italian Journal of Zoology, 77(3):272-276.
- NCSU Water Quality Group,(2008).Wetland management, http//www.bae.ncsu. edu
- Nelson, j.s. 2006. Fishes of the world. Published simultaneously in Canada. 539pp.
- Neves, I. F., O. Recha, K. F. Roche, and A. A.Pinto.(2003). Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiaba (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. Brazilian Journal of Biology 63: 1-20.
- Neville, L. A., Christie,1. D. G., McCarthy, .F.M. G., and MacKinnon, M. D. 2010. Biogeographic variation in Thecamoebian (Testateamoeba) assemblages in lakes within various vegetation zones of Alberta, Canada. International Journal of Biodiversity and Conservation Vol. 2 (8): 215-224.
- Niels, F. 1964.Fresh water Diatoms from Spitsbergen. ©Tromso [Norway]: Universitetsforlaget. 204 pp.
- Nikolsky, G. V. 1963. The ecology of fishes. Academy Press, London and New York. 352 pp.
- Nogueira, M. G., Oliveira ,P. C. R. , and de Britto, Y.T. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). Limnetica, 27 (1): 151-170

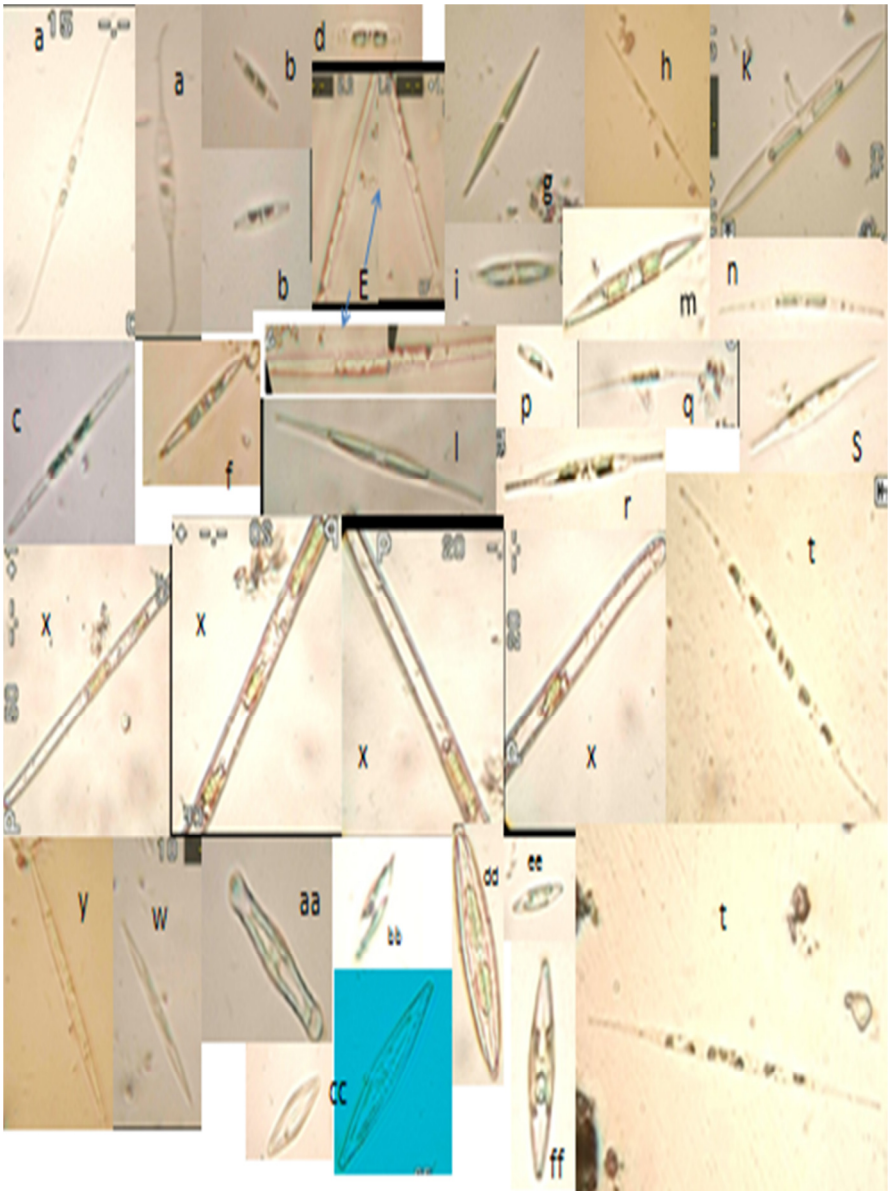
- Noyce, T. and Nicolson, K. (1993). "Chowilla flood and groundwater analysis."SA Office of Planning and Urban Development, Adelaide.
- Nybakken, J. W., 1993. Marine Biology: anecological approach. Harper Collins College.New York. 445 pp.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 2002. 2002 Recreational Fishing Regulations Summary.Fish and Wildlife Branch. Queen's Printer for Ontario. 96 p.
- Orr, R.T. 1968. Vertebrate Biology. California Academy of sciences. W.B. Saunoers company. Philadelphi, London. 483pp.
- Oymak, S. A., Karadede-Akin, H. and Dogan, N., 2009.Heavy metal in tissues of Tor grypus from Atatürk Dam Lake, Euphrates River-Turkey. Journal of Biologia, 64(1), 151-155.
- Oymak, S.A., Ünlü, E., Parmaksiz, A. and Doğan, N. 2011. A study on the age, growth and reproduction of Aspius vorax (Heckel, 1843)(Cyprinidae) in Atatürk Dam Lake (Euphrates River), Turkey. Turk. J. Fish. Aquat. Sci. 11: 217-225.
- Ozcan, G. and Balik, S., 2009. Some biological parameters of the bergamae barb, *Capoeta bergamae* Karaman, 1969 (Cyprinidae), in Kemer Reservoir (Aydin, Turkey). *North-Western Journal of Zoology*, 5: 242-250
- Pandey, R.K., Maranville, J.W., and Chetima, M.M. 2000. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment. II. Shoot growth. Agric. Water Manage. 46: 15–27.
- Parson, T.R.,Y. Maita and C.M. Lalli. 1992. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis pergman press.
- Partow, H. (2001).The Mesopotamian Marshlands: Demise of an Ecosystem. UNEP . Early Warning and Assessment Technical Report, UNEP/DEWA/TR.01-3 Rev. 1:x + 47 pp.
- Paulose.P.V, Maheshwari.K.2008. Seasonal variation in zooplankton community structure of Ramgarh lake, Jaipur, Rajasthan. The 12th world lake conference:82-86.
- Penne, C. R. and C. L. Pierce. 2008. Seasonal distribution, aggregation, anal habitat selection of 598 common carp in Clear Lake, Iowa. Transactions of the American Fisheries Society 599 137:1050-1062.
- Picazo .J and Ocana .A.1991. Distributin of nematode orders in a river subjected to pollution: The Monachil river (Granada, Spain). Limnetica, 7: 11-24.
- Pillay, T. V. R. 1990. Aquaculture Principles and Practices. West Byfleet: Fishing News Books. 1992. Aquaculture and the Environment. New York: Halsted Press.473pp.
- Pontin,R,M. 1978.Akey to the planktonic and semiplanktonic Rotifera of the British Isles.. Freshwater biological association scientific publication No.38.pp: 1-174.
- Potts, J., Manooch, III. C.S. and Vaughan D.S. 1998. Age and growth of vermillion snapper from the southeastern United States. Trans. Amer. Fish. Soc., 127: 787-795. doi: 10.1577/1548-8659(1998)127< 0787:AAGOVS>2.0.CO;2
- Ramesh Reddy, K. and Clark, M. W. , 2008 . Methods for evaluating wetland condition, Biogoechemical indicators.EPA. (EPA-822-R-08-022).
- Ramsar convention .2002 (a). A directory of Wetland of international importance . Shadegan marshes of Khore Amaya and Khore Musa.
- Ramsar Convention, 1371. Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat. Concluded at Ramsar, Iran,on 2 February 1971.
- Ramsar convention,2002 © .A directory of wetlands,whatare wetlands ?
- Ramsar convention.2002 (b) .A directory of Ramsar list,contracting parties to the Ramsar convention on wetlands.
- Ramsar rport, 2014. Report on Ramsar ream visit to the Hawaizeh marsh Ramsar site , Irag. 14-16 febuary,2014. Secreterait of the convention on wetlands, Young @ramsar.org.
- Rautio .M and Tartarotti .B. 2010. UV radiation and freshwater zooplankton: damage, protection and recovery. Fresh water biological association 2010. 10.1608/FRJ-3/2.157: 105.
- Reigada, R., Hillary, R.M., Bees, M.A., Sancho, J.M. and Sagués, F. 2003. PlanktonBlooms induced by turbulent flows. Biol Sci 270 (1) :875-879.
- Ricci, C, Snel,T.V. , King, C.E.1989. A bundance and diversity of planktonic rotifers in the Po river. Hydrobiologia. 186/187:201-208.
- Richardson, C.J. , Hussain, N.A. 2006. Restoring the Garden of Eden: An Ecological Assessment of the Marshes of Iraq.Bioscience Vol.56 No. 6:477-489.
- Ricker, W.E. 1969. Effects of size-selective mortality and sampling bias on estimates of growth, mortality, production and yield. J. Fish. Res. Board. Can., 26: 479-541. doi: 10.1139/f69-051
- Riga, Latvia.. 2007. Report of the working groupon zooplankton ecology. ICES CM 2007/OCC:04. :6-17.

