

جمهوری اسلامی ایران

معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور

# راهنمای مطالعات ظرفیت

# خودپالایی رودخانه‌ها

نشریه شماره ۴۸۱

وزارت نیرو

دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا

<http://seso.moe.org.ir>

معاونت نظارت راهبردی

دفتر نظام فنی اجرایی

<http://tec.mporg.ir>



omoorepeyman.ir



[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)



بسمه تعالی

ریاست جمهوری

معاون برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور

شماره:	۱۰۰/۹۳۷۴
تاریخ:	۱۳۸۸/۲/۷

بخشنامه به دستگاه‌های اجرایی، مهندسان مشاور و پیمانکاران

موضوع:

راهنمای مطالعات ظرفیت خود پالایی رودخانه‌ها

به استناد آیین‌نامه استانداردهای اجرایی طرح‌های عمرانی، موضوع ماده (۲۳) قانون برنامه و بودجه و در چارچوب نظام فنی و اجرایی کشور (مصوبه شماره ۴۲۳۳۹/ت/۳۳۴۹۷ هـ مورخ ۱۳۸۵/۴/۲۰ هیأت محترم وزیران)، به پیوست نشریه شماره ۴۸۱ دفتر نظام فنی اجرایی، با عنوان «راهنمای مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها» از نوع گروه سوم ابلاغ می‌شود.

دستگاه‌های اجرایی، مهندسان مشاور، پیمانکاران و عوامل دیگر می‌توانند از این نشریه به عنوان راهنما استفاده کنند و در صورتی که روش‌ها، دستورالعمل‌ها و راهنمای بهتری در اختیار داشته باشند، رعایت مفاد این بخشنامه الزامی نیست.

عوامل یاد شده باید نسخه‌ای از دستورالعمل‌ها، روش‌ها یا راهنماهای جایگزین را به دفتر نظام فنی اجرایی ارسال کنند.

امیرمنصور برقی

معاون برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور



omoorepeyman.ir



[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

# اصلاح مدارک فنی

## خواننده گرامی

دفتر نظام فنی اجرایی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، با استفاده از نظر کارشناسان برجسته مبادرت به تهیه این نشریه نموده و آن را برای استفاده به جامعه مهندسی کشور عرضه نموده است. با وجود تلاش فراوان، این اثر مصون از ایرادهایی نظیر غلط‌های مفهومی، فنی، ابهام، ابهام و اشکالات موضوعی نیست.

از این رو، از شما خواننده گرامی صمیمانه تقاضا دارد در صورت مشاهده هرگونه ایراد و اشکال فنی

مراتب را به صورت زیر گزارش فرمایید:

- ۱- شماره بند و صفحه موضوع مورد نظر را مشخص کنید.
  - ۲- ایراد مورد نظر را به صورت خلاصه بیان دارید.
  - ۳- در صورت امکان متن اصلاح شده را برای جایگزینی ارسال نمایید.
  - ۴- نشانی خود را برای تماس احتمالی ذکر فرمایید.
- کارشناسان این دفتر نظرهای دریافتی را به دقت مطالعه نموده و اقدام مقتضی را معمول خواهند داشت. پیشاپیش از همکاری و دقت نظر جنابعالی قدردانی می‌شود.

نشانی برای مکاتبه: تهران، میدان بهارستان، خیابان صفی‌علی‌شاه، مرکز تلفن ۳۳۲۷۱، معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، دفتر نظام فنی اجرایی  
Email: [tsb.dta@mporg.ir](mailto:tsb.dta@mporg.ir) web: <http://tec.mporg.ir/>





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## بسمه تعالی

### پیشگفتار

طبق نظام فنی و اجرایی کشور (مصوبه شماره ۳۳۴۹۷/ت/۴۲۳۳۹ هـ مورخ ۱۳۸۵/۴/۲۰ هیأت محترم وزیران) استفاده از ضوابط، معیارها و استانداردها در مراحل پیدایش، مطالعات توجیهی، طراحی پایه و تفصیلی، اجرا، راه‌اندازی، تحویل و شروع بهره‌برداری طرح‌ها و پروژه‌های سرمایه‌گذاری به لحاظ رعایت جنبه‌های توجیه فنی و اقتصادی طرح‌ها، تامین کیفیت طراحی و اجرا (عمر مفید) و کاهش هزینه‌های نگهداری و بهره‌برداری از اهمیت ویژه برخوردار می‌باشد.

با توجه به مراتب یاد شده و شرایط اقلیمی و محدودیت منابع آب در ایران، امور آب وزارت نیرو (طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور) با همکاری معاونت نظارت راهبردی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور (دفتر نظام فنی اجرایی) به استناد آیین‌نامه اجرایی طرح‌های عمرانی، موضوع ماده ۲۳ قانون برنامه و بودجه اقدام به تهیه استانداردهای مهندسی آب کرده است.

استانداردهای مهندسی آب با در نظر داشتن موارد زیر تهیه و تدوین شده است:

- استفاده از تخصص‌ها و تجربه‌های کارشناسان و صاحب‌نظران شاغل در بخش عمومی و خصوصی؛
  - استفاده از منابع و مآخذ معتبر و استانداردهای بین‌المللی؛
  - بهره‌گیری از تجارب دستگاه‌های اجرایی، سازمان‌ها، نهادها، واحدهای صنعتی، واحدهای مطالعه، طراحی و ساخت؛
  - پرهیز از دوباره‌کاری‌ها و اتلاف منابع مالی و غیرمالی کشور؛
  - توجه به اصول و موازین مورد عمل موسسه استانداردها و تحقیقات صنعتی ایران و سایر موسسات تهیه‌کننده استاندارد.
- راهنمای حاضر با هدف ارائه اطلاعات کلی برای کارشناسان فنی و برنامه‌ریزان جهت مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها تهیه شده است.

ضمن تشکر از کارشناسان محترم برای بررسی و اظهار نظر در مورد این استاندارد، امید است مجریان و دست‌اندرکاران بخش آب، با به کارگیری استانداردهای یاد شده، برای پیشرفت و خودکفایی این بخش از فعالیت‌های کشور تلاش کرده و صاحب‌نظران و متخصصان نیز با اظهار نظرهای سازنده در تکامل این استانداردها مشارکت کنند. با همه‌ی تلاش انجام‌شده قطعاً هنوز کاستی‌هایی در متن موجود است که این‌شاء... کاربرد عملی و در سطح وسیع این نشریه توسط مهندسان موجبات شناسایی و برطرف نمودن آن‌ها را فراهم خواهد کرد.

در پایان، از تلاش و جدیت مدیرکل محترم دفتر نظام فنی اجرایی، سرکار خانم مهندس بهناز پورسید و کارشناسان این دفتر، نماینده مجری محترم طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور وزارت نیرو، جناب آقای مهندس محمد حاج‌رسولیه‌ها و متخصصان همکار در امر تهیه و نهایی نمودن این نشریه، تشکر و قدردانی می‌نماید. امید است شاهد توفیق روزافزون همه‌ی این بزرگواران در خدمت به مردم شریف ایران اسلامی باشیم.

معاون نظارت راهبردی

۱۳۸۸



## ترکیب اعضای تهیه کننده، کمیته و ناظران تخصصی

این راهنما در دانشگاه صنعتی شریف با مسئولیت آقای دکتر مسعود تجربی و همکاری افراد زیر تهیه شده است. اسامی این افراد به ترتیب حروف الفبا به شرح زیر است:

دکترای مهندسی عمران (آب و محیط زیست)	دانشگاه صنعتی شریف	آقای احمد ابریشم چی
کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست	دانشگاه صنعتی شریف	آقای مهدی احمدی
دکترای محیط زیست (منابع آب)	دانشگاه صنعتی شریف	آقای مسعود تجربی
دکترای مهندسی محیط زیست	دانشگاه صنعتی شریف	آقای ایوب ترکیان
گروه نظارتی که مسئولیت نظارت تخصصی بر تدوین این راهنما را به عهده داشته اند به ترتیب حروف الفبا به شرح زیر است:		
دکترای اکولوژی آبهای داخلی	دانشگاه شهید بهشتی	آقای بهروز دهباز
لیسانس مهندسی راه و ساختمان	طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی	خانم مهین کاظمزاده
دکترای مهندسی محیط زیست	دانشگاه تربیت مدرس	آقای حسین گنجی دوست

اسامی اعضای کمیته تخصصی محیط زیست طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی که بررسی و تایید راهنمای حاضر را به عهده داشته اند به ترتیب حروف الفبا به شرح زیر است:

کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست	شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران	آقای امیرحسین ایزد دوستدار
دکترای تخصصی علوم محیط زیست	وزارت نیرو- دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا	خانم عالیبه ثابت رفتار
دکترای اکولوژی آبهای داخلی	دانشگاه شهید بهشتی	آقای بهروز دهباز
فوق لیسانس مهندسی شیمی	سازمان حفاظت محیط زیست	خانم نادیا روستایی
لیسانس مهندسی راه و ساختمان	طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی	خانم مهین کاظمزاده
دکترای علوم محیط زیست	دانشگاه جامع علمی و کاربردی	آقای محمد محمدی
دکترای مهندسی محیط زیست	دانشگاه شهید بهشتی	آقای سید حسین هاشمی

کارشناسان معاونت نظارت راهبردی:

لیسانس مهندسی کشاورزی	دفتر نظام فنی اجرایی	آقای علیرضا دولتشاهی
کارشناس ارشد مهندسی صنایع	دفتر نظام فنی اجرایی	خانم فرزانه آقارمضانعلی
کارشناس ارشد مهندسی عمران - ژئوتکنیک	دفتر نظام فنی اجرایی	خانم شهرزاد روشن خواه

در خاتمه از جناب آقای مهندس حسین شفیعی فر که با بازخوانی و ارائه نظرات مفید خود، در تهیه و تدوین این راهنما همکاری نموده اند، قدردانی می شود.



## فهرست مطالب

<u>صفحه</u>	<u>عنوان</u>
۱	مقدمه
۳	فصل اول - کلیات
۵	۱-۱- هدف
۵	۲-۱- دامنه کاربرد
۵	۳-۱- ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL
۹	فصل دوم - قوانین، مقررات و نگرش‌های زیست محیطی مربوط به سلامت و کیفیت آب رودخانه‌ها
۱۱	۱-۲- کلیات
۱۱	۲-۲- قوانین و مقررات زیست محیطی مربوط به کیفیت آب
۱۱	۱-۲-۲- ایران
۱۱	۲-۲-۲- ایالات متحده آمریکا- آژانس حفاظت محیط زیست (EPA)
۱۲	۳-۲- طبقه‌بندی آب رودخانه‌ها، معیارها و استانداردهای کیفیت آب و مقررات تخلیه پساب
۱۲	۱-۳-۲- طبقه‌بندی آب رودخانه‌ها
۱۳	۲-۳-۲- معیارهای کیفیت آب
۱۴	۳-۳-۲- استانداردهای کیفیت آب
۱۵	۴-۳-۲- مقررات تخلیه پساب در رودخانه‌ها
۱۶	۴-۲- شاخص کیفیت آب (WQI)
۱۷	۵-۲- نگرش‌های مربوط به حفظ سلامت و کیفیت آب رودخانه‌ها
۱۷	۱-۵-۲- نگرش ارزیابی زیستی
۱۸	۲-۵-۲- نگرش مبتنی بر کیفیت پساب
۱۸	۳-۵-۲- نگرش مبتنی بر کیفیت آب
۱۹	۴-۵-۲- نگرش مبتنی بر تحلیل هزینه - سود
۱۹	۶-۲- ارزیابی مقررات کیفیت آب
۲۱	فصل سوم - مفاهیم و اصول خودپالایی رودخانه‌ها
۲۳	۱-۳- کلیات
۲۳	۲-۳- شناسایی و بررسی عوامل تاثیرگذار بر خودپالایی رودخانه‌ها
۲۳	۱-۲-۳- ویژگی‌های منابع آلاینده
۲۵	۲-۲-۳- عوامل هواشناسی، هیدرولوژیکی و هیدرولیکی