- Riley, J.P., and Chester, R., 1971. Introduction to marine chemistry. England.465pp.
- Robertson .G. P.1995. The spatial distribution of nematode trophic groups across a cultivated ecosystem.Ecology, 76 (5) , 1995, 1425-1432.
- Rocha O., T. Matsumura-Tundisi, E. L. G. Espindola, K. F. Roche and A.C. Rietzler. (1999). Ecological theory applied to reswervoir zooplankton, pp. 457-476. In: Theoretical reservoir ecology and its application (Eds.: Tundisi J. G. and M. Straskraba). International Institute of. Ecology in São Carlos, Brazil.
- Romaire, R.P., 1985. Water Quality, Crustacean and Molusks Aquaculture in the United States. In J.V. Huner and E.E.Brown. eds. Westport: AVI Publishing.
- Rosenberg , D. N. and Resh, 1993.Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman Hall, New York, 194pp.
- Rosenström, U. & Lepistö, L. (1996): Phytoplankton indicator species of different types of boreal lakes. – Algol. Studies 82: 131-140.
- Ruttner,A & Kolisko.1974. Plankton rotifers biology and taxonomy. Biological ststion lunz of the Australian Academy of science.: 145pp.
- Salavatian, S., Abdollapour, H., Nezami Baluchie, S.H. and Makarami, M. 2010. Identification and Comparation of seasonalphytoplankton density LarDam lake. Wetland. 2 (3): 26-38.
- -Salmaso, N. Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi, L., Simona, M. and Mosello, R. -2006. Phytoplankton as indicator of water quality of the deep lakes south of the Alps.Hydrobiologia. 563 (1) :167-187.
- Samir, S. 2010. Comparison ofmarshes regeneration inphytoplankton communities in three different stateAL-Hawizeh wetland , southern Iraq. Abstracts of Sharing discovery graduatestudent Research Confrence.30p.
- Santanna, C.L. AzevedoI, M., Senna P.A.C., Komárek, J. and Komárková, J. 2003. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. Revista Brasil. Bot. 27 (2) p213-227.
- Santic, M., Jardas, I. and Pallaoro, A. 2002. Age, growth and mortality rate of horse mackerel Trachurus trachurus (L.) living in the eastern Adriatic. Periodicum Biologorum., 104: 165-173
- Saravankumar, A., Rajkumar, M., Thivakaran, G.A.and Serebiah, J.S. 2008. Abundance andseasonal variation of phytoplankton in the creek water of western mangrove of Kachchh-Gujarat. journal of envirronment biology. 29 (2): P271-274.
- Schneider, W., 1982. "Man-induced changes in the dragonfly fauna of the Jordan Valley." Advances in Odonatology 1: 243-249.
- Schultz, K. 2003. Field guide to Freshwater Fish. Published University of Chicago. 257.
- Segers H. (2001) Zoogeography of the Southeast Asian Rotifera. Hydrobiologia 446/447:233–246.
- Shajiee H., Vossughi G.H., Oryan S., Ramin M. 2002. Biological characteristics of growth and reproduction in Barbus capito in south coasts of the Caspian Sea - Gilan Province. Iranian Journal of Marine Science, 1(4): 85-98. (In Persian).
- Shanthala, M., Hosmani, S.P. and Hosetti, B.B. 2009. Diversity of phytoplankton in a waste stabilization pona as Shimoga town, Karnataka state, Indiana. Environ Monit Assess .151 (1) :P437-443.
- Sharma, B.K., (2011), Zooplankton communities of Deepor Beel (a Ramsar site), Assam (N. E. India): ecology, richness, and abundance. Tropical Ecology, 52(3), pp 293-302.
- Silva.A.M.A ،Barbosa J.E.L ،Medeiros.P.R ،M.Rocha .R.M .2009. Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). Pan-American Journal of Aquatic Sciences (2009) , 4 (2): 226-238.
- Simboura, N., Zenetos, A., Panayotidis, P., and Makra, A., 1995. Changes in biothic community structure along an environmental pollution gradient. Mar. pollut. Bull. 30: 470-474.
- Sims NC., 1996, "Remote sensing of wetland vegetation." Unpub Hons thesis Bachelor Applied Science, University of Canberra. December 1996.
- Spaul.V.W.1973. Distribution of nematode feeding groups at Ssingly Island, south Orkney Island, with an estimateof their biomass and oxygen consumption. Br.Antract. surv.Bull. No.37:21-39.
- Stamatopoulos, C. 2002. Sample-based fishery surveys .atechnical handbook.FAO fisheries technical paper, 425.
- Stumm, W., and Morgan, J.J., 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibra in Natural Waters. 2d editions. New York: John Wiely and sons.
- Suttiwises, S. 2006. Species Identification of Barbonynus gonionotus and 3 Hypsibarbus SPP.(Pisces: Cyprinidae) Using PCR-RFLP of Cytochrome b Gene. Kasetsart university. 62pp.
- Swann, L. 1993. Water Quality Water Sources Used in Aquaculture. Aquaculture Extention. Illinois-Indian Sea Grant Program. Purdue University, West Lafayette. Ind.

- Szypula, J., Epler, P., Bartel, R. and Szczerbowksi, J. 2001. Age and growth of fish in lakes Tharthar, Razzazah and Habbaniya. Arch. Pol. Fish. 9 (Suppl. 1):185-197.
- Szypula, J., P. Epler, R. Bartel and J.A. Szczerbowski, 2001. Age and growth of fish in lakes Tharthar, Razzazah and Habbaniya. Arch. Pol. Fish., 9: 185- 197
- Takada, M., Tachihara, K., Kon T., Yamamoto, G., Iguchi, K., Miya, M. and Nishida, M. 2010. Biogeography and evolution of the Carassius auratus-complex in East Asia. BMC Evolutionary Biology, 10: 7.
- Tchobanglous, G., and Metcalf, E., 1991. Waste water, disposal and reuse. 30 edition. Mc graw hill. New York. 90pp.
- Texas Parks and Wildlife Department. 2001. Fish Records: Water Body - All Tackle. Texas Parks and Wildlife Department. April 24, 2001.
- Thaewnon-ngiw, B.Sangdee, A. Petjul, K. 2006. Using Randomly Amplified polymorphic DNA-polymerase chain Reacton (RAPD-PCR) of Baebodes spp, in Thailand.
- Thomas, D.P. 1983. A Limnological Survey of the Alligator region Northern territory. Part I: Diatoms (Bacillariophyceae) of the Region. Canberra: Australian Govt. Pub. Servic.139 pp.
- Thompson P.A. & Rhee G.-Y 1994. — Phytoplankton responses to eutrophication. In : Algae and Water Pollution. (L.C. Rai, J.P.Gaur & C.J. Soeder eds.) E. chweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 125-166.
- Thompson R.H.1997.Fresh water biology. Science Publishers, Enfield , NH.867pp.
- Toshihiko, M. 1977. Fresh warwe plankton of Japan. Osaka, Japan. Hoikusha Publishing. 83pp.
- UNEP 2004. Azadegan Environmental Baseline Study, Iran. United Nations Environment Program. Geneva, Switzerland. January 2004.
- UNEP,2001.The Mesopotamian Marshlands: Demise of an Ecosystem UNEP pub. DEWA/GRID-Geneva in cooperation with GRID-Sioux and Regional office for Weat Asia (ROWA).
- USAID (United States Agency for International Development), 2006. Iraq Marshlands Restoration Program. Final Report. Volume 4, Changes in soil and water characteristics of the marshes. pp 60.
- Vaishali U. S and Pejaver M. K., 2003. Rotifr diversity in lake Masunda, thane (Maharashtra). J. -Aqua. Biol., Vol. 18 (1) , 2003: 23 – 27.
- Valiallahi, J. 2006. Identification of Barbus plebjus (Bonaparte, 1832) a valid species of cyprinid fish from Iran. Iranian Journal of Biology, 19: 109–116.
- Van Dijk A, Kirby M, Paydar Z, Podger G, Mainuddin M, Marvanek S andArancibia JP,2008, Uncertainty in River Modelling across the Murray-Darling Basin. A report to the Australian Government from the CSIRO Murray-Darling Basin Sustainable Yields Project.Water for a Healthy Country Flagship. CSIRO
- Van Straalen, N. M. (1997). Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. Biological Indicators of Soil Health. C. E. Pankhurst, B. M. Doube and V. V. S. R. Gupta. Wallingford, UK, Centre for Agriculture and Biosciences International.
- Varghese.M. 2006. Studies on taxonomy, distribution, ecology and reproductive potential on rotifers from selected centres inCochin backwater system,Kerala. Central marine fisheries research institute (Indian Council of Agricultural Research) .1-344.
- Vescovi Rosaa .B. F , Oliveirab .V. C, Gama Alves .R. 2011. Structure and spatial distribution of the Chironomidae community in mesohabitats in a first order stream at the Poço D'Anta Municipal Biological Reserve in Brazil. Journal of Insect Science: Vol. 11. Article 36: 1-13.
- Vimperk, S. 2009. Algae, Cyanobacteria and Chytridiales of Černé Lake in the Bohemian Forest (Šumava, Czech Republic). Silva Gabreta. 15 (1): P1–48.
- WAWA (1995) Review of Proposed Changes to Environmental Conditions.Gnangara Mound Groundwater Resources. Section 46. Water Authority of
- Welch, E.B., 1992. Ecological effect & water , 2nd ed. Chapman & Hall.425pp.
- Western Australia, Perth.
- Wetzel, R.G.1983. Limnology. Second edition .Michigan State Univ. Saunders College Pub. Xii , 875pp.
- Whitton, B. A. & Potts, M. [Eds.] 2000. The Ecology of Cyanobacteria:Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, 669 pp.
- Wilson.R.S, Wilson. S.E.1982. A study of the distribution of chironomidae (Diptera, Insecta) of the river Rhine by sampling pupal exuviae. Hydrobiological bulletin 18 (2) :119-132.
- Winter T.C., 1981, Uncertainties in estimating the water balance of lakes; Water Resources Bulletin, v. 17, no. 1, p. 82-115.
- Wootton R.J. 1998. Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, .396p.

- Wootton, R. S. 1998. Ecology of teleost fishes.2ndEd. Dordrecht, Kulwer.386pp.
- Yantsis, Stephanie N. (2009). "Improving the Wetland Zooplankton Index for application to Georgian Bay coastal wetlands. Open Access Dissertations and Theses.1-74.
- Yhetti.P. F. 1970.The taxonomy significance of Ostracoda larval stages:with example from the Burundi ricefielldsHE. Boll. ZOO., 37: 103-119.
- Yıldırım , A. Haliloğlu, H. Türkmen, M. Erdoğan, O. (2003). Age and growth characteristics of Chalcalburnus mossulensis (Heckel, 1843) living in Karasu River (Erzurum, Turkey). Turk J Vet Anim Sci 27: 1091–1096
- Young, J.C. 1988. The life of vertebrate. New York, Oxford University Press. 852pp.
- Zheng zheng.et al.1989.Marine planktology. China Ocean Press, Beijing and Springer-Verlag (Eds) , Berlin.
- Zhou L. and Xu, S., 2006, Application of Grey Clustering Method in Eutrophication Assessment of Wetland.Journal of American Science,2(4)
- Zuppler, G. 2001. Learn about Texas. Publication fron Texas parks and wildlife press. ISBN-1-885696-36-1.
- Zweig, R.D., Morton, J. D., Stewart. M.M. 1999. Source Water Quality for Aquaculture. Public Disclosure Authorized. 59pp.

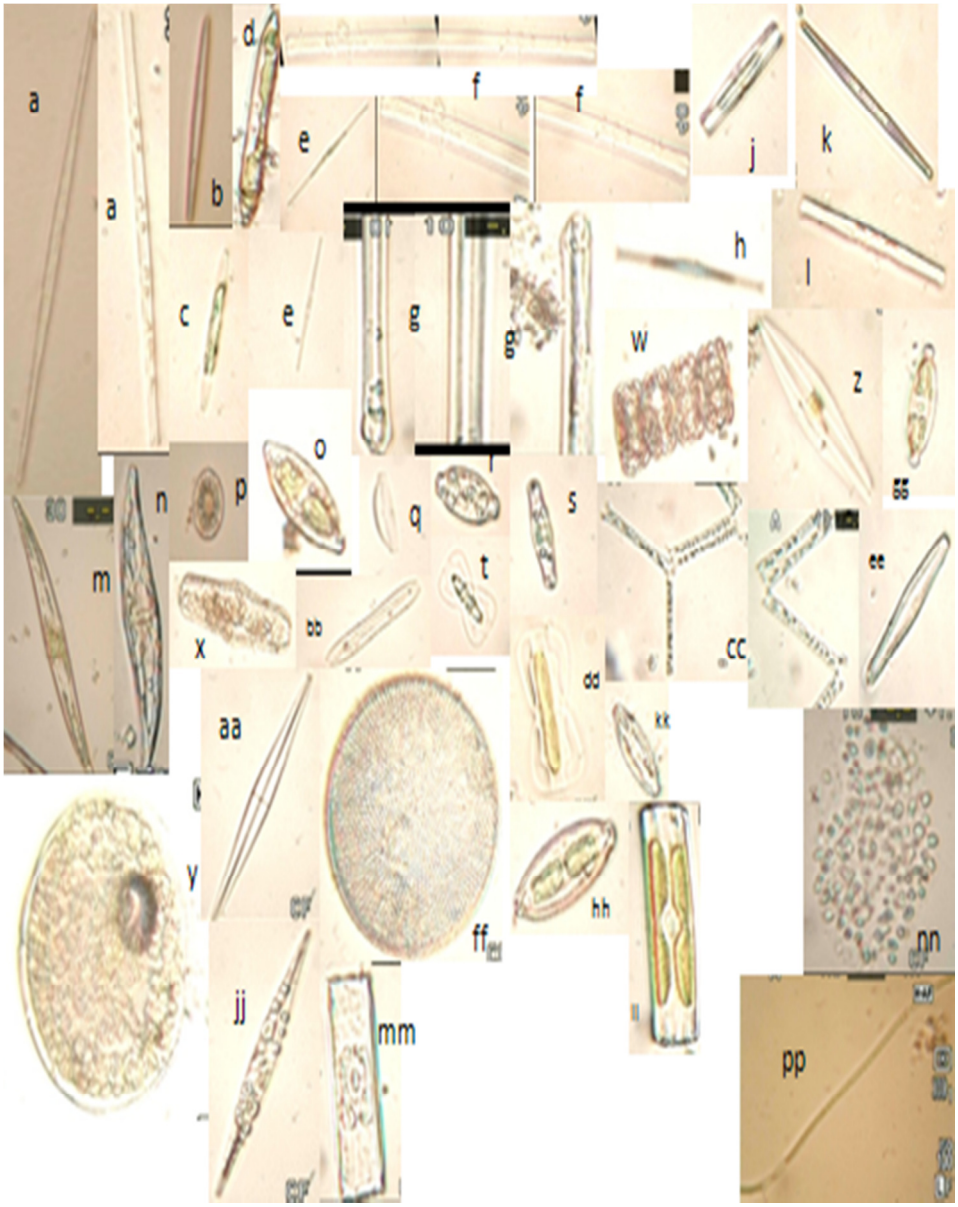
پیوست



شکل ٤-١- تصاویر میکروسکوپی از گونه‌های فیتوپلانکتونی شناسایی شده در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

- اسامی گونه‌های شناسایی شده فیتوپلانکتون‌ها در تصویر:

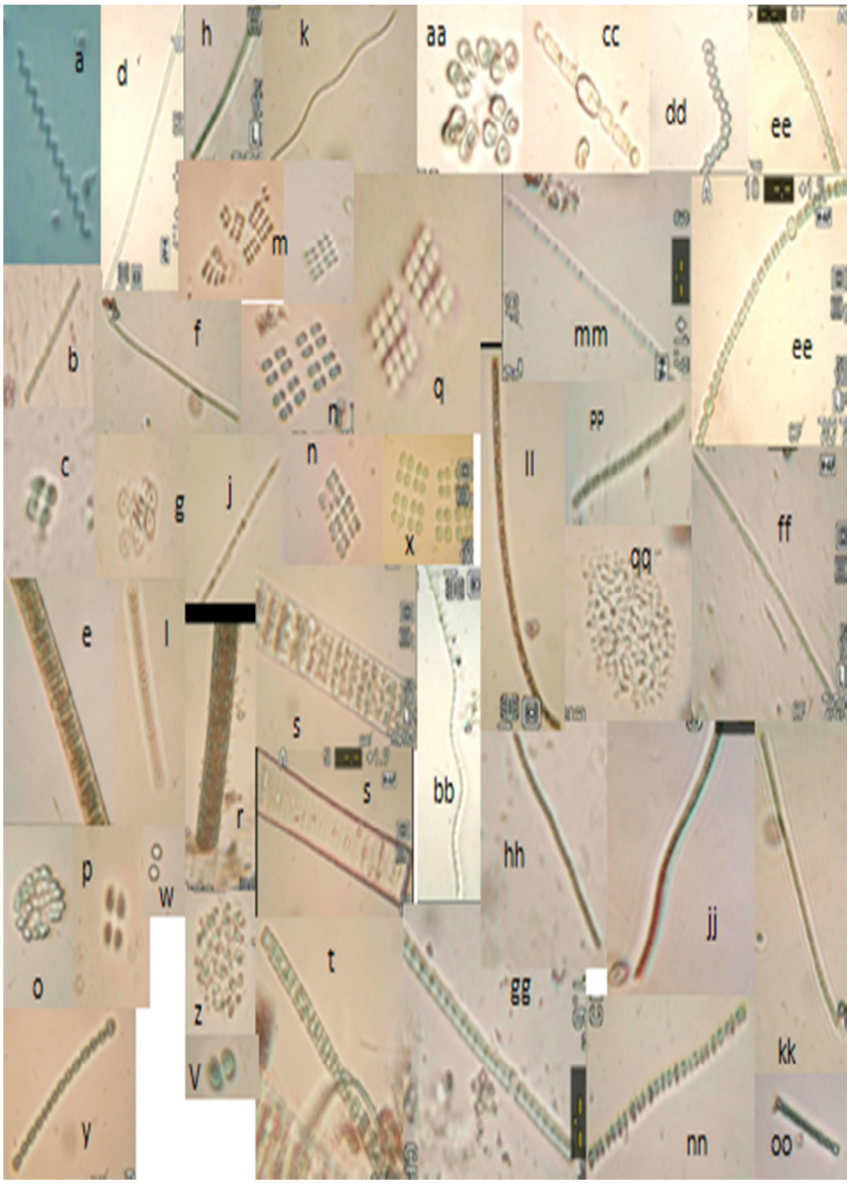
- a-Nitzschia riversa b-Nitzschia palea c-Nitzschia paleacea d-Nitzschia bacilliformis e-Nitzschia filiformis f-Nitzschia hantzschiana g-Nitzschia dissipata h-Nitzschia graciliformis i-Nitzschia sp1 k- Nitzschia linearis l-Nitzschia rostelata m- Nitzschia sp2 n- Nitzschia closterium p- Nitzschia microcephala q-Nitzschia longissima r-Nitzschia aciaularis s-Niotzschia pumila t-Nitzschia lorenziana x- Nitzschia obtuse y-Nitzschia subacicularis w-Pseudonitzschia sp aa-Navicula vitabunda bb-Navicula incertata cc- Navicula radiosa dd-Navicula viridul ee-Navicula sp1 ff- Navicula cryptocephala gg- Navicula cincta hh- Navicula angusta jj- Navicula sp2 kk- Navicula sp3 ll-Navicula sp4



شکل ٤-۲- تصاویر میکروسکوپی بعضی از گونه‌های فیتوپلانکتونی شناسایی شده در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

- اسامی گونه‌های شناسایی شده فیتوپلانکتون‌ها در تصویر:

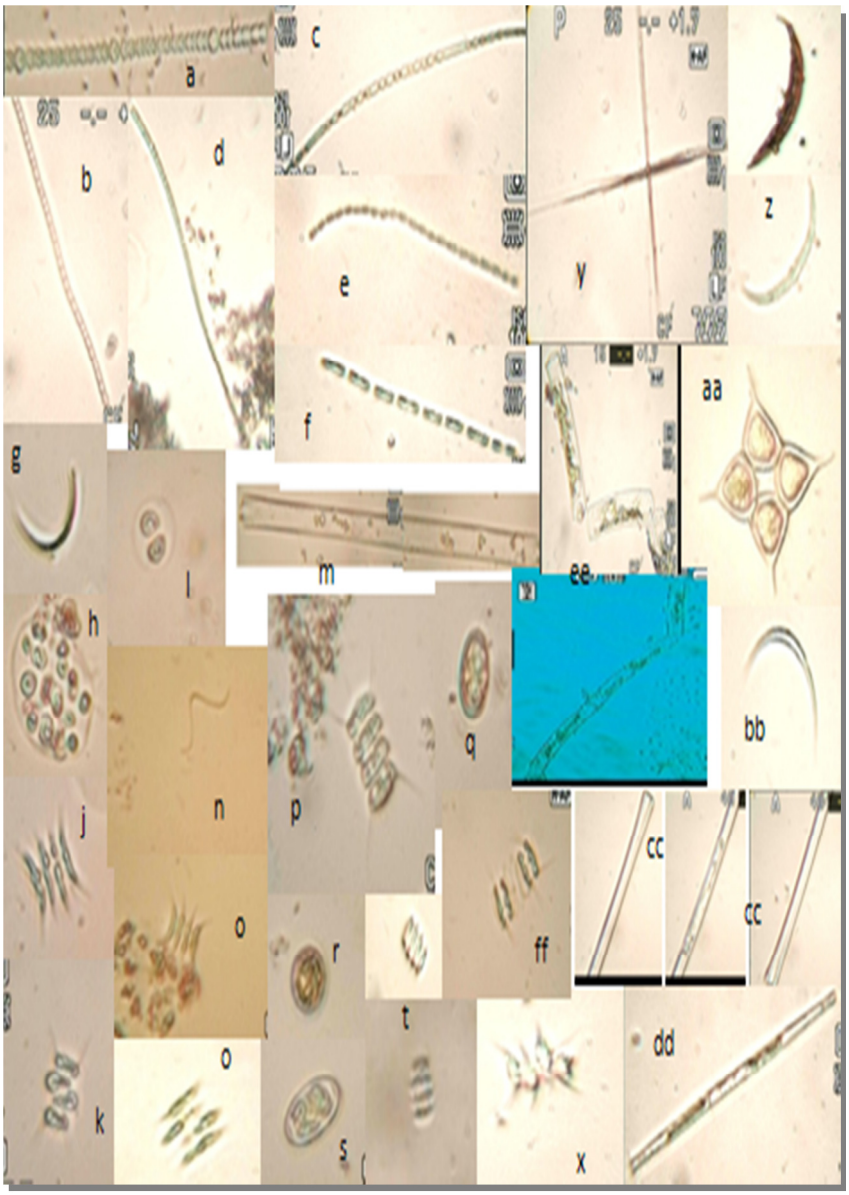
- a-Synedra acus b- Synedra affinis c- Synedra rumpens d- Synedra vaucheriae ; e- Synedra nana f- Synedra ulna g- Synedra capitata h- Fragilaria crotonensis j- Fragilaria sp1 k-Fragilaria sp2 l- Fragilaria sp3 m- Gyrosigma attenuatum n- Gyrosigma acuminatum; p-Cyclotella sp o-Aneumastus tusculus q-Cymbella affinis r-Placoneis pseudanglica ; s- Sellaphora pupula t-Amphiprora alata w-Achnanthes sp1 x-Rhopalodia gibba y- Cosinodiscus sp1 z- Frustulia rhomboids aa- Stauroneis specula bb- Neidium bisulcatum cc- Diatoma moniliformis dd- Amphiprora hyperborean ee-Gomphonema clavatum ff- Coscinodiscus sp2 gg- Aneumastus sp1 hh-Aneumastus sp2 jj-Pleurosigma sp kk-Mastogloia elliptica ll- Eunotia sp mm- Diatoma sp nn- unknown14 pp- unknown11