## فهرست مطالب

<u>صفحه</u>	<u>عنوان</u>
۲۷	۳-۲-۳- عوامل فیزیکی، شیمیایی، زیستی و اکولوژیکی آب
۲۹	۳-۲-۴- زوال و انتقال آلاینده‌ها در داخل رودخانه
۳۰	۳-۳- پاتوژن‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها
۳۰	۳-۳-۱- پاتوژن‌ها
۳۱	۳-۳-۲- باکتری‌ها
۳۲	۳-۳-۳- قارچ‌ها
۳۳	۳-۴- مواد سمی
۳۵	۳-۵- اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی و سینتیک واکنش‌های اکسیژن محلول
۳۷	۳-۵-۱- اکسیژن‌زدایی کربنی
۴۰	۳-۵-۲- اکسیژن‌زدایی نیتروژنی (نیتریفیکاسیون)
۴۱	۳-۵-۳- بازخواهی
۴۲	۳-۵-۴- اکسیژن‌خواهی رسوب (SOD)
۴۳	۳-۵-۵- فتوسنتز و تنفس
۴۴	۳-۶- سینتیک تغذیه‌گرایی
۴۴	۳-۶-۱- رشد جلبک‌ها و جذب مواد مغذی
۴۷	۳-۶-۲- مرگ جلبک‌ها
۴۷	۳-۶-۳- ته نشینی جلبک‌ها
۴۸	۳-۶-۴- مولفه‌های نیتروژن
۴۸	۳-۶-۵- مولفه‌های فسفر
۴۹	۳-۶-۶- آزادسازی مواد مغذی از رسوب
۴۹	۳-۷- معادلات حاکم
۴۹	۳-۷-۱- اصل تعادل جرم
۵۱	۳-۷-۲- معادلات اکسیژن محلول
۵۲	۳-۷-۳- معادلات موازنه جرم اجزا
۵۵	فصل چهارم - بررسی روش‌ها و مدل‌های خودپالایی در فرایند TMDL
۵۷	۴-۱- کلیات
۵۷	۴-۲- انتخاب مدل



## فهرست مطالب

<u>صفحه</u>	<u>عنوان</u>
۵۹	۴-۲-۱- اهداف و محدودیت‌های مطالعه
۶۰	۴-۲-۲- بارهای آلاینده، وضوح زمانی و مکانی و مکانیزم‌های انتقال
۶۶	۴-۲-۳- اندرکنش آلاینده‌های آب
۶۸	۴-۳- بررسی روش‌ها و مدل‌های شبیه‌سازی کیفیت آب رودخانه
۶۸	۴-۳-۱- روش حل تحلیلی ساده
۶۸	۴-۳-۲- برنامه روش ساده شده برای تخلیه کننده‌های متعدد (Multi-SMP)
۶۹	۴-۳-۳- مدل‌های QUAL2E، QUAL2E-UNCAS و QUAL2K
۷۰	۴-۳-۴- برنامه شبیه‌سازی تحلیل کیفیت آب (WASP5)
۷۰	۴-۳-۵- برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیکی - فورترن (HSPF)
۷۵	۴-۳-۶- CE-QUAL - RIV1
۷۵	۴-۳-۷- RIVMOD
۷۶	۴-۳-۸- BASINS سامانه
۷۹	فصل پنجم - شیوه مدل‌سازی رودخانه‌ها در مطالعات ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL
۸۱	۵-۱- کلیات
۸۲	۵-۲- اهداف مدل‌سازی
۸۳	۵-۳- ارزیابی اولیه
۸۳	۵-۳-۱- بررسی و ارزیابی منطقه مطالعاتی
۸۶	۵-۳-۲- جمع‌آوری و بررسی داده‌های موجود
۸۶	۵-۳-۳- تحلیل اولیه
۹۲	۵-۳-۴- انتخاب چارچوب مدل‌سازی
۹۳	۵-۴- مطالعات میدانی رودخانه
۹۴	۵-۴-۱- مطالعه مشخصات هندسی هیدرولیکی
۹۴	۵-۴-۲- مطالعه زمان پیمایش
۹۵	۵-۴-۳- نمونه‌برداری کیفیت آب رودخانه
۱۰۷	۵-۴-۴- پایش فاضلاب
۱۰۷	۵-۴-۵- ارزیابی زیستی
۱۰۸	۵-۵- واسنجی مدل



## فهرست مطالب

<u>صفحه</u>	<u>عنوان</u>
۱۰۸	۵-۵-۱- تعیین ضرایب مدل
۱۰۹	۵-۵-۲- تحلیل مولفه‌های اکسیژن خواه
۱۱۰	۵-۵-۳- مقایسه کمی نتایج مدل و داده‌ها
۱۱۱	۵-۶-۱- اعتبارسنجی مدل
۱۱۱	۵-۶-۱- تعدیل ضرایب مدل
۱۱۲	۵-۶-۲- تحلیل حساسیت مدل
۱۱۲	۵-۶-۳- دقت مدل
۱۱۳	۵-۷-۱- کاربرد مدل و حداکثر بار کل روزانه
۱۱۳	۵-۷-۱- تدوین سناریوهای مدیریتی
۱۱۶	۵-۷-۲- سهم‌بندی بارها برای منابع غیرنقطه‌ای و منابع پایه طبیعی
۱۱۶	۵-۷-۳- سهم حاشیه ایمنی
۱۱۹	۵-۷-۴- حداکثر بار کل روزانه
۱۲۰	۵-۷-۵- تحلیل عدم قطعیت
۱۲۳	پیوست الف- مثال‌ها
۱۳۹	پیوست ب- واژگان فنی راهنما
۱۵۱	منابع و مراجع



## مقدمه

آلودگی آب، پدیده‌ای است که در آن کیفیت شیمیایی، فیزیکی و زیستی<sup>1</sup> آب‌های طبیعی به واسطه تخلیه مواد زاید مثل فاضلاب‌های بهداشتی، رواناب‌های شهری، پساب‌های صنعتی، کشاورزی و دامداری و دیگر مواد زاید فعالیت‌های صنعتی، شهری و کشاورزی تغییر می‌کند. این آلاینده‌ها آثار منفی زیادی بر محیط زیست و زندگی انسان‌ها داشته و احیای محیط زیست نیازمند صرف وقت، هزینه، و تلاش فراوانی است.

افزایش جمعیت و توسعه شهری، کشاورزی و صنعتی کشور، اهمیت توجه به کیفیت منابع آبی موجود را بیش از پیش نمایان می‌سازد. محدودیت منابع آب، ارزان بودن قیمت آب، عدم مدیریت صحیح کشاورزی، قدمت فرایندهای صنعتی و آلوده‌سازی آنها، و نبود یا نا کارایی سامانه‌های کنترل و نظارت بر آلودگی آب از جمله عواملی است که ضرورت توجه بیش‌تر به این موضوع را ایجاب می‌کند.

ورود آلاینده‌های تجزیه پذیر زیستی به رودخانه باعث ایجاد اختلال در توازن اکسیژن محلول می‌شود. ورود مواد مغذی از منابع مختلف، به ویژه فاضلاب بهداشتی و پساب‌های کشاورزی و صنعتی، موجب تغذیه‌گرایی رودخانه‌ها و دریاچه‌ها می‌شود. کاربرد بی‌رویه و بیش از حد مواد شیمیایی در کشاورزی، زیست‌بوم‌های زمینی/آبی به ویژه رودخانه‌ها و منابع آب زیرزمینی را آلوده می‌سازد. خودپالایی، توانایی یک توده آبی در زدودن آلاینده‌ها از خود است. به بیان دیگر، حذف یا کاهش مواد آلی، مواد مغذی گیاهان و سایر آلاینده‌ها از رودخانه‌ها به واسطه فعالیت جوامع زیستی ساکن در آن، خودپالایی نامیده می‌شود. طی این فرایند، مواد قابل تجزیه‌ای که وارد آب شده‌اند به تدریج توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف شده و آلودگی آب کاهش می‌یابد. در صورتی که آلاینده‌های دیگری در مسیر پایین دست وارد نشود، آب خود را پالایش خواهد کرد. این فرایند بر ترکیبات آلی غیر قابل تجزیه یا فلزات قابل اعمال نیست.

میزان بارگذاری قابل تحمل برای رودخانه‌های مختلف تابع عوامل زمانی و مکانی مختلف مرتبط با نوع و شدت بار مواد زاید ورودی و همچنین شرایط محیطی داخل رودخانه است. با توجه به تنوع و تعدد منابع آلاینده و متفاوت و متغیر بودن توان خودپالایی رودخانه‌ها از جنبه مکانی و زمانی، اعمال استانداردهای تخلیه پساب برای جلوگیری از تخریب کیفیت آب رودخانه‌ها و حفظ سلامت این زیست‌بوم‌ها در همه جا و همه شرایط کافی نیست. از این‌رو، علاوه بر ضرورت اعمال استانداردهای تخلیه پساب برای کنترل آلاینده‌های نقطه‌ای و اجرای اقدامات مدیریتی در سطح حوضه آبریز برای کنترل آلاینده‌های غیر نقطه‌ای، متناسب کردن میزان بارگذاری مواد زاید با توان خودپالایی یک رودخانه بر اساس وضعیت اقلیمی و ویژگی‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و هندسی رودخانه، اهمیت نسبی فرایندهای فیزیکی- شیمیایی و زیستی و شرایط اقتصادی، اجتماعی و سیاسی برای حفظ سلامت زیست‌بوم‌ها و کیفیت آب رودخانه براساس استانداردهای کیفیت آب مربوط به کاربری‌های موجود یا آینده امری ضروری است.

مطالعات ظرفیت بارگذاری با استفاده از داده‌های برداشت شده در منطقه مطالعاتی و مدل‌سازی فرایندها، ضمن تعیین ظرفیت خودپالایی رودخانه، اطلاعات کمی مورد نیاز برای کمک به مدیران در تصمیم‌گیری‌های مربوط به مدیریت کیفیت آب را تامین می‌کند. در فعالیت‌های مدل‌سازی، روابط حاکم بر فرایندها به هم‌دیگر مرتبط می‌شوند تا بتوان رابطه علت و معلولی بین بار



آلاینده‌های ورودی به رودخانه و تغییرات کیفیت آب را تعیین نمود. سپس از این رابطه می‌توان میزان تصفیه بهینه و مطلوب (ولی نه لزوماً اجباری) و مقرون به صرفه اقتصادی، برای دستیابی به استانداردها و معیارهای کیفیت آب را مشخص کرد. برای کسب جزییات فنی برای مطالعه ظرفیت خودپالایی و تدوین TMDL، توصیه می‌شود به منابع و مراجع این راهنما مراجعه شود.



# فصل ۱

---

---

## کلیات





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

### ۱-۱- هدف

هدف از تهیه این راهنما، ارائه اطلاعات کلی جهت مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها و برنامه‌ریزی تدوین یک استراتژی علمی به عنوان TMDL برای اصلاح کیفیت آب، رفع تهدیدات و مخاطرات و بهسازی کیفیت آب رودخانه‌هایی است که اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)<sup>۱</sup> زیاد، اکسیژن محلول (DO)<sup>۲</sup> کم و مواد مغذی و پدیده تغذیه‌گرایی موجب افت کیفیت رودخانه شده است.

### ۱-۲- دامنه کاربرد

دامنه کاربرد این راهنما، سطح میانه مطالعات ظرفیت بارگذاری و تدوین TMDL است و ظرفیت بارگذاری مواد سمی، پاتوژن‌ها و رسوبات را در بر نمی‌گیرد.

### ۱-۳- ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL

در فرهنگ متداول امروزی در زمینه ظرفیت خودپالایی رودخانه<sup>۳</sup>، ظرفیت بارگذاری<sup>۴</sup> (LC) یا حداکثر بار کل روزانه<sup>۵</sup> (TMDL)، بیش‌ترین مقدار بارگذاری آلاینده قابل تحمل توسط یک رودخانه است به شرط آن‌که استانداردهای کیفیت آب رعایت شود. سهم‌بندی بار مواد زاید (WLA)<sup>۶</sup> بخشی از حداکثر بار کل روزانه است که به یک منبع آلودگی نقطه‌ای فعلی یا آتی تخصیص داده می‌شود. سهم‌بندی بار (LA)<sup>۷</sup> درصدی از حداکثر بار کل روزانه است که به یک منبع آلودگی غیرنقطه‌ای فعلی یا آتی تخصیص داده می‌شود. مجموع سهم‌بندی بار مواد زاید برای منابع نقطه‌ای (WLA) و سهم‌بندی بار برای منابع غیرنقطه‌ای (LA) به اضافه حاشیه ایمنی (MOS)<sup>۸</sup> معادل TMDL است (LC=TMDL=WLA+LA+MOS) [۵].