شکل ٤-۳- تصاویر میکروسکوپی بعضی از گونه‌های فیتوپلانکتونی شناسایی شده در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

- اسامی گونه‌های شناسایی شده فیتوپلانکتون‌ها در تصویر:

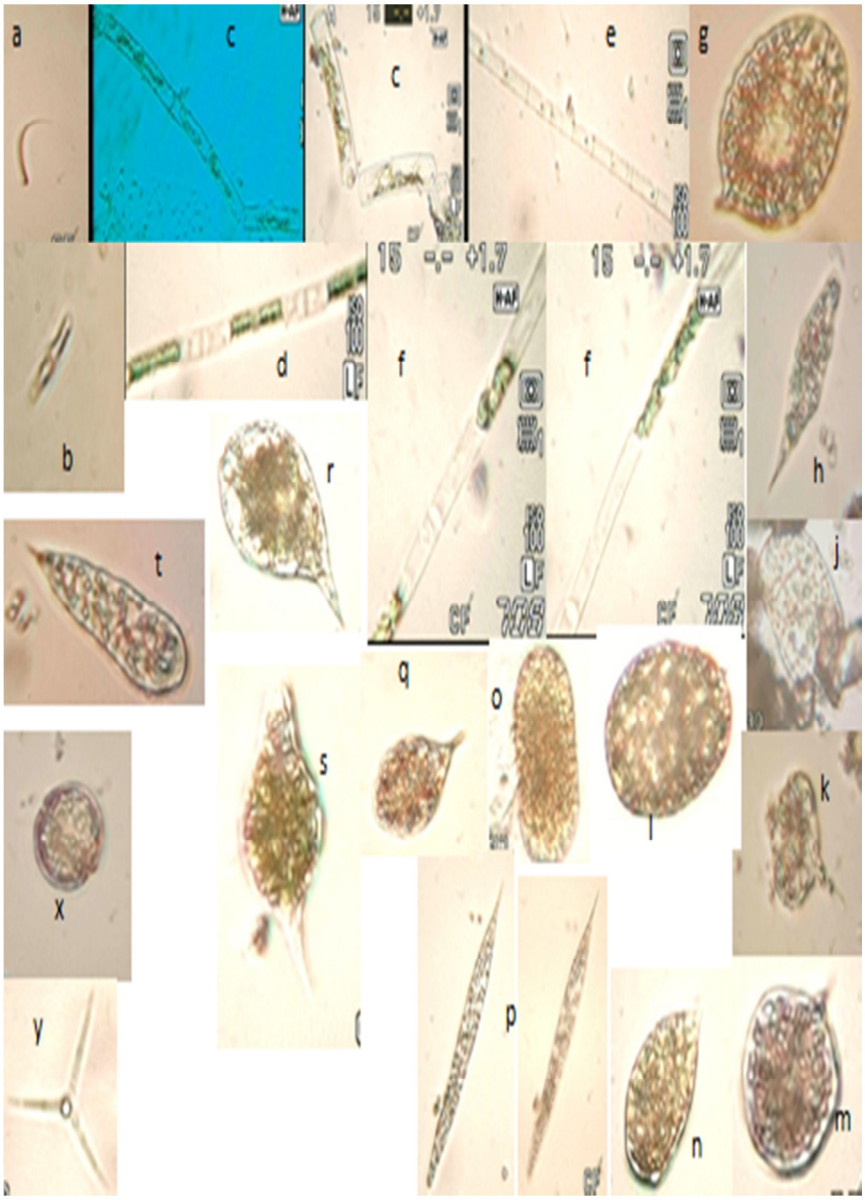
- a- Spirulina major b- Anabaena affinis c-chroococcus turgidus d- Spirulina laxissima e- Lyngbya sp1 f- Pseudanabaena moniliformis g- Chroococcus disperses h- Spirulina subsalsaj- Aphanizomenon sp k- Spirulina laxa l- Anabaena sp1 m- Merismopedia punctate n- Merismopedia glauca o-Gomphosphaeria aponina p- Chroococcusminor q- Merismopedia elegans r- Lyngbya sp2 s- Oscillatoria limosa t-Oscillatoria sp1 w-Synechocystis aquatilis x-Merismopedia convolute y- Cylindrospermum stagnale z-Coelosphaerium sp V-Chroococcus minutes aa- Coelomoron pusillus bb- Arthrospira maxima cc- Anabaena sp1 dd- Nostoc sp1 ee- Anabaena sp2 ff- unknown1 gg- unknown2 hh- unknown3 jj- unknown4 kk- unknown6 ll- unknown 7 mm- unknown9 nn- unknown10 oo-unknown12 pp- unknown13 qq- unnown15



شکل ٤-٤- تصاویر میکروسکوپی بعضی از گونه‌های فیتوپلانکتونی شناسایی شده در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

- اسامی گونه‌های شناسایی شده فیتوپلانکتون‌ها در تصویر:

- a- Nostoc sp2 b- unknown 17 c- unknown 16 d- unknown18 e- unknown19 f- unknown 21 g-Selenastrum westii h-Sphaerocystis schroeteri j-Scenedesmus acuminatus k- Scenedesmus sp1 l- Oocystis sp1 m-Gonatozygon monotaenium n-Monoraphidium contortum o- Scenedesmus dimorphus p- Scenedesmus quadri-cauda q- Oocystis sp2 r- Oocystis sp3 s- Oocystis sp4 t- Scenedesmus bijuga x- Scenedesmus sp2 y-Treubaria crasisoina z-Closterium venus aa-Pediastrum simplex bb-Monoraphidium sp1 cc-Gonatozygon acuneatum dd-Gonatozygon brebissonii ee-Mougeotia scalaris ff- Scenedesmus sp3



شکل ٤-٥-تصاویر میکروسکوپی بعضی از گونه‌های فیتوپلانکتونی شناسایی شده در تالاب هورالعظیم (۱۳۹۰)

- اسامی لاتین گونه‌های شناسایی شده فیتوپلانکتون‌ها در تصویر:

- a-unknown 8 b-unknown5 c-Mougeotia scalaris d-Mougeotia SP2 e- Mougeotia SP1 f- Mougeotia rotundagulata g-Phacus acuminatus h- Euglena viridis j- Trachelomonas lacustris k- Phacus longicaudata l- Trachelomonas sp1 m- Phacus sp1 n- Lepocinclis SP1 o-Trachelomonas abrupta p- Euglena acus q- Lepocinclis wangi r- Euglena clavata s- Euglena anabaena t- Euglena sp x- Gymnodinium sp y-Pachycladella komarekii

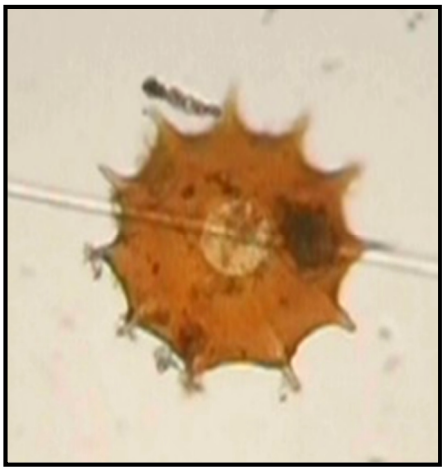
- **ریزوپودا**

- خانواده Arcellidae

- گونه *Arcella vulgaris* (Ehrenberg, 1830) (شکل ۴-۶)

- گونه *Arcella dentata* (Ehrenberg, 1838) (شکل ۴-۷)

شکل ٤- ٦- *Arcella vulgaris*

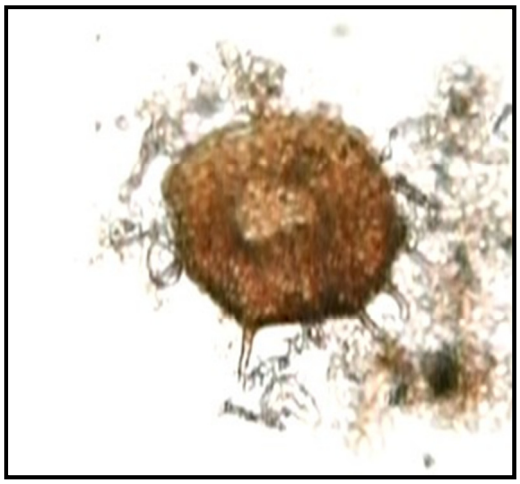


شکل ٤-۷-*Arcella dentata*

– خانواده Centripyxidae

–گونه *Centropyxis aculata* (Ehrenberg ,1838)

زیستگاه آن استخرها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها بر روی جلبک‌ها است. (Thompson, 1997) (شکل ۴–۸).



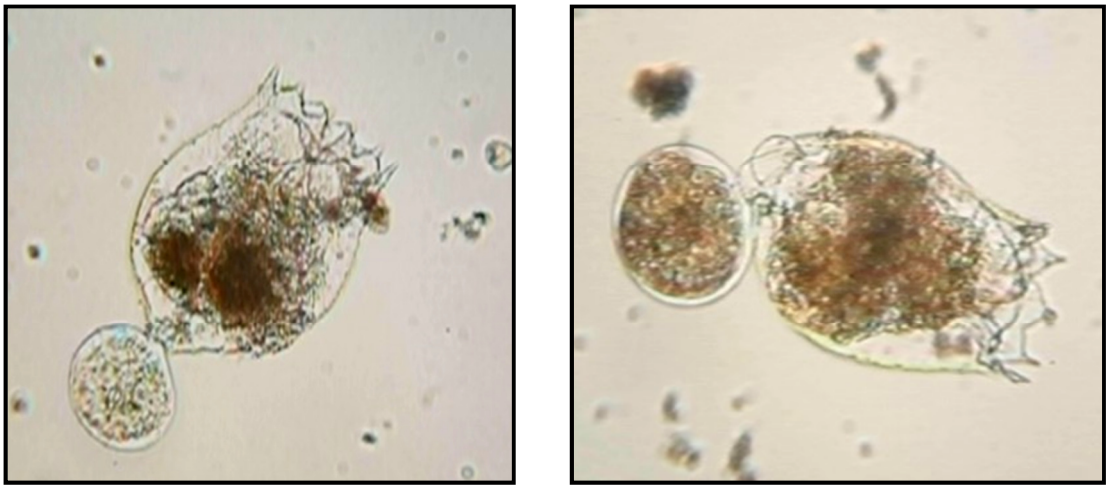
شکل ٤–٨– تصویر *Centropyxis aculatac*

–روتیفرا

–راسته Monogonata

– خانواده Brachionidae

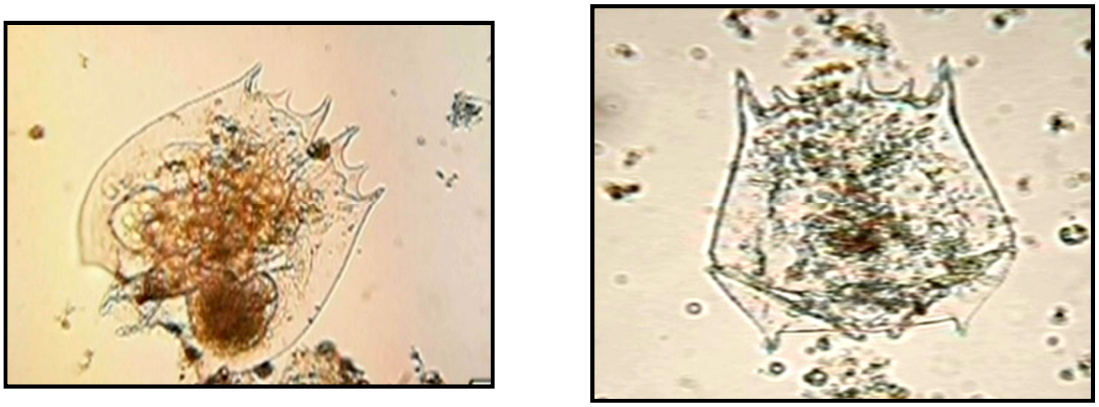
–گونه Brachionus urceolaris (Muller, 1773) (شکل۴–۹)



شکل ٤–٩– تصویر گونه *Brachionus urceolari*

-گونه *Brachionus bidentatus* (Andersen, 1884) (شکل۴-۱۰)

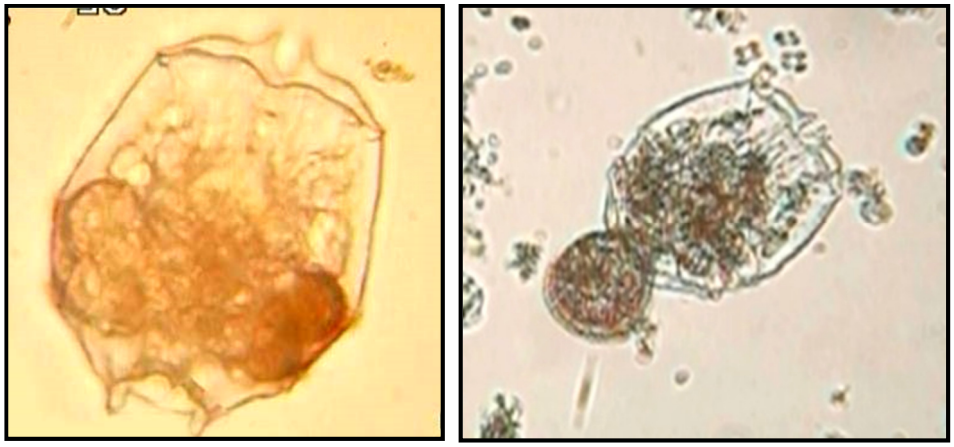
-گونه *Brachionus quadridentatus* (Hermann, 1783) (شکل ۴-۱۱)



شکل٤-۱۰-تصویر گونه *Brachionu bidentatuss*

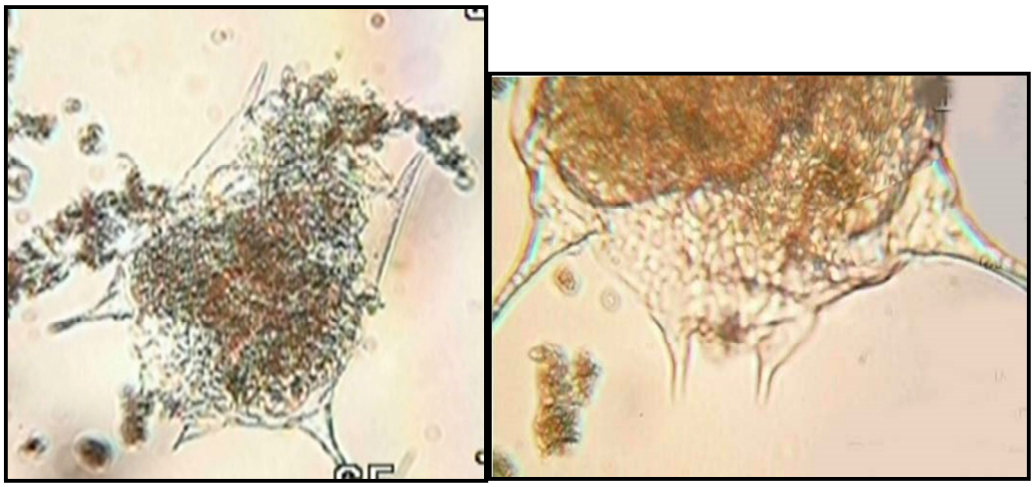
شکل ٤-۱۱: تصویر گونه *Brachionus quadridentatus*

-گونه *Brachionus angularis* (Gosse, 1851) (شکل ۴-۱۲)



شکل ٤-۱۲- تصویر گونه *Brachionus angularis*

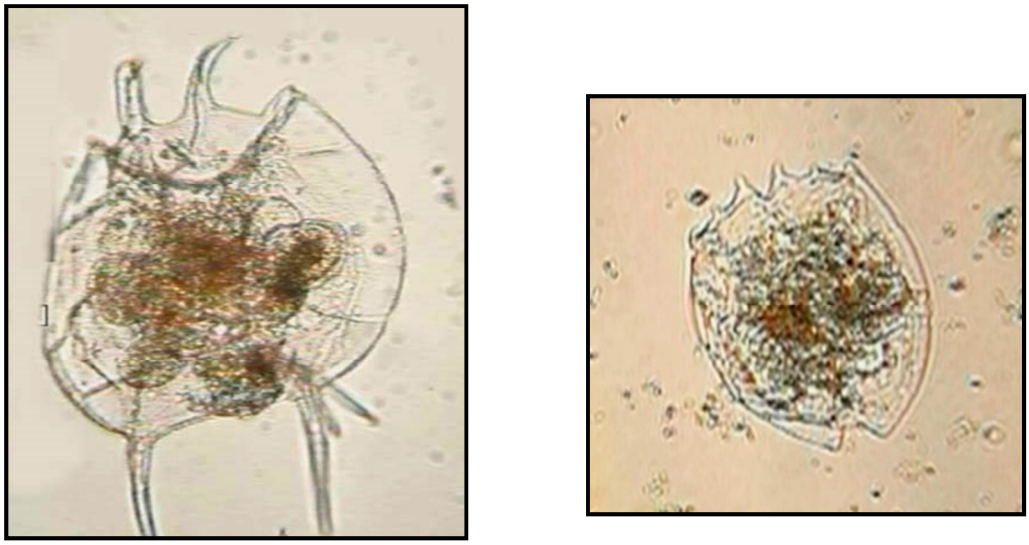
- گونه *Brachionus calcyflorus* (Pallas 1766) (شکل ۴-۱۳)



شکل ٤-۱۳- تصویر گونه *Brachionus calcyfloru*

-گونه *Brachionus bennini* (Leissling, 1924) (شکل ۴-۱۴)

-گونه *Platyias quadricornis* (Ehrenberg, 1832) (شکل ۴-۱۵)

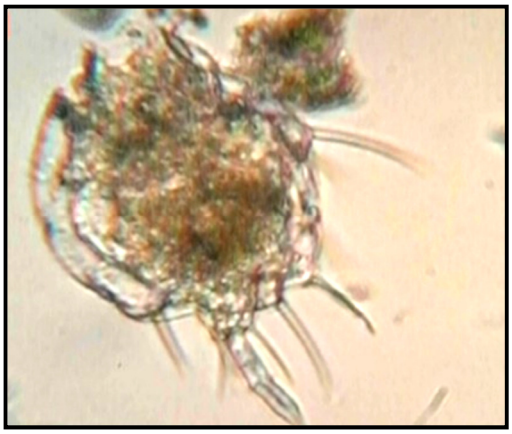


شکل ٤-١٤- تصویر گونه *Brachionus bennini*

شکل ٤-١٥- تصویر گونه *Platyias quadricornis*

- گونه *Keratella quadrata* (Muller, 1786) (شکل ۴-۱۶)
- گونه *Macrochaetus subquadrara* (Perty, 1850) (شکل ۴-۱۷)
- گونه *Euchlanis dilatata* (Ehrenberg, 1823) (شکل ۴-۱۸)

شکل ٤-١٦- تصویر گونه *Keratella quadrata*

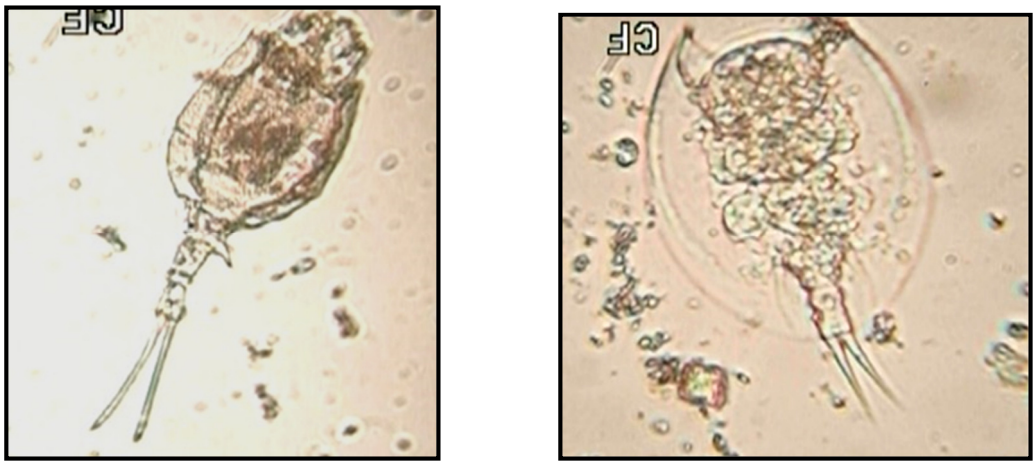


شکل ٤-١٧- تصویر گونه *Euchlanis dilatata*

شکل ٤-١٨- تصویر گونه *Macrochaetus subquadrara*

-گونه *Lepadella patella* (Muller, 1786) (شکل ۴-۱۹)

-گونه *Trichotria tetractis* (Ehrenberg , 1830) (شکل ۴-۲۰)