شناخت رابطه علت- معلولی بین کیفیت آب رودخانه و بارگذاری مواد زاید از اولین اقدامات مورد نیاز برای تعیین توان خودپالایی یک رودخانه است. این رابطه از عوامل مختلف فیزیکی مانند بده، سرعت جریان، عمق، شیب، زمان حرکت، دما و ویژگی‌های شیمیایی- زیستی مانند اکسیژن خواهی بستر، فتوسنتز و تنفس جلبک‌ها، و نیتریفیکاسیون متأثر می‌شود. علاوه بر این ویژگی‌ها، نرخ وقوع واکنش‌های مختلف نیز باید در تعیین این رابطه مد نظر قرار گیرد. در بعضی موارد، کیفیت آب قابل انتظار به همان اندازه‌ای که به بارگذاری مواد زاید حساس است، به نرخ واکنش‌ها حساس می‌باشد. این امر به‌طور مشخص در رابطه با واکنش‌های اکسیژن محلول- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD/DO) که در آن غلظت اکسیژن محلول از واکنش‌های مصرف اکسیژن توسط BOD،

- 1 - Biochemical Oxygen Demand
- 2 - Dissolved Oxygen
- 3- Assimilative Capacity
- 4- Loading Capacity
- 5- Total Maximum Daily Load
- 6 - Waste Load Allocation
- 7 - Load Allocation
- 8 - Margin of Safety



نیتروژن کاسیون، و اکسیژن خواهی رسوب (SOD)<sup>1</sup> و واکنش‌های تامین اکسیژن مانند فتوسنتز و هوادهی از اتمسفر متاثر است، صدق می‌کند.

برای تعیین عکس‌العمل قابل انتظار رودخانه به ورود آلاینده‌ها، استفاده از مدل‌های ریاضی ضروری است. این مدل‌ها نه تنها امکان پیش‌بینی آثار بارگذاری‌های آبی را فراهم می‌سازند، بلکه کیفیت آب حاصل از شرایطی که در گذشته پایش نشده است (مثل شرایط بحرانی بده کم) را نیز می‌توانند تخمین بزنند.

در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL اطلاعات کمی مورد نیاز برای کمک به مدیران در تصمیم‌گیری‌های مربوط به مدیریت کیفیت آب با استفاده از داده‌های برداشت شده از منطقه تحت بررسی و مدل‌سازی فرایندها تامین می‌گردد. در فعالیت‌های مدل‌سازی، روابط مربوط به فرایندها به همدیگر مرتبط می‌شوند تا بتوان رابطه علت و معلولی بین بار آلاینده ورودی به رودخانه و تغییرات حاصل از کیفیت آب را تعیین کرد. سپس از این رابطه می‌توان میزان تصفیه بهینه و مطلوب (ولی نه لزوماً اجباری) و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه را برای دستیابی به استانداردها و معیارهای کیفیت آب مشخص کرد. مولفه حاشیه ایمنی در محاسبات TMDL به لحاظ عدم قطعیت روابط بین بارگذاری و کیفیت آب گنجانده می‌شود. ظرفیت ذخیره مورد نیاز برای توسعه آبی را می‌توان در این مرحله در TMDL در نظر گرفت. بر این اساس مهندسان طراح تصفیه‌خانه‌های فاضلاب می‌توانند گزینه‌های مختلف مجموعه فرایندهای واحد را برای تصفیه بهینه و دستیابی به الزامات WLA ارزیابی کنند. به طریق مشابه، برنامه‌ریزان کارشناسان کاربری زمین می‌توانند سناریوهای مختلف "بهترین اقدامات مدیریتی" (BMP)<sup>2</sup> را برای برآورده کردن الزامات بارگذاری آلاینده‌های غیرنقطه‌ای (LA) تدوین کنند.

مطالعات سهم‌بندی بار مواد زاید (WLA) اطلاعات لازم را برای کمک به تصمیم‌گیری موثر و کارآمد در مورد میزان لازم تصفیه در یک منبع یا منابع متعدد آلاینده فراهم می‌سازد. جهت گیری WLA، کیفیت آب است که با برقراری ارتباط کمی بین بار یک آلاینده مشخص و تاثیر آن بر کیفیت آب محقق می‌شود. بدین ترتیب، حداکثر بار مواد زاید قابل تخلیه در رودخانه به طوری که استانداردهای کیفیت آب مربوط به کاربری (کاربری‌های) رودخانه نقض نشود، را می‌توان تعیین کرد [۸].

با این مفهوم و با فرض متناسب بودن هزینه با میزان تصفیه، کم‌خرج‌ترین تصفیه، معادل حداقل تصفیه لازم برای رسیدن به استانداردهای مشخص کیفیت آب است. باید توجه داشت که با بهینه کردن طرح سامانه تصفیه، بهینه‌سازی بیش‌تری از نظر هزینه می‌توان انجام داد. بدین ترتیب، رویکرد بهتر برای تعیین کم‌خرج‌ترین سامانه‌های تصفیه، استفاده از شیوه WLA برای تعیین بارهای مجاز است. با تعیین بارهای مجاز و مقایسه آنها با بارهای موجود آلاینده‌ها یا بارهای پایش شده برای آینده، سطح کنترل (درصد حذف) مورد نیاز تعیین و سپس روش‌های تصفیه و کاهش آلاینده‌ها بررسی و برآورد هزینه می‌شود تا کم‌خرج‌ترین روش شناخته می‌شود.

فرایند TMDL، استراتژی‌های کنترل منابع آلاینده نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای را تدوین می‌کند تا برآن اساس تصمیم‌گیران بهینه بودن آنها از نظر هزینه، کارایی فعالیت‌ها یا کنترل‌های مختلف کاهش آلاینده‌ها و نیز منافع اجتماعی - اقتصادی شیوه‌های مختلف سهم‌بندی بار آلاینده‌ها را مقایسه کنند.



هدف از تدوین TMDL، تضمین شرایط لازم کیفی آب برای کاربری‌های مشخص شده رودخانه است. فایده دیگر یک برنامه درست و منطقی سهم‌بندی بار مواد زاید، پیشگیری از تصفیه بیش از حدی است که نه لازم است و نه بهبودی در کیفیت آب حاصل می‌کند. این امر موجب می‌شود تا از منابع مالی موجود استفاده موثرتری به عمل آید. با تدوین TMDL، سهم‌بندی بار مواد زاید و مجموعه‌ای از اقدامات کنترلی و مدیریتی برای رسیدن به استانداردهای کیفیت آب تعیین می‌شود. هنگامی که کنترل‌های مبتنی بر فناوری در دستیابی به استانداردهای کیفیت آب کافی نباشند، TMDL جهت اعمال کنترل‌های شدیدتر مبتنی بر کیفیت آب اجرا می‌شود.

TMDL، ترکیبی از سهم‌بندی بار مواد زاید (WLA) برای منابع نقطه‌ای، سهم‌بندی‌های بار (LA) برای منابع غیرنقطه‌ای و حاشیه ایمنی (MOS) می‌باشد. حاشیه ایمنی، در حقیقت برای جبران عدم قطعیت‌های علمی موجود در اجرای TMDL است. این عدم قطعیت‌ها می‌توانند ناشی از داده‌های ناکافی یا داده‌های با کیفیت ضعیف یا نبود دانش کافی از آب‌های پذیرنده و آثار آلودگی باشند.

کاربرد موفقیت آمیز فرایند TMDL برای تدوین یک استراتژی کارآمد برای تضمین کیفیت مطلوب آب، مستلزم شناخت و تعریف دقیق مساله، توصیف توده آبی آسیب دیده و یا در معرض تهدید و نیز تمامی آلاینده‌های موثر در تخریب و شناخت و درک محدودیت‌ها و قیود سیاسی و اقتصادی تاثیرگذار بر اجرا و قبول TMDL است.

منظور از رودخانه‌های آسیب دیده، رودخانه‌هایی است که استانداردهای کیفیت آب مربوط به کاربری (کاربری‌ها) تعیین شده را ندارند. منظور از رودخانه‌های در معرض تهدید، رودخانه‌هایی است که در حال حاضر استانداردهای کیفیت آب را دارند، لکن داده‌ها و اطلاعات موجود در مورد روند تخریب آنها نشان می‌دهد که احتمالاً استانداردها در آینده نزدیک نقض خواهند شد.

مراجع استانی و یا دیگر مراجع مسئول باید رودخانه‌هایی که استانداردهای کیفیت آب را ندارند شناسایی کرده و اولویت رتبه‌بندی کنند. سپس باید برای هر کدام از این منابع آبی، مطالعات ظرفیت بارگذاری و TMDL انجام شود.

فرایند TMDL شامل مراحل زیر است:

۱- شناسایی نظام‌مند توده‌های آبی تخریب شده و یا در شرف تخریب و شناسایی آلاینده یا آلاینده‌هایی که موجب تخریب شده‌اند

۲- اولویت بندی و هدف گذاری توده‌های آبی

۳- تدوین یک استراتژی علمی به عنوان TMDL برای اصلاح کیفیت آب تخریب شده، رفع تهدید و شرف و بهسازی توده آبی

۴- اجرای TMDL با اعمال مقررات و نظارت

۵- ارزیابی کفایت فعالیت‌های مرحله چهارم در حصول کیفیت مطلوب آب

مطالعات ظرفیت بارگذاری و TMDL شامل فعالیت‌های مختلفی است که در چند سطح یا مرحله صورت می‌گیرد. سطح فعالیت‌ها یا کارهایی که برای انجام TMDL لازم است، بستگی زیادی به پیچیدگی و ابعاد مسایل کیفی آب پذیرنده دارد. به طور کلی، برای برآورد و سنجش سطح مطلوب و ضروری مطالعات TMDL، باید شرایط ویژه مورد مطالعاتی از نظر ویژگی‌های آب پذیرنده، نوع و ترکیب آلاینده‌ها و تغییرپذیری و ویژگی‌های منابع آلاینده و پاسخ آنها به پدیده‌های هیدرولوژیکی محلی ارزیابی شود. ملاحظات بیشتر در این خصوص، شامل ارزش محلی و منطق‌های منابع آبی که حفاظت می‌شوند و نیز مرحله فرایند TMDL

می‌شود. برای مثال، مطالعات TMDL در مواردی که تنها یک منبع آلاینده بر کیفیت آب تاثیر داشته باشد، ساده است؛ لکن وقتی که منابع متعدد (نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای و یا هر دو) با اندرکنش و ویژگی‌های پیچیده فاضلاب و ضرورت تصفیه پیشرفته با هزینه زیاد مطرح است، تحلیل پیچیده‌تر شده و مطالعات نیاز به شیوه پیشرفته‌ای دارد.

سطح فعالیت‌های فرایند TMDL، طیف وسیعی از تخصیص منابع مالی و دیگر منابع به جمع آوری داده‌های کیفیت آب و گستره وسیعی از فعالیت‌های تحلیل مدل‌های ریاضی و واسنجی و اعتبارسنجی آنها دارد. در یک حد این طیف، تحلیل‌های مقدماتی ساده به داده‌های موجود و برآوردهایی از اطلاعات بیش‌تر که برای تحلیل لازم است، بسنده و تکیه می‌کند. در حد دیگر آن، مطالعات TMDL می‌تواند کاملاً جامع و عمیق باشد. در حالی که مطالعات TMDL در هر یک از این دو سطح باید منطقی و متناسب با شرایط خاص مورد مطالعه باشد، حالت عمومی آن، سطح متوسطی از فعالیت‌ها را ایجاب می‌کند. به هر حال، اطمینان کافی از شناسایی میزان تاثیر گزینه‌های مورد نظر تصفیه، معمولاً مستلزم تهیه و تحلیل داده‌های مختص رودخانه مورد مطالعه است. از آنجا که برنامه TMDL مدیران بخش آب و حوضه‌های آبریز را به پذیرش رویکرد مرحله‌ای و توجه به هر دو دسته منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای در شرایط پرابی و کم آبی سوق می‌دهد، روش‌های ساده مدل‌سازی برای شرایط کم آبی می‌تواند به عنوان مرحله اول توسعه TMDL مورد استفاده قرار گیرند. پس از تعریف دقیق و روشن اهداف کیفی آب در حوضه آبریز از طریق ارزیابی‌های مرحله اول و پایش‌های بیش‌تر، استفاده از روش‌های میانه یا پیچیده مدل‌سازی در مراحل بعدی فرایند TMDL ممکن است مورد نیاز باشد [۵].