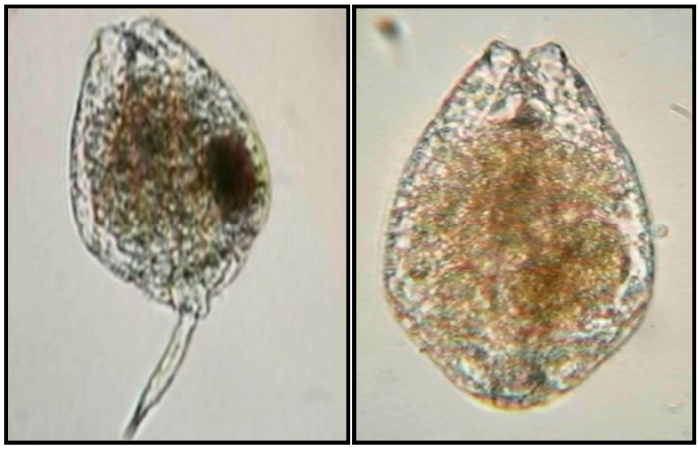


شکل ٤-۱۹- تصویر گونه *Lepadella patella*

شکل ٤-۲۰- تصویر گونه *Trichotria tetractis*

- خانواده Lecanidae

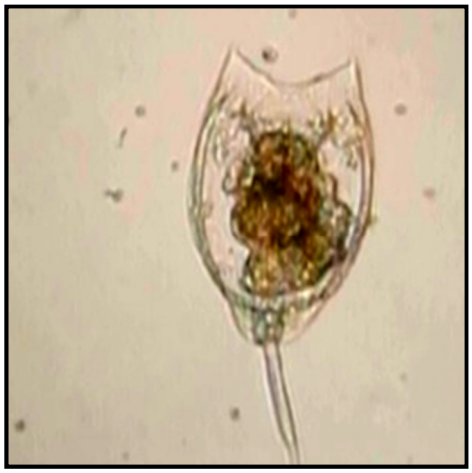
گونه *Monostyla bulla* (Gosse, 1851)(شکل ۴-۲۱)



شکل ٤-۲۱- تصاویر گونه *Monostyla bulla*

گونه *Monostyla arcuata* (Bryce, 1891 (شکل ۴-۲۲)

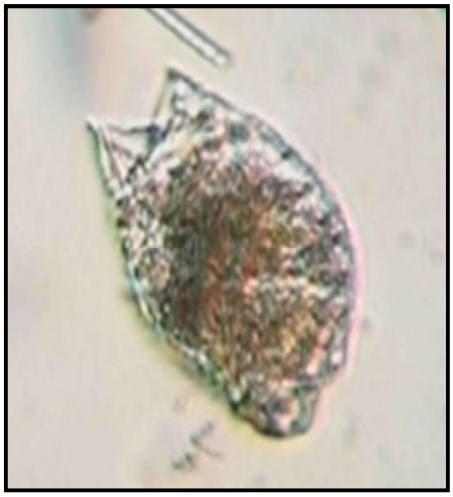
گونه *Monostyla decipiens* (Murray, 1913) (شکل ۵-۲۲)



شکل٤-۲۲-تصویر گونه *Monostyla arculata*

شکل ٤-۲۳-تصویر گونه *Monostyla decipiens*

-گونه *Monostyla hamata* (Stokes , 1896) (شکل ۴- ۲۴)



شکل ٤- ٢٤-تصویر گونه *Monostyla hamata*

-گونه *Lecane luna* (Muller, 1776) (شکل ۴-۲۵)

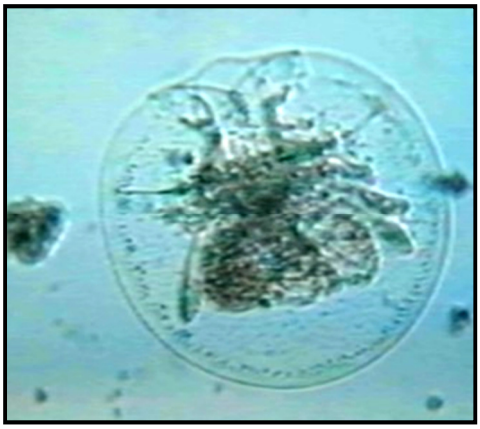
گونه *Lecane aculeata* (Jakubski, 1912) (شکل ۴-۲۶)

شکل ٤- ٢٦-تصویر گونه *Lecane aculeata*

شکل ٤-٢٥-تصویر گونه *Lecane luna*

- خانواده Asplanchnidae

-گونه *Asplanchna herricki* (Guerne ,1888) (شکل ۴-۲۷)

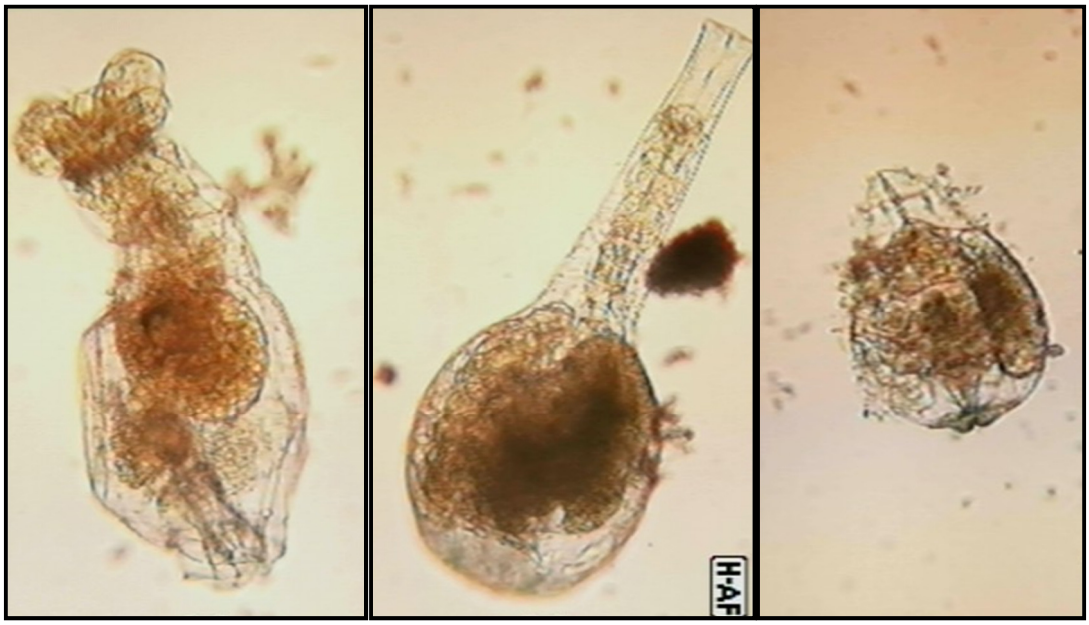


شکل٤-۲۷-تصویر گونه *Asplanchna herricki*

راسته Bdelloidea

- خانواده Philodinidae

جنس *Philodina* sp.(Ehrenberg, 1830)(شکل ۴- ۲۸)



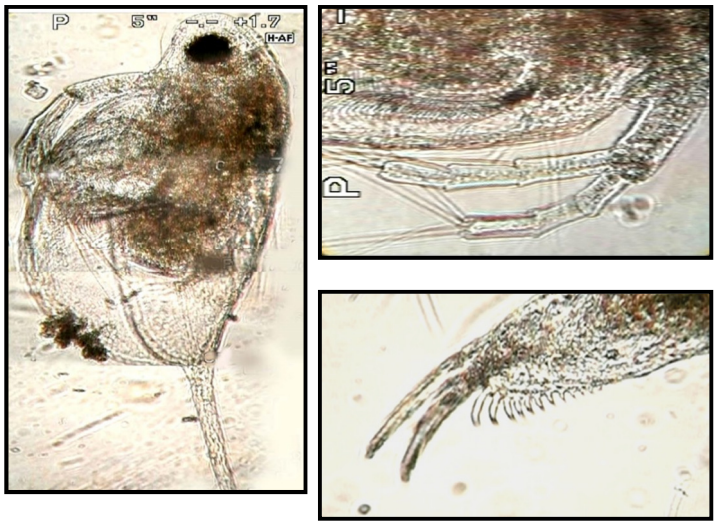
شکل ٤-۲۸- تصویر گونه *Philodina* sp.

در تصویر سمت راست جانور خود را فشرده و به حالت کروی درآورده است. در تصویر وسط نیز کرونا و پا به داخل لوریکا جمع شده است.

کلادوسرا

خانواده Daphnidae

Daphnia sp. (Muller, 1785) (شکل ۴-۲۹)



شکل٤- ۲۹ – تصویر گونه *Daphnia* sp.

تصویر سمت راست در بالا آنتن و در پایین اندام پس شکمی و چنگال را نشان می دهد.

-جنس *Scapholebris* sp. (Schodler,1858) (شکل ۴-۳۰)

-خانواده Sisidae

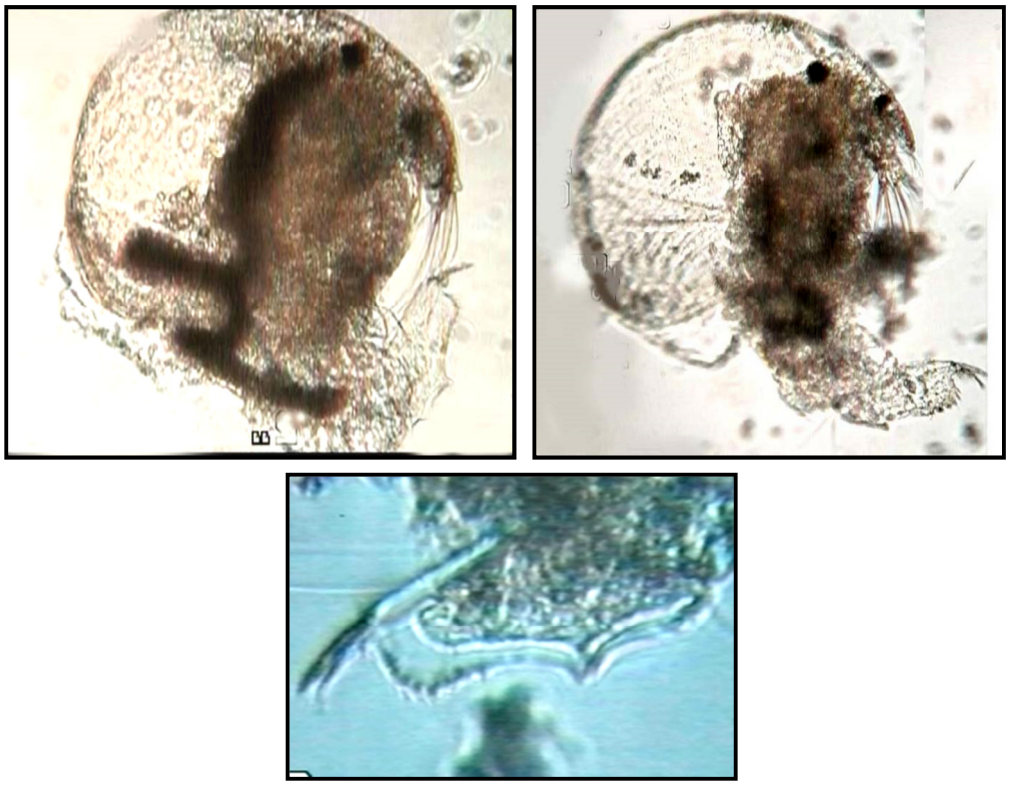
-جنس *Diaphanosoma* sp. (Fisher, 1850)(شکل ۴-۳۱)

شکل٤- ۳۰- تصویر گونه *Scapholebris* sp.

شکل ٤-۳۱- گونه *Diaphanosoma* sp.

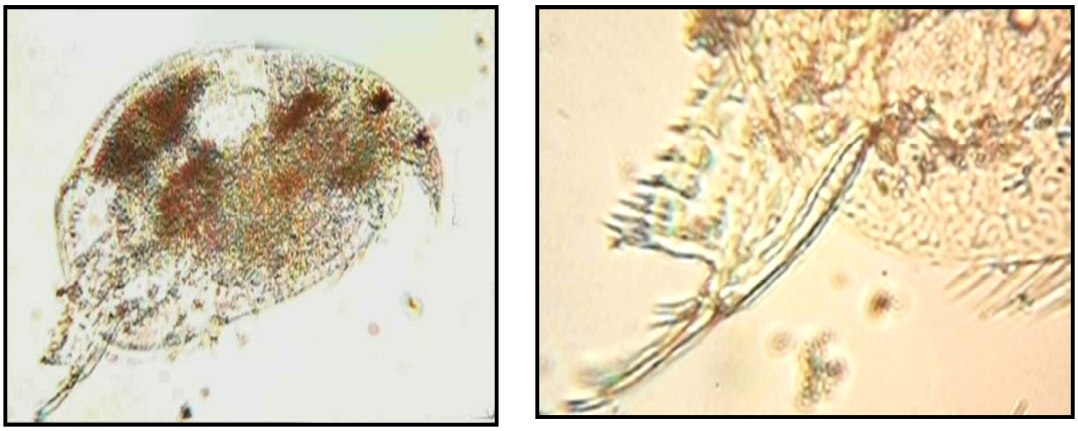
-خانواده Chydoridae

گونه *Chydorus sphericus* (Muller, 1783) (شکل ٤-٣٢)



شکل٤-٣٢- تصویر گونه *Chydorus sphericus*

تصویر سمت راست یک لوریکای خط دار و تصویر سمت چپ لوریکای مشبک را نشان می دهد. تصویر پایین نیز شکل اندام پس شکمی را نشان میدهد.



شکل ٤-٣٣- تصویر گونه *Alona costata*

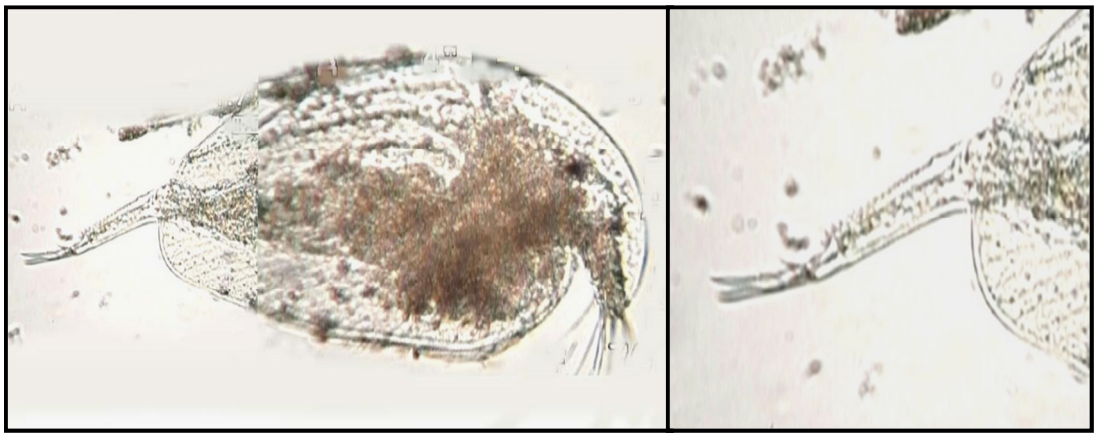
شکل سمت راست شکل اندام پس شکمی را نشان میدهد.

-گونه *Alona rectangulata* (Sars, 1861) (شکل ۴-۳۴)

شکل٤-٣٤- گونه *Alona rectangulata*

تصویر سمت راست شکل اندام پس شکمی را نشان میدهد.

-گونه *Camptocercus rectirostris* (Schodler, 1862) (تصویر ۴-۳۵)



شکل٤-٣٥- تصویر گونه *Camptocercus rectirostris*

تصویر سمت راست شکل اندام پس شکمی را نشان میدهد.

کوپه پود ا (پاروپایان)

- خانواده Cyclopoidae

گونه Mesocyclops hyalinus (Rehberg, 1880) (شکل ۴-۳۶)

شکل٤-٣٦- تصویر *گونه Mesocyclops hyalinus*

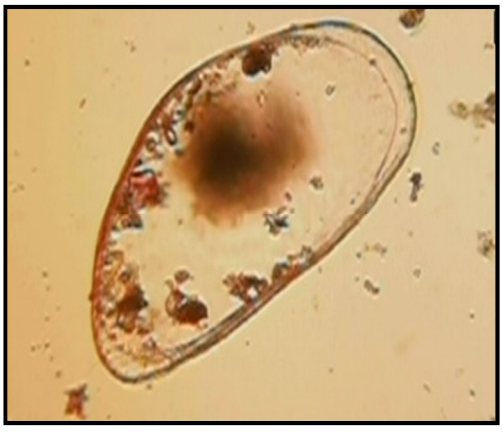
جنس *Cyclops* sp. (Muller, 1783) (شکل ۴-۳۷)

شکل٤- ٣٧- تصویر گونه *Cyclops* sp.

تصاویر سمت راست در بالا شکل پا و در پایین شکل شاخک دمی را نشان می‌دهند.

شکل٤-۳۸- تصویر گونه *Nematoda* sp

شکل ٤-۳۹- تصویر *Chironomidae larva*



شکل ٤-٤٠- تصویر *Ostracode larva*

شکل ٤- ٤١- تصویر Naplia of cyclops

ماهیان جنس *Alburnoides* sp. (Jeitteles, 1861)

ماهیان این جنس در اروپا، آسیای مرکزی و آسیای صغیر شناسایی شده اند و دارای ۱۷ گونه می باشد. دندان های حلقی آنها دو ردیفی، با لبه های تیز و قوی بوده اما دندانه دار نمی باشند. سایز فلس ها متوسط است. قبل از باله پشتی گودی وجود ندارد و صاف است. باله پشتی و باله مخرجی نسبتا کشیده است. شعاع غیرمنشعب باله پشتی سخت و محکم است. خارهای آبششی کوتاه و کم هستند (Coad, 2010).

گونه: *Alburnoides bipunctatus* (Bloch ,1782)

نام انگلیسی: spirilin

نام فارسی: خیاطه

مشخصات: قسمت قدامی بدن در ناحیه پشتی برآمده است و شکاف دهان افقی است. باله پشتی دارای ۳-۲ شعاع غیر منشعب و ۱۰-۶ شعاع منشعب (معمولا ۸) است، باله مخرجی دارای۳-۲ شعاع غیر منشعب و ۱۸-۱۰ شعاع منشعب (معمولا ۱۳-۱۲) است، باله سینه ای دارای ۱۶-۱۲ شعاع منشعب و باله شکمی دارای۸-۶ شعاع منشعب (معمولا ۷) شعاع منشعب است. تعداد فلس بر روی خط جانبی ۵۸-۴۳ است. تعداد خارها روی کمان آبششی بین ۱۲-۵ (معمولا ۱۰-۷) بوده و فرمول دندان حلقی نیز (۴،۲-۲،۵) می باشد. صفت مشخصه این ماهی، خط جانبی سیاه رنگ آن است شکل ۷-۴ در این مطالعه جنسیت گونه ها ۱۰۰ درصد ماده مشاهده گردید.

زیستگاه: ماهی خیاطه به صورت دسته جمعی در آب‌های زلال رودخانه ها و یا قناتها با جریان سریع مشاهده می شود.

تغذیه: از حشرات و پلانکتون ها تغذیه می کنند.

تولید مثل: فصل بهار است.

ارزش اقتصادی: ماهی خیاطه فاقد ارزش اقتصادی است.

پراکنش: حوضه دریای خزر، دریاچه ارومیه دریاچه نمک و حوضه رودخانه‌های کر، دجله ،کارون، زاینده رود و تجن گهگاهی نیز در قنات‌ها هم صید می‌شوند.

شکل ٤-٤٢- گونه *Alburnoides bipunctatus*

جنس *Aspius* sp. (Agassiz, 1832)

این جنس دارای بدنی کشیده و بزرگ بود و فلس ها کوچک، دهان مورب با فک زبرین و برآمده است. سبیلک ندارند. دندان حلقی ۲ردیفی و تیز و قلاب دار است. خارهای آبششی کوتاه و از عرض مجزا می باشد. باله پشتی کوتاه و سخت دندانه داراست. باله مخرجی طویل و شکاف آبششی عریض است (۵۵).

گونه: *Aspius vorax* (Heckel , 1843)

نام انگلیسی: -

نام فارسی: شلج

مشخصات: فلس ها کوچک، دهان کشیده و باریک و تا حدی حالت زبرین دارد. باله پشتی دارای ۳-۲ شعاع غیر منشعب و ۹-۷ شعاع منشعب (معمولا ۸) است و باله مخرجی دارای۳-۲ شعاع غیر منشعب و ۱۳-۹ شعاع منشعب است وباله سینه ای ۱۸-۱۶ شعاع منشعب است و باله شکمی دارای۹-۸ شعاع منشعب (معمولا ۸) است. تعداد فلس بر روی خط جانبی ۱۱۰- ۸۲ است. تعداد خارها نیز روی کمان آبششی ۱۴-۹ و فرم دندان حلقی نیز (۵،۳ -۳،۵) و یا (۵،۲ -۳،۵) می باشد شکل ۷-۵ در این مطالعه جنسیت این گونه ۲۵.۵ درصد نر و ۶۶.۲ درصد ماده و ۰.۴ درصد خراب مشاهده گردید.

زیستگاه: در رودخانه ها، نهرها، تالاب ها، دریاچه ها، در مناطق پوشیده از گیاه و در آب‌های کم عمق زندگی می کند.

تغذیه: این ماهی گوشتخوار است. از بقایای ماهی هاو نیز سایر ماهیان زنده تغذیه می کنند.