## فصل ۲

---

---

قوانین، مقررات و نگرش‌های زیست  
محیطی مربوط به سلامت و کیفیت آب  
رودخانه‌ها





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## ۲-۱- کلیات

اساس و پایه حفظ سلامت و کیفیت منابع آب، مجموعه مقررات و نگرش‌های زیست محیطی مربوط است که در هر کشور وضع می‌گردد و به استناد آن‌ها و با به کارگیری ابزارهای متنوع، سعی در کاهش تخلیه آلاینده‌ها در منابع آب و حفظ و احیای سلامت زیست‌بوم‌های آبی و کیفیت آب می‌شود.

## ۲-۲- قوانین و مقررات زیست محیطی مربوط به کیفیت آب

در این بخش به چند نمونه از قوانین و مقررات زیست محیطی مربوط به کیفیت آب در دو کشور جمهوری اسلامی ایران و ایالات متحده آمریکا اشاره می‌شود.

### ۲-۲-۱- ایران

طبق اصل پنجاهم قانون اساسی در جمهوری اسلامی، حفاظت محیط زیست که نسل امروز و نسل‌های بعد باید در آن حیات اجتماعی روبه رشدی داشته باشند، وظیفه عمومی تلقی می‌گردد. از این رو، فعالیت‌های اقتصادی و غیر آن که با آلودگی محیط زیست یا تخریب غیر قابل جبران آن ملازمه پیدا کند ممنوع است [۱].

ضرورت حفاظت کیفیت آب رودخانه‌ها، در قانون حفاظت و بهسازی محیط زیست (مصوب ۱۳۵۳/۳/۲۸ و اصلاحیه ۱۳۷۱/۸/۲۴)، آیین نامه جلوگیری از آلودگی آب (مصوب ۱۳۷۳/۲/۱۸)، برنامه‌های پنج‌ساله توسعه کشور و نیز راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور (مصوب جلسه ۱۳۸۲/۸/۲۷ هیئت وزیران) مورد تاکید قرار گرفته است [۱].

### ۲-۲-۲- ایالات متحده آمریکا- آژانس حفاظت محیط زیست<sup>۱</sup> (EPA)

#### ۲-۲-۲-۱- قانون آب پاک<sup>۲</sup>

زیربنای حفظ کیفیت منابع آب سطحی در ایالات متحده، "قانون آب پاک" است. این قانون با اعمال انواع ابزارهای مقرراتی و نظارتی و دیگر ابزارها سعی در کاهش تخلیه مستقیم آلاینده‌ها در منابع آب، تامین بودجه احداث تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و مدیریت رواناب‌های آلوده دارد. این ابزارها جهت حصول اهداف کلی احیا و حفظ سلامت شیمیایی، فیزیکی و زیستی آب‌های ملی به کار گرفته می‌شود تا موجب حفظ و زاد و ولد ماهی و دیگر آبزیان و گسترش اهداف تفریحی گردند [۱۰].

تا سال‌ها پس از تصویب قانون آب پاک در سال ۱۹۷۲، ایالت‌ها اساساً بر حفظ سلامت آب از لحاظ شیمیایی تکیه داشتند؛ لکن در دو دهه اخیر توجه بیش‌تری بر سلامت فیزیکی و زیستی آب شده است. در دهه‌های اولیه اجرای این قانون، تلاش‌ها بیش‌تر بر کنترل تخلیه از منابع نقطه‌ای، مانند تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و صنعتی متمرکز بوده و به رواناب خیابان‌ها و سایت‌های ساخت



1 - U. S. Environmental Protection Agency

2 - Clean Water Act-CWA

و ساز، مزارع و سایر منابع روانابی آلاینده کمتر توجه داشت. در اواخر دهه ۱۹۸۰ تلاش‌ها به سمت کنترل رواناب‌های آلوده معطوف گردید.

## ۲-۲-۲-۲- عناصر کلیدی قانون آب پاک

دسترسی به اهداف قانون آب پاک، مستلزم توجه به عناصر کلیدی زیر است [۱۰]:

- استانداردهای کیفیت آب: اولین قدم در اجرای قانون آب پاک، تدوین استانداردهای کیفیت آب سازگار با اهداف این قانون است. پس از آن، پایش و اندازه‌گیری‌های کیفی از منابع آب انجام می‌پذیرد تا رعایت یا عدم رعایت استانداردهای کیفیت آب بررسی شود.

- سیاست‌های مقابله با افت کیفیت<sup>۱</sup>: در صورتی که استانداردهای کیفیت آب برآورده شوند، سیاست‌ها و برنامه‌های لازم به‌منظور مقابله با افت کیفیت آب و حفظ آن در سطح قابل قبول وضع می‌گردد. پایش کیفی آب جهت اطمینان از رعایت استانداردها ضروری است.

- حداکثر بار کل روزانه (TMDL): در صورتی که منبع آب مورد نظر استانداردهای کیفیت آب را ارضا نکند، باید استراتژی‌های مناسبی جهت رعایت استانداردها تدوین گردد. TMDL از مهم‌ترین و رایج‌ترین استراتژی‌هاست. TMDL، مقدار بار مجاز آلاینده جهت ارضای استانداردها و سهم قابل قبول هرمنبع را مشخص می‌کند. کاهش مورد نیاز بار آلاینده با اجرای استراتژی‌های منطبق با قانون آب پاک در کنار به‌کارگیری سایر ابزار موجود قابل دسترس است.

## ۲-۳- طبقه‌بندی آب رودخانه‌ها، معیارها و استانداردهای کیفیت آب و مقررات تخلیه پساب

کیفیت نازل آب می‌تواند آثار منفی بر حیات آبی و مصارف و تقاضاهای شرب، تفریحی، کشاورزی و صنعتی داشته باشد. مقررات کیفیت آب به صورت معیارها و استانداردهای کیفیت آب برای غلظت عوامل مهم در محیط آبی و نیز به صورت استانداردهای پساب توصیف می‌شوند. استانداردهای پساب به صورت محدودیت‌های تخلیه جرم آلاینده‌ها به منابع آب می‌باشند. شرایط کیفی آب که بر زیبایی محیط موثر است نیز در قانون‌گذاری‌ها مد نظر قرار می‌گیرند.

## ۲-۳-۱- طبقه‌بندی آب رودخانه‌ها<sup>۲</sup>

رودخانه‌ها را می‌توان بر اساس نوع کاربری فعلی یا آتی آنها طبقه‌بندی کرد. آب رودخانه می‌تواند کاربری‌های مختلفی از جمله شرب، کشاورزی، صنعتی، تفریحی و غیره داشته باشد. آب شرب، آبی است که به طور مستقیم مورد استفاده انسان قرار می‌گیرد و باید علاوه بر این که سلامتی انسان را به خطر نیندازد، برای مصرف کننده گوارا، یعنی عاری از رنگ، بو و مزه، و زلال یعنی بدون وجود ذرات ریز و درشت باشد. در عین حال این امر بدین معنی نیست که کیفیت مورد نظر برای آب رودخانه با کاربری شرب همان

1- Antidegradation Policies

۲- در این راستا تهیه و تدوین سه راهنما با عناوین، ۱- «راهنمای طبقه‌بندی کیفیت آب خام، پساب‌ها و آب‌های برگشتی برای مصارف صنعتی و تفریحی ۲۹۱-الف» و ۲- «راهنمای طبقه‌بندی کیفی منابع آب خام ایران مصارف شرب» و ۳- «راهنمای طبقه‌بندی کیفیت آب و کاربرد آب برای آبیاری» توسط طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی تهیه شده و یا در دست تهیه می‌باشد.

کیفیت آب شرب موجود در شبکه توزیع آب شهری باشد؛ بلکه باید از یک سری الزامات کمی و کیفی تبعیت کند که برای هر شهری با توجه به نوع فرایندهای تصفیه آب می‌تواند، متفاوت باشد. در آب کشاورزی باید غلظت بعضی از یون‌ها مانند کلراید، سدیم، و پتاسیم در محدوده خاصی باشد. کیفیت آب با کاربری صنعتی، تابع نوع صنعت است که متناسب با آن غلظت بعضی از مواد شیمیایی محدود می‌شود.

برای آب با کاربری تفریحی مانند شنا یا قایقرانی، غلظت میکروارگانیسم‌ها مورد توجه است. منابع آب با کاربری تفریحی می‌تواند برای فعالیت‌های انسان با تماس مستقیم با آب، مثل شنا و اسکی روی آب یا تماس غیر مستقیم مانند قایقرانی و ماهیگیری استفاده شود. خطرات سلامتی مرتبط با تماس مستقیم انسان با آب‌های تفریحی، شامل عفونت‌هایی که توسط پاتوژن‌ها منتقل می‌شوند و نیز آسیب‌ها و بیماری‌های ناشی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب است.

## ۲-۳-۲- معیارهای کیفیت آب<sup>۱</sup>

معیارهای کیفیت آب، میزانی از غلظت یک آلاینده مشخص، ویژگی‌های کیفی آب و یا توصیفی از شرایط توده آبی است که ارضای آنها، کاربری تعیین شده آب را ممکن می‌سازد. معیار می‌تواند غلظتی باشد که در صورت عدم تخطی از آن، حیات آبریان، سلامت انسان و در برخی موارد حیات وحش و به طور کلی کاربری تعیین شده با ایمنی زیادی حفظ می‌شود.

معیار ممکن است به صورت یک عبارت توصیفی<sup>۲</sup>، شرایط مطلوب را بیان کند و اساس استخراج و تدوین استانداردها باشد و یا به صورت عددی<sup>۳</sup> بیان شود. معیارهای کیفیت آب ممکن است به طور عام و یا برای شرایط ویژه تدوین شوند. این معیارها معمولاً به صورت عددی یا توصیفی بیان می‌شوند. معیارهای عددی برای مواردی که علت سمیت شناخته شده و یا برای جلوگیری از تاثیر بالقوه آلاینده‌ها بر سلامتی انسان حایز اهمیت می‌باشند، استفاده می‌شوند. معیارهای توصیفی نیز مهم هستند؛ مثل معیار توصیفی "عاری از سمیت" که معمولاً جهت محدود کردن سمیت ناشی از تخلیه آلاینده بر گونه‌های آبرزی به کار می‌روند. به طور کلی، معیارهای توصیفی به صورت "عاری از" ویژگی‌های خاص بیان می‌شوند. معیارهای عددی مقادیری هستند که به صورت میزان، غلظت، واحد سمیت و یا دیگر اعدادی که برای حفظ کاربری معین لازم تشخیص داده می‌شوند، بیان می‌شوند.

سه گروه اصلی معیار کیفیت آب وجود دارد: ۱- معیارها برای حفظ سلامتی انسان، ۲- معیارها برای حفظ حیات آبریان، و ۳- معیارها برای حفظ حیات وحش. در هر کدام از این سه گروه وسیع، انواع مختلفی از معیارها وجود دارد. برای مثال، معیارهای شیمیایی و معیارهای میکروبیولوژیکی در گروه معیارهای سلامتی انسان وجود دارد؛ در حالی که گروه معیارهای حیات آبریان شامل معیارهای شیمیایی، معیارهای سمیت، معیارهای زیستی، معیارهای رسوب و معیارهای فیزیکی مثل معیارهای زیستگاه و بیابان جریان رودخانه است. معیارهای کیفیت صرفاً مبتنی بر داده‌ها و قضاوت‌های علمی در مورد رابطه بین غلظت آلاینده‌ها و آثار زیست محیطی و سلامت انسان می‌باشند. در تدوین استانداردها، معیارهای حفظ سلامت انسان، حفظ حیات آبریان و حفظ حیات وحش استفاده می‌شوند. چند معیار کیفیت آب در زیر توضیح داده می‌شود:



- 1 - Water Quality Criteria
- 2 - Narrative Criteria
- 3 - Numeric Criteria

- معیارهای سلامتی انسان. این معیارها به منظور حفظ سلامت انسان در مقابل آثار آلاینده‌های سرطان زا و مواد سمی می‌باشند.
- معیارهای سلامت محیط آبی. این معیارها به منظور حفظ سلامت موجودات آبی و بر اساس چهار نوع آثار منفی تدوین می‌شود: ۱- سمیت حاد؛ ۲- سمیت مزمن؛ ۳- سمی بودن برای گیاهان آبی و ۴- تجمع زیستی آلاینده‌ها.
- معیارهای زیبایی شناختی. تعیین این معیارها با شناخت کیفیت مطلوب آب برای هر کاربری خاص صورت می‌گیرد. این شناخت می‌تواند مربوط به مشکلات طعم و بو یا رشد گیاهان آبی مضر و حضور حشرات موذی باشد. معیارهای کیفیت زیبایی شناختی آب با تعیین معیار رنگ، فسفر و مواد آلوده کننده محیط تدوین می‌شود. در این معیارها تصریح شده است که آب باید عاری از مواد قابل ته نشینی و تولید کننده رسوبات آلوده، عاری از زباله‌های معلق، کف، روغن و هر ماده دیگری که رنگ، بو، طعم یا کدورت نامطلوب ایجاد می‌کند و یا واکنش‌های منفی فیزیولوژیکی در انسان، حیوانات و یا گیاهان را باعث می‌شود و نیز عاری از موادی که محیط آبی را برای حیات گونه‌های آبی آلوده می‌سازد، باشد.
- معیارهای زیستی: توصیف کننده جامعه آبی مطلوب است؛ برای مثال، تعداد و انواع ارگانیزم‌های مورد انتظار در توده آبی؛
- معیارهای مواد مغذی: ابزاری است جهت جلوگیری از افزایش بیش از حد مواد مغذی و وقوع تغذیه گرای؛
- معیارهای رسوب: توصیفی از شرایطی است که با تبعیت از آن، از بروز آثار منفی رسوبات آلوده و یا غیرآلوده جلوگیری می‌شود.

### ۲-۳-۳- استانداردهای کیفیت آب

مدیریت کارای منابع آب، به‌ویژه در چارچوب مدیریت استراتژیک جامع، مستلزم سنجش عملکردها و اقدامات در مقابل استانداردهای قابل قبول و نیز تدوین معیارهایی جهت ارزیابی و پایش تحقق استانداردهاست. استانداردهای کیفیت آب با مشخص کردن کاربری‌های توده‌های آب، تدوین ضوابط حفظ کاربری‌ها و ایجاد تمهیدات و تدارکات حفظ کیفیت آب در مقابل آلودگی، اهدافی را برای توده‌های آب تعریف می‌کند.

استانداردهای کیفیت آب، تفسیری از معیارهای کیفیت آب به شکل قابل اجرای قانونی و مرتبط با اهداف کلی حفظ کیفیت آب است. استانداردها ممکن است بر اساس عامل‌هایی غیر از ملاحظات بهداشتی از معیارها استخراج شوند. در حقیقت، استانداردها باید به صورتی بیان شوند که امکان اندازه‌گیری کمی داشته باشد و برای منابعی مانند آب‌های سطحی (رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، خورها، آب‌های ساحلی و تالاب‌ها) قابل اعمال باشند. استانداردها و معیارها ممکن است از محلی به محل دیگر متفاوت باشند که از ملاحظات اقتصادی، اهمیت زیست‌بوم‌های خاص یا سطح بهداشت مورد نیاز برای منبع خاص ناشی می‌شوند.

استانداردهای کیفیت آب به واسطه نقش اساسی خود در کمک به حفظ و احیای منابع آب‌های سطحی اهمیت فراوانی دارند. استانداردها در تشخیص مسایل کیفی آب ناشی از مسایلی هم‌چون تخلیه فاضلاب بدون تصفیه کافی، رواناب‌ها یا خروجی کارگاه‌های معدنی فعال یا متروک، رسوبات، کودها و مواد شیمیایی از زمین‌های کشاورزی و فرسایش سواحل به واسطه پوشش گیاهی نامناسب، کمک اساسی می‌کنند. استانداردها به فعالیت‌ها در جهت دستیابی و حفظ شرایط کیفی آب نیز کمک می‌کنند؛ فعالیت‌هایی مانند:

- حداکثر بار کل روزانه، سهم‌بندی بار مواد زاید برای منابع نقطه‌ای و سهم‌بندی بار برای منابع آلاینده غیرنقطه‌ای؛  
 - طرح‌های مدیریت کیفیت منابع آب که مستلزم قانون‌گذاری، ایجاد ساختار و فعالیت‌های مدیریتی برای تحقق اهداف متصور برای منابع آب است.  
 نگرش تدوین استانداردهای کیفیت آب، مشابه سایر منابع زیست محیطی، این است که ابتدا آثار سو بالقوه ناشی از یک آلاینده یا ترکیبی از آلاینده‌ها ارزیابی شده و سپس قابلیت اجرایی کاهش میزان آن آلاینده‌ها تعیین می‌گردد. اقدامات قانونی برای الزامی کردن مقررات و استانداردها باید هم از لحاظ علمی و هم از جنبه حقوقی قابل دفاع بوده و از لحاظ فنی و اقتصادی نیز قابل اجرا باشد. این امر مستلزم تبادل نظر بین افراد و گروه‌های متأثر از این مقررات و قانون‌گذاران است.  
 مقررات مربوط به استانداردهای کیفیت منابع آب با کاربری‌های تعریف شده برای آب مرتبط است. در تعیین کاربری‌های مناسب به استفاده و ارزش منبع آب در تامین آب شرب، حفظ حیات گونه‌های آبی و کاربری‌های تفریحی، کشاورزی، صنعتی و کشتیرانی توجه می‌شود. در تعریف کاربری‌های منابع آبی، مناسب بودن منبع آب از نظر کیفیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی، موقعیت جغرافیایی و کیفیت منظره‌ای و ملاحظات اقتصادی تعیین می‌گردد.  
 در گذشته، اولین تاثیر کیفیت نازل آب که در معیارها و استانداردها مد نظر قرار می‌گرفت، تاثیر آن بر سلامت انسانها بود. برای مثال، کنترل بیماری‌های عفونی اولین هدف قانون‌گذاری کیفیت آب بود. پس از آن مواد شیمیایی سمی (به خاطر آثار منفی بر موجودات زنده) و در ادامه، تاثیر شرایط آب بر کاربری و مسایل زیبایی در تدوین مقررات وارد شد. تاثیر کیفیت آب بر سلامت زیست‌بوم‌های آبی نیز از جمله ملاحظات اساسی در تدوین استانداردهاست.

### ۲-۳-۴- مقررات تخلیه پساب در رودخانه‌ها

در تدوین مقررات تخلیه پساب به رودخانه‌ها، چند عامل باید در نظر گرفته شود که شامل ماهیت فاضلاب تخلیه شده (نقطه‌ای یا غیرنقطه‌ای، تجزیه‌پذیری و شدت آلودگی)، ظرفیت خود پالایی رودخانه (ویژگی‌های هیدرولیکی، جمعیت گیاهی و جانوری، ماهیت بستر) و کل بارگذاری جرمی ورودی در نقاط مختلف می‌گردد. به علت پیچیدگی عوامل مختلف تعیین کننده کیفیت آب، تفاوت‌های زیادی بین رودخانه‌های کشورهای مختلف و یا بین رودخانه‌های واقع در مناطق آب و هوایی متفاوت وجود دارد. در نتیجه یک مجموعه استاندارد قابل قبول همگان در سطح جهان که بتواند کیفیت پایه شیمیایی یا زیستی آب رودخانه‌ها را تضمین نماید، وجود ندارد.  
 به استناد ماده ۵ آیین نامه جلوگیری از آلودگی آب و با توجه به ماده ۳ همین آیین نامه و با همکاری وزارتخانه‌های بهداشت، درمان و آموزش پزشکی، نیرو، صنایع، معادن و فلزات، کشور و کشاورزی، استانداردهای تخلیه پساب توسط سازمان حفاظت محیط زیست تدوین شده است.

در آمریکا، تخلیه پساب به مجاری پذیرنده از طریق تدوین استانداردهای تخلیه موسوم به "سامانه ملی حذف تخلیه آلاینده"<sup>۱</sup> (NPDES) کنترل می‌شود. در این سامانه، مجوزهای لازم با محدودیت‌های کمی و کیفی پساب در ایالات مختلف صادر و نظارت عالی بر آنها توسط دولت فدرال صورت می‌گیرد. محدوده‌های مزبور در ایالات مختلف متفاوت است و به صورت مورد به مورد

1 - National Pollution Discharge Elimination System



و بر اساس تخمین آئارسو بالقوه بر محیط زیست و برای منابع متعدد بارگذاری مواد زاید، در قالب توزیع میزان بارگذاری در طول مسیر رودخانه به منظور بهینه‌سازی استفاده از ظرفیت خودپالایی مجرای آبی تعیین می‌شود. استانداردها با هدف حفظ یا بهبود کاربری فعلی یا آتی رودخانه تدوین می‌شوند. این استانداردها بسیار مفصل هستند، به طوری که برای صنایع مختلف و حتی فرایندهای به‌کار گرفته شده در داخل هر صنعت متفاوت است.

## ۲-۴- شاخص کیفیت آب (WQI)<sup>۱</sup>

حفاظت منابع تامین آب شرب، توسعه و تشویق فعالیت‌ها و کاربری‌های تفریحی و ایجاد محیط زیست مناسب برای پرورش ماهی و حیات وحش، نیازمند کیفیت بالای آب رودخانه‌هاست. در این خصوص تعیین مهم‌ترین عامل کیفیت آب اهمیت زیادی دارد. باتوجه به تعدد و تنوع عوامل کیفیت آب که تفسیر آنها را مشکل می‌سازد، شاخص‌های کیفیت آب تدوین می‌شوند تا بتوان اطلاعات تخصصی مورد استفاده کارشناسان و مدیران برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه و تصمیم‌گیری‌های مربوط را فراهم آورد. شاخص کیفیت آب تلاشی برای ارائه پاسخی کلی به سوالات مدیریتی در مورد کیفیت آب است. کارشناسان کیفیت آب معمولاً در مقابل این‌گونه ساده‌سازی و خلاصه‌سازی مقاومت می‌کنند و جواب ندادن را به جواب ناقص ترجیح می‌دهند؛ چون ماهیت شاخص‌ها طوری است که اطلاعات کم‌تری از داده‌های خام خلاصه‌سازی شده را در خود جای می‌دهند. در عین حال نگرش مدیریتی، چنین کاری را ایجاب می‌کند. در استفاده و نتیجه‌گیری از این شاخص‌ها باید احتیاط لازم را رعایت کرد. شاخص کیفیت آب برای ارزیابی اولیه و اهداف مقایسه‌ای (مثلاً آیا کیفیت رودخانه در مقایسه با انتظارات، کیفیت بدتری دارد؟) و سوالات کلی (کیفیت آب رودخانه چطور است؟) مفید است، لکن برای سوالات خاص و پیش‌بینی‌های کاربردی و علمی فرایندهای پیچیده مناسب نمی‌باشد. تصمیم‌های خاص یک ناحیه باید مبتنی بر تحلیل داده‌های اصلی کیفیت آب باشد.

بسیاری از سازمان‌های قانون‌گذاری، راهنماهای مفید و متنوعی را با هدف حفظ کیفیت آب‌ها منتشر کرده‌اند. این راهنماها را می‌توان جهت تعیین شاخص عمومی کیفیت آب و شناخت وضعیت کیفیت منابع آب استفاده کرد. این شاخص‌ها، اجزای وابسته بسیاری؛ مانند اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کدورت و دیگر عواملی که با آزمایش‌های متداول کیفیت آب قابل اندازه‌گیری هستند را با روش‌ها و مدل‌های مشخصی ترکیب کرده و به صورت یک تک عدد بیان می‌کنند.

شاخص کیفیت آب در آمریکا در سال ۱۹۷۰ میلادی توسط بنیاد ملی بهداشت (NSF)<sup>۲</sup> تدوین گردید و در حال حاضر به منظور پایش روند تغییرات کیفیت آب رودخانه‌ها توسط سازمان‌های اجرایی در سراسر آمریکا مورد استفاده قرار می‌گیرد. با توجه به عوامل در نظر گرفته شده برای تعیین این شاخص، میل منابع آبی برای حرکت به سمت تغذیه‌گرایی را می‌توان از مقادیر به‌دست آمده استنتاج کرد. بر این اساس، این شاخص با استفاده از عوامل متداول کیفیت آب که توسط سازمان‌ها اندازه‌گیری می‌شود، سامانه درجه‌بندی کیفیت آب را تدوین کرده تا به کمک آن بتوان کیفیت آب رودخانه‌ها را مدیریت کرد.