ارزش اقتصادی: با توجه به رشد نسبتا خوب می تواند یکی از ماهیان دارای ارزش صید ورزشی و اقتصادی باشد.

پراکنش: حوضه رودخانه های دجله و کارون

شکل ٤-٤٣- جنس *Aspius vorax* (Cuvier and Cloquet, 1816)

این جنس در اروپا، جنوب غرب آسیا و آفریقا شناسایی شده است و ۸۰۰ گونه را شامل می شود. گونه های جنوب غرب آسیا دارای بدنی فشرده یا گرد، اندازه متوسط تا خیلی بزرگ می باشند. فلس ها کوچک تا بزرگ است. تعداد فلس بر روی خط جانبی ۱۰۳-۲۶ است. اطراف باله مخرجی پوششی از فلس وجود ندارد. بیشتر گونه ها معمولا دو جفت سبیلک دارند. آخرین شعاع غیر منشعب باله پشتی محکم و خار

مانند است و ممکن است دندانه داربوده یا صاف باشد. باله مخرجی کوتاه است و معمولا دارای ۵ شعاع منشعب می باشد. دندان حلقی سه ردیفی بالبه های تیز یا قاشق مانند است ولی گاهی اوقات حجیم و مانند دندان آسیاب می باشد. روده کوتاه است.پرده صفاق به رنگ سفید، قهوه ای یا سیاه است (۵۵) .

گونه: ***Luciobarbus barbulus*** **(Heckel,1849)**

نام انگلیسی:

نام فارسی: برزم لب پهن

مشخصات: بدن کشیده و دارای لبهای بسیار پهن می باشد به همین دلیل لب پهن نامیده می شود. دارای ۲ جفت سبیلک است. دارای ۴ عدد شعاع غیر منشعب و ۹-۸ عدد شعاع منشعب (معمولا ۸) در باله پشتی، ۳ عدد شعاع غیر منشعب و ۵ عدد شعاع منشعب در باله مخرجی، ۱۹-۱۷ عدد شعاع منشعب دربالله سینه ای و ۸ عدد شعاع منشعب در باله شکمی می باشد. آخرین شعاع غیر منشعب باله پشتی معمولا خیلی محکم و دندانه دار است. تعداد فلس بر روی خط جانبی ۵۹-۴۷ است. تعداد خارها بر روی کمان آبششی ۲۴-۱۴ و فرمول دندان حلقی نیز ۵،۳،۲-۲،۳،۵ می باشد شکل ۷-۶ در این مطالعه جنسیت این گونه۲۸/۶ درصد نر و ۷۱/۴ درصد مشاهده گردید.

زیستگاه: در قسمت‌های میانی رودخانه ها که دارای بستر ماسه ای، گل ولای و قلوه سنگی بسر می برند.

تغذیه: در دوران لاروی از حشرات آبزی و سایر بی مهرگان تغذیه نموده و همچنان که بزرگ می شود از ماهیان نیز تغذیه می نماید.

تولید مثل: فصل بهار

ارزش اقتصادی: دارای ارزش صید ورزشی می باشند.

پراکنش: حوضه رودخانه های کر، دجله، کارون و حوضه خلیج فارس.

شکل ٤-٤٤-گونه ***Luciobarbus barbulus***

گونه: ***Tor grypus*** **(Heckel, 1843)**

نام انگلیسی: Large scaled brard

نام فارسی: شیربت

مشخصات: این ماهی دارای بدنی کشیده و دوکی شکل است. دارای فلس های سیکلوئیدی، بزرگ و براق می باشد. دهان زیرانتهایی است. دو جفت سبیلک دارد. رنگ آن در پشت و پهلوها، قرمز مایل به قهوه ای و شکم آن سفید رنگ است. دارای ۴ شعاع غیر منشعب و ۹-۷ شعاع منشعب (معمولا ۸) در باله پشتی، ۳شعاع غیر منشعب و ۵ شعاع منشعب در باله مخرجی، ۱۸-۱۴ شعاع منشعب در باله سینه ای و۸-۷ شعاع منشعب (معمولا ۸) در باله شکمی می باشد. آخرین شعاع غیر منشعب باله پشتی بدون دندانه صاف و خارمانند و تیز است. تعداد فلس بر روی خط جانبی ۴۳-۳۴ می باشد. تعداد خارها روی کمان آبششی ۲۲-۱۹ و فرمول دندان حلقی نیز ۵،۳،۲-۲،۳،۵ می باشد شکل ۷-۷ در این مطالعه جنسیت این گونه ۳۷.۵ درصد نر و ۵۰ درصد ماده و ۱۲.۵ درصد خراب مشاهده گردید.

زیستگاه: قابلیت سازگاری در شرایط مختلف را داراست. اما معمولا محیطی را ترجیح می دهد که دمای آن به طور متوسط۲۲/۵ درجه سانتیگراد و اکسیژن محلول آن ۷/۶PPm- ۷/۵ و شوری PPt ۱/۵- ۱ و عمق حدود ۵ متر با PH خنثی یا کمی قلیایی و جریان آرام و بستری لجنی داشته باشد.

تغذیه: دارای رژیم همه چیز خواری می باشد.

تولید مثل: روی بستری از شن نرم که با لایه ای از ماسه های سخت پوشیده شده است و درون حفره های باریک و عمیق موجود درون شن تخم های خود را می گذارد. فصل تخم ریزی از اردیبهشت تا اواخر خرداد است. در سن ۴ سالگی بالغ می شوند.

ارزش اقتصادی: با توجه به رشد نسبتا خوب و اندازه بزرگ آنها، دارای ارزش اقتصادی بوده و نیز مناسب برای صید ورزشی می باشد.

پراکنش: حوضه های رودخانه های دجله، کارون، خلیج فارس و هرمز

شکل ٤-٤٥-گونه ***Tor grypus***

Abstract

Rregarding the potential and capabilities of different socio-economic, ecological and recreational, Hurolazim wetland is allocated as a special place in the collection of ecosystems and environment and the study of existing ecological conditions is necessary to protect and restoring management. In this study, monthly Samples of four stations (stations north of the road , Imam Reza (1) and south of the road, Imam Reza (2) ,in the Rofayeh area and stations Tabor (3) and the Shatt Ali (4), in the Shatt Ali area) were taken during the year from April to March 2012. Samples included physical and chemical parameters , phyto and zoo planktons, benthos, fish, and fishing status. Phytoplankton samples using sampling bottles from 0.5 meters below the surface were taken and counted based on alive unit. Zooplankton samples were collected by 100 micron mesh size plankton net from a depth of 1.5-2 meters .

Benthic animals and sediment were sampled by Van Vin grab(0.125 square meters). One sample for benthos and one sample for grain size analysis and percentage of organic matter were sampled from each stations. In order to estimate the monthly depleted catches, data collected from the census in place and sampling was done at the time. Three fishing area has inspected randomly once every 15 days and active fishermen and caches were recorded in the prepared forms during the day. In this way, the number of observed boats, the average boat per day, the catches of the boats and CPUE were registered and total fishing effort was calculated monthly.

In this study, 194 species of phytoplankton were identified. Diatoms with 85 species, Cyanophyta with 59 species, Chlorophyta with 31 species, Euglenophyta and Dinophyta with 18 and one species were observed respectively.

The highest abundance frequency of phytoplanktons with 38.96 percent were observed in Tabar station (3), Diatoms with 46% has shown the highest frequency and then Cyanophyta (34.17%), Chlorophyta (16.39%), Euglenophyta (1.6 %) and Dinophta (1.58%) were included of the total abundance respectively. In the summer colonies of Cyanophyta were in high density. A total of 35 species of zooplankton have been identified. from Rizopoda, the species of Arcellidae and Centripyxidae families, from Rotifera, the species of Brachionidae, Lecanidae, Asplanchnidae and Philodinidae families, from Cladocera ,the species of Daphnidae, Sisidae and Chydoridae families and from copepods, Cyclopoda families have been observed that included about 98 percent of identified zooplankton. Respectively, Copepoda (39.9 %), Rotifera (34.71 %), Cladocera (22.38 %) and Rizopoda (0.843 %) were dominant groups. The species *Brachionus urceolari*s with average density of 7.29 individual per liter, is the most abundant species that included 17 % of total abundance frequency in the wetland.

The higher frequency of crustacean zooplankton such as Copepoda and Cladocera could be indicated an environment more favorable conditions and expected to be good status of food in the Horolazim wetland.

Among the known benthic groups, families, Tephritidae (85%) and Chironomidae (7 %) of the order Diptera and Ostracoda (2 %) from crustacean, were the dominant macrobentic groups Among the studied stations, Station South Road Imam Reza (2), and the station Shatt Ali (4), were the highest and the lowest abundance respectively.

The mean abundance of macrobenthos in different seasons showed the lowest and the highest abundance frequency in summer and winter respectively. According to diversity indices, The stations Tabar (3) was the highest and the Station South Road Imam Reza (2), was the lowest value of diversity index.

The results showed the higher than 71.84 % of Silt-Clay percentage in all stations, The highest value of sediments TOM in the Station South of the Road Imam Reza(2) in the winter and the lowest in station Shat Ali(4) in summer were recorded. Based on HFBI index the stations north of the road Imam Reza (1) and the station Shatt Ali (4) in moderate status and the stations south of the road Imam Reza (2) and Tabar (3) in good status were classified.

In this study, 15 species of fishes belonging to 8 genera and 3 families were identified. It was noticed that 87.4 percent of all identified species in the wetland belonged to the Cyprinidae family. The results of previous studies in 2006 and 2008 in the Iraqi part of Hawizeh wetland showed that the most common fish species belonged to Biah, Karas, Hemry and Shelej that included 89.3 percent of total fishing in the current study .Finally, It is evaluated that changes in water regime of freshwater wetlands, controlled the environmental characteristics and conditions. That means water plays a decisive role in the vital characteristics of wetlands. changes of quantity and quality of water may be associated with changing the quantity and quality of biotic fauna in wetland system. In the management and protection of a wetland system, it is necessary to adopt measures based on scientific principles and reasonable methods in order to protect water quality.

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute – Aquaculture Research Center- South of Iran

---

Project Title : Survey on ecological Characteristics of Horolazim wetland in Khozestan(2012-2013)
Approved Number: 4-74-12-93105
Author: Simin Dehghan Madiseh
Project Researcher : Simin Dehghan Madiseh
Collaborator(s): F. Esmaily, M. Kh. Nilsaz, M. Mazreavy, S. Sabzalizadeh, N. Jahani, Gh. Eskandary, F. Kianersi, J. Banitorfyzadegan, S. Albo obid
Advisor(s): -
Supervisor: -
Location of execution : Khozestan province
Date of Beginning : 2014
Period of execution : 1 Year & 6 Months
Publisher : Iranian Fisheries Science Research Institute
Date of publishing : 2018

All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute -Aquaculture Research Center- South of Iran

Project Title :

Survey on ecological Characteristics of Horolazim wetland in Khozestan(2012-2013)

Project Researcher :

Simin Dehghan Madiseh

Register NO.
52857