عوامل مورد استفاده در تعیین شاخص کیفیت آب رودخانه عبارتند از: اکسیژن محلول، کلیفرم مدفوعی، pH، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی، دما، فسفات کل، نیتрат، کدورت، و کل جامدات. برای هر یک از این عوامل با توجه به اهمیت، وزن و ضریب خاصی در



1 - Water Quality Index

2 - National Sanitation Foundation

نظر گرفته می‌شود. جمع وزنی مقادیر، محاسبه شده و در مقیاس صفر تا ۱۰۰ قرار داده می‌شود. آن‌گاه با توجه به جدول‌هایی، رده کیفی و سلامت رودخانه تعیین می‌گردد. در صورتی که شاخص عمومی کیفیت آب یک منبع آبی کمتر از مقدار خاصی باشد، اجرای سهم‌بندی بار مواد زاید و تغییر فعالیت‌های مدیریتی کیفیت آب ضروری می‌شود.

در کانادا، شاخص کیفیت آب برای کاربری‌های مختلف محاسبه می‌شود. این شاخص‌ها عبارتند از:

- شاخص کیفیت آب برای مصارف شرب، تفریحی، آبیاری، و مصارف دامی؛

- شاخص کیفیت محیط آبی برای حیات آبریان و کاربری حیات وحش؛

- شاخص کلی کیفیت آب برای حفظ سلامتی انسان، زیست‌بوم‌های آبی، حیات وحش و کاربری‌های دیگر.

## ۲-۵- نگرش‌های مربوط به حفظ سلامت و کیفیت آب رودخانه‌ها

### ۲-۵-۱- نگرش ارزیابی زیستی

برنامه‌های پیش‌زیستی، به طور گسترده در ارزیابی شرایط رودخانه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. استفاده از گونه‌های آبی محاسن متعددی در ارزیابی کیفیت زیست‌بوم‌های پیچیده رودخانه‌ها دارد. از آن‌جا که جوامع زیستی آبی از ویژگی‌های کلی فیزیکی و شیمیایی محیط تاثیر می‌پذیرند، شرایط توده‌های زیستی آبی شرایط کلی اکوسیستم رودخانه‌ها را نمایش می‌دهند [۴]. در طول دهه‌های گذشته، ارزیابی رودخانه‌ها بر استفاده از عوامل فیزیکی- شیمیایی کیفیت آب متمرکز بود. توان اندازه‌گیری چنین عواملی در کشورهای صنعتی، پیشرفت قابل توجهی داشت؛ با این حال، تخریب هیدرولوژی، ریخت‌شناسی و تمامیت حوضه رودخانه‌ها به واسطه فعالیت‌های انسانی همچنان ادامه داشت. علیرغم وجود روش‌های متعدد ارزیابی زمین‌ریخت‌شناسی/ فیزیکی و شیمیایی، نیاز به توسعه روش‌های ارزیابی دقیق و برقراری ارتباط بین روش‌های مزبور در قالب زیستی وجود دارد. از این رو، امروزه اکولوژیست‌ها به دنبال روش‌های علمی و عملی ارزیابی تمامیت اکولوژیکی (EI) آب‌های جاری هستند. طبق تعریف، تمامیت اکولوژیکی عبارت است از "حفظ تمامی فرایندها و ویژگی‌های درونی و برونی مرتبط با محیط زیست به نحوی که وضعیت جوامع زیستی (گیاهان و جانوران) مشابه حالت طبیعی آن‌ها در محیط‌های آبی مشابه باشد."

ارزیابی زیستی می‌تواند بر مبنای فیتوپلانکتون‌ها، فیتوبنتوس‌ها، ماکروفیت‌ها، بی‌مهره‌های کفزی و ماهی‌ها انجام گیرد. در حقیقت، ارزیابی زیستی از حیات گونه‌های گیاهی و جانوری به عنوان ابزاری جهت نشان دادن شرایط زیست‌محیطی و ارزیابی کیفیت آن استفاده می‌کند. در ارزیابی رودخانه‌ها در مناطق گرم معمولاً بر استفاده از ماهی‌ها به عنوان شاخص ارزیابی تاکید می‌شود که با مفاهیمی همچون اکوهیدرولوژی، اهداف مدیریتی را در قالب زیست‌بوم دنبال می‌کند.

در انتخاب گروه شاخص ارگانیزم‌ها باید به میزان خطا و دقت گروه‌های مختلف شاخص در تخمین شرایط رودخانه توجه کرد. بر این اساس، ارزیابی‌های مبتنی بر گونه‌های ماهی، بیش‌ترین توان شناسایی تغییرات در زیست‌بوم‌های رودخانه‌ها را با کم‌ترین خطا دارد. ویژگی‌های خاص ماهی‌ها، آن‌ها را از دیگر ارگانیزم‌های آبی مجزا ساخته و اهمیت آن‌ها را به عنوان شاخص‌های ضروری در ارزیابی تمامیت اکولوژیکی آب‌های جاری و تعیین تخریب آن‌ها افزایش می‌دهد. جوامع ماهی‌ها، بازتاب شرایط حوضه آبریز هستند

که حاکی از حساسیت آن‌ها نسبت به زیست‌بوم آبی و حوضه آبریز آن می‌باشد. به همین دلیل، از جوامع ماهی‌ها در پایش‌های زیستی به منظور ارزیابی چگونگی تخریب محیط زیست می‌توان استفاده کرد.

### ۲-۵-۲- نگرش مبتنی بر کیفیت پساب

ایده اصلی در این نگرش این است که برای هر ماده شیمیایی، یک حداکثر میزان کنترل (حذف) ممکن یا عملی است که برای مواد مختلف متفاوت ولی قابل تعیین است (تعیین محدودیت‌های غلظت منابع نقطه‌ای آلودگی). اگر این میزان کنترل مشخص شده و تخلیه کنندگان هر آلاینده ملزم به رعایت آن شوند، میزان بارگذاری آلاینده به حداقل می‌رسد. این محدودیت‌ها اغلب با فناوری‌های موجود تصفیه مرتبط هستند و با توسعه فناوری‌های جدید، بارگذاران آلاینده ملزم به بهبود وضعیت می‌باشند. علاوه بر این، سامانه کنترل (تصفیه‌خانه) باید در بهترین حالت عملکرد راهبری شود. برای مثال، غلظت BOD و کل جامدات معلق فاضلاب شهری تصفیه نشده در آمریکا به ترتیب حدود ۲۰۰ و ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر است. تصفیه ثانویه متعارف فاضلاب (ته‌نشینی اولیه و تصفیه ثانویه زیستی) قادر به حذف حدود ۸۵ تا ۹۰ درصد این ترکیبات می‌باشد. بنابراین، استاندارد پساب می‌تواند حدود ۳۰ میلی گرم بر لیتر تعیین گردد. از این رو، این نگرش به "بهترین کیفیت ممکن پساب" یا "بهترین فناوری" موسوم است. این نگرش در دهه‌های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ که سعی در اجرای تصفیه ثانویه فاضلاب در سرتاسر آمریکا بود، مطرح شد. در سال‌های بعد، دو گزینه برای این نگرش بیان شد. یکی از این گزینه‌ها، ایده تخلیه صفر<sup>۱</sup> بود. این ایده در قانون کنترل آلودگی آب (سال ۱۹۷۲) مطرح شد و هدف آن حذف کامل مشکل فاضلاب شهری از طریق ممنوعیت تخلیه فاضلاب شهری به آب‌های پذیرنده بود. هر چند این ایده می‌توانست مشکلات کیفیت آب رودخانه‌ها را حل کند، اما به واسطه هزینه‌های زیاد، این ممنوعیت هیچ‌گاه عملی نشد. بدین ترتیب، هدف "تخلیه صفر"<sup>۲</sup> هرگز تحقق نیافت. گزینه دوم این نگرش، مدیریت آلاینده‌هایی مانند فلزات و مواد آلی سمی است. هدف این گزینه، کاهش میزان آنها در پساب تا کم‌تر از حد قابل قبول محیط زیست است. منطق این گزینه، رسیدن به بالاترین حد کیفیت محیط زیست با کاهش این آلاینده‌هاست. هرچند این ایده، ایده اول را تا حدی تعدیل می‌کند، اما نقص‌هایی نیز دارد که آن هم از هزینه‌های تحمیل شده ناشی می‌گردد. علاوه بر این، در برخی شرایط امکان تخطی از استانداردهای کیفیت آب نیز وجود دارد. برای مثال، تجمع برخی آلاینده‌های خاص در رسوبات کف و زنجیره غذایی، پدیده معمولی و شناخته شده‌ای است. بنابراین، تنها به این دلیل که محدودیت‌های تخلیه برای غلظت‌های قابل قبول در آب تدوین شده‌اند، هیچ تضمینی برای افزایش مقادیر آلاینده‌ها در رسوبات و ساختار بدن موجودات وجود ندارد.

### ۲-۵-۳- نگرش مبتنی بر کیفیت آب

علیرغم هدف تخلیه صفر در قانون کنترل آلودگی آب‌های آمریکا<sup>۳</sup>، برنامه‌های ویژه‌ای برای آن بخش از رودخانه‌ها که علیرغم رعایت استانداردهای تخلیه، استانداردهای کیفیت آب را برآورده نمی‌سازند، در نظر گرفته شده بود. در چنین مواردی، کیفیت آب‌های پذیرنده، پایه‌ای برای تعیین مقادیر تخلیه می‌باشد. بنابراین، در این قانون از ایده اصلی استریتر- فلپس استفاده گردید.



1 - Biochemical Oxygen Demand  
2 - Zero discharge  
3 - PL92-500, 1972

استانداردهای کیفیت آب رودخانه، منحصر به فرد هستند و معمولاً با حفظ حیات موجودات زنده مانند ماهی‌ها، مرتبط می‌باشند. برای اکسیژن محلول، استانداردهای متداول ممکن است از ۴ تا ۶ میلی گرم بر لیتر متغیر باشد. بنابراین، از یک مدل به منظور تخمین حداکثر بار مجاز آلاینده بدون تخطی از استانداردها استفاده می‌شود [۶].

با وجود آن که این رویکرد، ساده به نظر می‌رسد، لکن موارد زیادی وجود دارد که پیش از اجرا باید به آن‌ها پرداخت. مساله اول، به ابعاد زمانی تحقق استانداردها برمی‌گردد. در مدیریت‌های متداول کیفیت آب رودخانه، شرایط دائمی فرض می‌شود و شرایط کم آب تابستان انتخاب می‌شود. شرایط این دوره برای بسیاری از منابع آب، بحرانی‌تر از دوره‌های دیگر می‌باشد. بنابراین با حفظ استانداردها در شرایط کم آب تابستان، فرض می‌شود در سایر ایام نیز استانداردها رعایت خواهند شد. لازم به ذکر است که در برخی شرایط آب و هوایی سرد، که تشکیل پوشش یخ، هوادهی را با تاخیر و مشکل مواجه می‌سازد، جریان‌های کم زمستان از نظر اکسیژن محلول بحرانی خواهند بود. مورد دوم به وجود چندین منبع مختلف آلاینده مربوط می‌شود. در مواردی که یک منبع واحد بر رودخانه تاثیر می‌گذارد، روش مشخص است و تنها یک منبع شرایط بحرانی را ایجاد می‌کند. بنابراین تنها یک سطح واحد برای کاهش بار آلاینده تا رسیدن به حد استاندارد وجود خواهد داشت. برای چندین منبع مختلف، روش به این سادگی نیست؛ چراکه غلظت بحرانی اکسیژن محلول با ترکیبی از آثار چندین منبع مختلف حاصل می‌شود. بنابراین، چون تنها یک سطح واحد تصفیه وجود نخواهد داشت، انتخاب باید بر اساس منطق پیچیده‌تری صورت پذیرد.

## ۲-۵-۴- نگرش مبتنی بر تحلیل هزینه - سود<sup>۱</sup>

در این نگرش فرض بر این است که یا آستان‌های برای کیفیت آب وجود نداشته و یا اگر وجود دارد، توان داشتن آن میزان کیفیت آب تمیز وجود ندارد. بر این اساس میزانی از آسیب در یک جایی (انسان، گیاه، مواد و مصالح) قابل قبول است. باید تا حد امکان از طرق معقول میزان آسیب قابل قبول و هزینه لازم برای کاهش آسیب‌ها به آن حد را تعیین کرد.

معمولاً نرخ یا شیب منحنی هزینه کنترل (تصفیه) با افزایش راندمان تصفیه پس از حد خاصی به صورت نمایی افزایش می‌یابد. در غلظت صفر، میزان آسیب صفر است. هزینه آسیب، یا به عبارت دیگر سود کنترل، در آغاز به کندی بالا رفته و سپس در غلظت‌های بالا به سرعت افزایش می‌یابد. تفاضل هزینه کنترل و هزینه آسیب در یک غلظت (راندمان تصفیه) خاصی حداقل است. این حداقل، هزینه بهینه کنترل است و هزینه بیش‌تر یا کم‌تر از آن غیر اقتصادی است.

چند مشکل در رابطه با این نگرش مطرح است. اول این که هزینه و سود را از دیدگاه چه کسی باید بررسی کرد؟ از دیدگاه واحد صنعتی یا مردم؟ دوم این که آیا می‌توان قیمتی برای سلامتی یا حیات انسان و کیفیت رودخانه زلال تعیین کرد؟

## ۲-۶- ارزیابی مقررات کیفیت آب

نحوه طبقه‌بندی رودخانه‌ها در کشورهای مختلف متفاوت است. علاوه بر این در یک نوع خاصی از طبقه‌بندی - مثلاً طبقه‌بندی بر اساس کاربری - تعداد رده‌ها متفاوت می‌باشد. از جنبه کیفیت آب نیز بسته به اولویت‌های ملی و مشکلات مبتلابه، هر کشور



می‌تواند با توجه به اولویت‌های اقتصادی و وضعیت اقلیمی، تاکید مقررات را بر روی نوع خاصی از آلاینده‌ها متمرکز کند. در عین حال مجموعه‌ای از معیارها در عمده کشورها یکسان است. این معیارها شامل موارد زیر می‌شود:

- بیش‌ترین ضریب ایمنی برای آب شرب- با توجه به اهمیت حفظ سلامتی انسان به عنوان محور رویکردهای مدیریت کیفیت آب، بیش‌ترین حفاظت در مورد منابع مورد استفاده برای مصارف شرب و مصارف مواد غذایی به کار می‌رود.

- مقابله با افت کیفیت<sup>۱</sup>- لحاظ کردن واقعیات اقتصادی و اجتماعی در تعیین میزان کیفیت آب قابل دستیابی امری اجتناب ناپذیر است. در عین حال، از بین بردن سرمایه‌های ملی با انگیزه‌های منفعت اقتصادی جمعی محدود قابل دفاع نمی‌باشد. این امر بدین طریق در مقررات لحاظ شده است که برای رودخانه‌هایی که کیفیت آنها حتی از حد استاندارد نیز بالاتر است، بارگذاری آلاینده فقط تا حدی مجاز می‌باشد که به کیفیت پایه آن قبل از ورود هر گونه آلاینده صدمه‌ای وارد نیاید.

- وجود مقررات کیفیت خروجی منابع بارگذاری- اگر چه توان خودپالایی رودخانه‌ها می‌تواند قابل توجه باشد، این امر به معنی مجوز عدم کارایی سامانه‌های تصفیه آلاینده‌ها نمی‌باشد. به همین خاطر در قالب مجوزهای تخلیه به رودخانه‌ها، تدابیری اندیشیده شده است تا کیفیت فاضلاب تصفیه شده در سامانه‌های تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی از میزان کیفیت خاصی به صورت مستمر برخوردار باشد.

- توانمندی نیروهای انسانی به عنوان ضمانت اجرایی- کلیه نیروهای انسانی دخیل در حفظ و بهبود کیفیت آب باید نسبت به مفاهیم مربوط آشنایی کافی داشته باشند. به عبارت دیگر استانداردها فقط یک سری اعداد و ارقام ساده نیستند که یک فرد ناآشنا نیز بتواند آنها را فهمیده و اجرا نماید. به همین خاطر مجموعه کارگری، کارشناسی و مدیریتی باید به صورت یک سامانه منسجم و یک‌پارچه عمل کنند تا ضمانت اجرایی تبعیت از مقررات و حفظ کیفیت آب تامین شود. توجه به این امر به‌ویژه برای کشورهای در حال توسعه از اهمیت خاصی برخوردار است.

وحدت رویه در عین عملکرد واقع‌گرایانه- استراتژی به کار گرفته شده در سطح کلان مدیریت کیفیت آب، تعیین شاخص‌های کیفیت و روش‌های نمونه‌برداری و اندازه‌گیری می‌باشد. در سطح عملیاتی، امکان بروز خلاقیت‌ها از طریق تمرکززدایی و واگذاری تدوین برنامه دستیابی به اهداف حفظ کیفیت آب به مقامات محلی انجام می‌شود.



# فصل ۳

---

---

## مفاهیم و اصول خودپالایی رودخانه‌ها





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

### ۳-۱- کلیات

میزان بارگذاری قابل تحمل برای رودخانه‌های مختلف تابع عوامل زمانی و مکانی مختلف مربوط به نوع و شدت بار آلاینده‌های ورودی و نیز شرایط محیطی داخل رودخانه است. در مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها، داده‌های پایش در منطقه تحت بررسی به همراه مدل‌سازی فرایندها، اطلاعات کمی مورد نیاز برای کمک به مدیران در تصمیم‌گیری‌های مربوط به سهم‌بندی بار مواد زاید بین منابع مختلف را تامین می‌کنند. در فعالیتهای مدل‌سازی، روابط مربوط به فرایندها با یکدیگر تلفیق می‌شوند تا بتوان رابطه علت و معلولی بین بار آلاینده‌های ورودی به رودخانه و تغییرات کیفیت آب را تعیین کرد.

### ۳-۲- شناسایی و بررسی عوامل تاثیرگذار بر خودپالایی رودخانه‌ها

شناخت رابطه علت- معلولی بین کیفیت آب رودخانه و بارگذاری آلاینده‌ها از اولین اقدامات لازم برای تعیین ظرفیت خودپالایی یک رودخانه است. این رابطه، تابع عوامل مختلف فیزیکی مانند بده، سرعت جریان، عمق، شیب، زمان پیمایش، دما و ویژگی‌های شیمیایی- زیستی مانند اکسیژن‌خواهی بستر، فتوسنتز و تنفس جلبک‌ها و نیتریفیکاسیون است. علاوه بر این ویژگی‌ها، نرخ وقوع واکنش‌های مختلف نیز باید در تعیین این رابطه مد نظر قرار گیرد. در بعضی موارد، کیفیت قابل انتظار آب به همان اندازه‌ای که به بارگذاری آلاینده‌ها حساس است، به نرخ واکنش‌ها نیز حساس می‌باشد. این امر مشخصا در رابطه با واکنش‌های  $BOD/DO^1$  که در آن غلظت اکسیژن محلول تحت تاثیر واکنش‌های مصرف اکسیژن توسط  $BOD$ ، نیتریفیکاسیون و اکسیژن‌خواهی رسوب ( $SOD$ )<sup>2</sup> و نیز واکنش‌های تامین اکسیژن مانند فتوسنتز و هواهی اتمسفری است، صادق می‌باشد. به طور کلی عواملی که بر فرایندهای زوال<sup>3</sup> و انتقال بار آلاینده‌ها در رودخانه حاکم بوده و تاثیر این فرایندها را بر اکسیژن محلول تعیین می‌کنند، شامل عوامل مربوط به مقدار و تغییرپذیری منابع آلاینده، شرایط هیدرولوژیکی آب پذیرنده و انتقال آلاینده‌ها در رودخانه است.

### ۳-۲-۱- ویژگی‌های منابع آلاینده

**منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای** - یکی از اقدامات مهم در مدل‌سازی کیفیت آب در سطح حوضه آبریز و یا رودخانه، شناسایی نوع منابع آلاینده و بار آنها است. آلاینده‌ها ممکن است از یک محل مشخص مانند لوله خروجی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و صنعتی وارد رودخانه شوند، که در این صورت منبع نقطه‌ای<sup>4</sup> به آنها اطلاق می‌شود. اصطلاح منبع غیرنقطه‌ای<sup>5</sup> برای مواردی است که بارگذاری از سطح حوضه آبریز در گستره مکانی وسیعی در رودخانه - مانند رواناب کشاورزی- انجام می‌شود. منابع غیرنقطه‌ای مهم دیگر شامل نشت از آب‌های زیرزمینی، نشت اتمسفری و هوازدگی طبیعی سنگ و خاک است. مکانیزم‌های متفاوتی بر این دو نوع منبع آلودگی حاکم است که موجب آثار متفاوتی بر کیفیت آب‌های پذیرنده می‌شود.



1 - Dissolved Oxygen  
2 - Sediment Oxygen Demand  
3 - Fate  
4 - Point source  
5 - Nonpoint source

میزان بارگذاری نقطه‌ای از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و شبکه‌های مرکب (فاضلاب و رواناب شهری) را می‌توان از اطلاعات مندرج در گزارش‌های پایش تخلیه پساب و نیز گزارش‌های آزمایشگاه‌های این تاسیسات تعیین کرد. در اکثر این گزارش‌ها، اطلاعات مربوط به آلاینده‌های متعارف مانند BOD، آمونیاک، نیتروژن کلدال، جامدات معلق و باکتری‌های کلیفرم درج شده است. در تصفیه‌خانه‌هایی که فرایندهای حذف مواد مغذی مانند فسفر در آنها وجود ندارد (مثل تصفیه ثانویه)، اطلاعات مربوط به کل فسفر و یا ارتوفسفات اندازه‌گیری نمی‌شود. در این گونه موارد، اندازه‌گیری این عوامل باید در برنامه پایش کیفیت آب رودخانه گنجانده شود.

بارگذاری منابع غیرنقطه‌ای آلاینده‌ها به رودخانه‌ها از طریق رواناب سطحی در حوضه آبریز صورت می‌گیرد. نوع کاربری زمین و ویژگی‌های هیدرولیکی حوضه آبریز از عوامل تعیین کننده میزان بارگذاری غیرنقطه‌ای به رودخانه می‌باشند. روند دراز مدت جنگل‌زدایی و تغییر کاربری به کشاورزی، شهری و حومه شهری، باعث ایجاد تغییرات عمده‌ای در بارگذاری غیرنقطه‌ای به رودخانه‌ها می‌شود. با ارتقای درک اهمیت مسایل آلودگی ناشی از این نوع بارگذاری در جهان، اقدامات مختلف مدیریتی شهری و کشاورزی جهت کاهش بارگذاری آلاینده‌ها از این منابع گسترده پیشنهاد، بررسی و اجرا شده است. به کارگیری "بهترین اقدامات مدیریتی" در سطح حوضه آبریز برای کاهش بارگذاری غیرنقطه‌ای، مهم‌ترین استراتژی مدیریت کیفیت منابع آب است.

چندین روش مدل‌سازی برای تخمین بارگذاری از منابع غیرنقطه‌ای تدوین شده است. اگر چه این روش‌ها در آغاز به منظور تخمین میزان بارگذاری آلاینده از حوضه آبریز و تامین داده‌های مورد نیاز مدل‌های مجاری آبی پذیرنده به وجود آمده است، لکن آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا در برنامه TMDL، کاربرد این مدل‌ها را به تدوین و ارزیابی مولفه‌های مختلف برنامه‌های مدیریت حوضه آبریز گسترش داده است. با توجه به این که شرایط تصمیم‌گیری در برنامه‌های TMDL در همه حوضه‌های آبریز یکسان نیست، بعضی از مدل‌ها برای بعضی از شرایط مطلوب‌تر هستند. از مدل‌های ساده در ارزیابی‌های اولیه و برنامه‌ریزی استفاده می‌شود؛ در حالی که مدل‌های شبیه‌سازی تفصیلی در مواقعی که تعیین مبانی طراحی یا ارزیابی برنامه‌های مدیریتی مدنظر است، استفاده می‌شوند.

دیگر منابع غیرنقطه‌ای موثر بر برنامه TMDL شامل نشت آب زیرزمینی، نشست از اتمسفر، و هوازدگی طبیعی سنگ و خاک است. کنترل این منابع به سادگی امکان‌پذیر نیست و در شرایط طبیعی، این منابع غلظت‌های پایه در رودخانه را تشکیل می‌دهند. در هنگام تعیین TMDL، منابع غیر قابل کنترل و میزان بارگذاری آنها باید شناسایی شده تا ظرفیت خودپالایی موجود رودخانه را بتوان تعیین کرد. فرایندهای هوازدگی و انحلال ترکیبات موجود در سنگ و خاک، مکانیسم‌های طبیعی هستند که باید به عنوان منابع غیر قابل کنترل در نظر گرفته شوند. نشست از اتمسفر تا حدی ناشی از فعالیت‌های صنعتی و توسعه‌ای در منطقه یا در سطح ملی است. از این رو، کنترل این منابع در یک منطقه خاص و یا حتی در کل حوضه آبریز امکان‌پذیر نیست و معمولاً باید در برنامه‌های منطقه‌ای و ملی در نظر گرفته شود.

سهام آب‌های زیرزمینی در بارگذاری غیرنقطه‌ای، در صورتی که این منابع آلوده باشند، از اهمیت خاصی برخوردار است. به طور کلی با توجه به این که آب‌های زیرزمینی با تشکیلات زمین‌شناختی طبیعی در تماس هستند، نشت آب حاوی ترکیبات ناشی از هوازدگی و انحلال طبیعی این لایه‌ها در مواردی که آب زیر زمینی آلوده نباشد، باید به عنوان جزء غیر قابل کنترل منابع غیرنقطه‌ای



در نظر گرفته شود. نشت آب‌های زیرزمینی آلوده به آب‌های سطحی دغدغه مهمی است که شناسایی منابع آلودگی و آلاینده‌های موجود در آنها و نیز ارزیابی میزان تخلیه را ایجاب می‌کند.

**محل بارگذاری** - با توجه به تغییر مداوم ساختار اکولوژیکی در طول رودخانه، میزان تاثیر بارگذاری بستگی به محل ورود آلاینده دارد. به بیان دیگر، میزان مشابهی از بارگذاری در نقاط مختلف رودخانه می‌تواند تاثیر متفاوتی بر کیفیت آب رودخانه داشته باشد. از این رو، مطالعه ظرفیت خودپالایی در مسیر رودخانه از اولین اقدامات لازم در بررسی میزان بارگذاری مجاز است. برای آلاینده‌هایی که امکان واکنش و تجزیه و تبدیل آن‌ها در داخل رودخانه وجود ندارد، محل بارگذاری تاثیر زیادی بر میزان تغییر کیفیت نخواهد داشت. **زمان بارگذاری** - زمان تخلیه بار آلاینده، از عوامل تعیین کننده میزان کاهش کیفیت ناشی از بارگذاری آلاینده است. برای مثال، اگر جمعیت گیاهان فتوسنتزی داخل رودخانه زیاد باشد، تخلیه آلاینده در روز یا شب تاثیر متفاوتی بر کیفیت آب خواهد داشت. دمای آب رودخانه نیز از عوامل موثر بر نرخ واکنش‌های تجزیه و تبدیل است که با توجه به ارتباط زمان و مکان از طریق سرعت جریان، مسافت متاثر از یک میزان بارگذاری خاص در دماهای مختلف متفاوت خواهد بود.

**شیوه بارگذاری** - برای میزان مشخصی از بارگذاری، آثار متفاوتی بر کیفیت آب برحسب شیوه تخلیه می‌توان انتظار داشت. برای مثال، تخلیه بار آلاینده به رودخانه را می‌توان در یک نقطه انجام داد یا می‌توان بارگذاری را در طول مسافت خاصی از رودخانه توزیع کرد. همچنین برای میزان مشخصی از بارگذاری در یک مدت زمان مشخص، می‌توان بارگذاری را متناسب با وضعیت شرایط محیطی برنامه‌ریزی کرد و مثلاً به جای ورود آلاینده‌ها در یک ساعت، همان میزان آلاینده را در یک شبانه‌روز به رودخانه تخلیه کرد. این شیوه عملکرد، امکان بهره‌برداری بیش‌تر از توان خودپالایی رودخانه را فراهم می‌سازد.

**نوع بار آلاینده** - یکی از مهم‌ترین عوامل موثر بر کیفیت آب رودخانه تحت بارگذاری آلاینده‌ها، قابلیت تجزیه‌پذیری آلاینده‌ها و سازگاری آنها با جوامع گیاهی<sup>۱</sup> و جوامع جانوری<sup>۲</sup> رودخانه است. بر این اساس، هم آلاینده‌ها باید تجزیه‌پذیر بوده و هم فون و فلور سازگار در داخل رودخانه وجود داشته باشد تا بتوان میزان تاثیر سو ناشی از بارگذاری را به حداقل رساند.

### ۳-۲-۲- عوامل هواشناسی، هیدرولوژیکی و هیدرولیکی

عوامل هواشناسی و هیدرولوژیکی - اثر موضعی یک بارگذاری تابع میزان نسبی بار آلاینده و بده رودخانه است. خودپالایی آلاینده تابع شرایط هیدرولوژیکی (بده رودخانه)، ویژگی‌های حمل و انتقال و کیفیت پایه رودخانه است. به همین خاطر، تغییرات فصلی و تغییرات ناشی از واقعه بارش در هیدرولوژی حوضه آبریز و نیز ویژگی‌های تجمع و شسته شدن آلاینده می‌تواند تاثیرات خیلی متفاوتی بر کیفیت آب پذیرنده در حین و بلافاصله بعد از هر واقعه بارش داشته باشد. در مواقع بارندگی که بده جریان رودخانه معمولاً زیاد می‌شود، انتقال و ظرفیت خودپالایی نیز افزایش می‌یابد. با این وجود، ته نشینی و انباشتگی آلاینده‌ها در کف رودخانه و مکان‌های با سرعت نسبی کم‌تر، می‌تواند اکسیژن‌خواهی در این نقاط را به حد بحرانی برساند. در مواقعی که سهم نسبی بارگذاری منابع غیرنقطه‌ای قابل توجه است، وقایع بارش باید در مدل‌سازی لحاظ گردد.



در اغلب موارد، تحلیل و مدل‌سازی اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی عمدتاً بر تخلیه آلاینده‌ها در دوره‌های خشک هیدرولوژیکی و بده پایه متمرکز است. اگر چه نرخ و ترکیب تخلیه آلاینده‌ها در دوره‌های خشک نسبتاً ثابت است، لکن بده پایه تغییرات فصلی و سالانه دارد. در شرایط آب و هوایی ایران، بده زیاد رودخانه‌ها معمولاً در فصل زمستان و اوایل بهار به خاطر بارندگی، ذوب برف و باران‌های بهاری مشاهده می‌شود؛ در حالی که بده کم<sup>۱</sup> فصلی در تابستان و اوایل پاییز رخ می‌دهد. با توجه به این الگوهای فصلی هیدرولوژیکی و آب و هوایی (بده کم، حداقل ترقیق و دمای زیاد)، تابستان و اوایل پاییز دوره‌های بحرانی برای ارزیابی بدترین حالت اثر بارگذاری آلاینده‌ها بر کیفیت آب می‌باشند. در این دوره‌ها شرایط جریان به حالت دائمی<sup>۲</sup> نزدیک می‌شود. تحلیل و ارزیابی داده‌های جمع‌آوری شده در این دوره معنی‌دارتر است؛ چون در مدل‌سازی ریاضی برای ارزیابی اکسیژن محلول در رودخانه، فرض حالت دائمی به خاطر منابع نقطه‌ای نسبتاً ثابت در نظر گرفته می‌شود. در رودخانه‌هایی که رژیم جریان توسط سد(های) مخزنی در بالادست تنظیم می‌شود، بسته به قاعده بهره‌برداری از مخزن و نیز رژیم تقاضای آب، جریان کم رودخانه ممکن است در پاییز یا زمستان وجود داشته باشد.

بده زیاد موجب حمل سریع آلاینده‌ها، شرایط مناسب اختلاط و زمان ماند کوتاه شده و بنابراین آثار سو اکولوژیکی را کاهش می‌دهد. برعکس، در رودخانه‌های با زمان ماند زیاد ناشی از بده کم، حذف کند آلاینده‌ها باعث ایجاد شرایط سو اکولوژیکی مانند پایین بودن غلظت اکسیژن محلول، غنی‌سازی از مواد مغذی و مشکلات تغذیه‌گرایی می‌شود.

**عوامل هیدرولیکی** - عواملی که بر زمان پیمایش آلاینده‌ها در یک رودخانه تاثیر دارند شامل عمق، عرض، مساحت مقطع عرضی و شیب کف و شیب هیدرولیکی است. در بعضی از موارد، اطلاعات مربوط به مدت زمان پیمایش<sup>۳</sup> و شیب هیدرولیکی موجود است و در دیگر موارد، این اطلاعات را باید از طریق انجام آزمایش‌های استفاده از تزریق رنگ در داخل جریان آب به دست آورد. در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL، پیش‌بینی آثار آلاینده‌ها بر کیفیت آب معمولاً در شرایط بده کم انجام می‌شود. تغییرات هندسی هیدرولیکی ناشی از نوسان‌های بده نیز باید پیش‌بینی شود. تغییرات بده به نوبه خود باعث تغییر در سرعت و عمق جریان می‌شود که هر دو تاثیر زیادی بر ظرفیت هواگیری رودخانه از اتمسفر دارند. اساساً دو شیوه برای تعیین هندسه هیدرولیکی و زمان حرکت جریان برای شرایط آبی وجود دارد. در شیوه اول، روابطی به صورت زیر مورد استفاده قرار می‌گیرد.

$$V = aQ^n \quad (1-3)$$

$$H = bQ^m \quad (2-3)$$

$$W = cQ^f \quad (3-3)$$

که در روابط فوق عوامل به شرح زیر می‌باشند:

Q - بده برحسب مترمکعب بر ثانیه

V - سرعت برحسب متر بر ثانیه

H - عمق بر حسب متر



1 - Low flow  
2 - Steady-state  
3 - Travel time

W - عرض برحسب متر

که  $a$ ،  $b$  و  $c$  ثابت‌های رودخانه و  $m$ ،  $n$  و  $f$  نماهای روابط می‌باشند. این ثوابت با تغییر اندازه حوضه رودخانه تغییر می‌کنند. با توجه به این که بده رودخانه برابر حاصلضرب مساحت مقطع و سرعت ( $Q = A \times V$ ) می‌باشد و مساحت مقطع نیز حاصلضرب عرض در عمق ( $A = W \times H$ ) است، می‌توان نشان داد که مجموع نماها ( $m + n + f$ ) برابر ۱ است. تجربه براساس رودخانه‌های مختلف نشان داده است که:

$$n = \text{گستره } (0.6 - 0.4)؛ \text{ نمونه‌وار } (0.5)$$

$$m = \text{گستره } (0.5 - 0.3)؛ \text{ نمونه‌وار } (0.4)$$

$$f = \text{گستره } (0.2 - 0)؛ \text{ نمونه‌وار } (0.1)$$

در صورتی که بیش از یک مجموعه داده موجود باشد، رسم مقادیر مساحت مقطع ( $A$ )، عمق ( $H$ ) و سرعت ( $V$ ) در مقابل بده جریان رودخانه ( $Q$ ) در مختصات تمام لگاریتمی، امکان تعیین این کمیت‌ها برای مقادیر دیگر را فراهم می‌سازد. شیب چنین نمودارهایی، مقدار نما را نشان خواهد داد.

در شیوه دوم، سرعت، عمق، و عرض رودخانه برای بده‌های مختلف به صورت مستقل محاسبه می‌شود. معمولاً در بسیاری از مدل‌های کیفیت آب مدل‌های هیدرودینامیکی مبتنی بر معادلات مومنتم و پیوستگی برای مدل‌سازی جریان تعبیه شده است. یک روش ساده، استفاده از معادله مانینگ برای برقراری رابطه بین سرعت، عمق، شیب، و ضریب زبری رودخانه است. تخمین ضریب زبری معمولاً ساده‌تر از تخمین ثوابت و نماهای روابط قبلی است.

### ۳-۲-۳ - عوامل فیزیکی، شیمیایی، زیستی و اکولوژیکی آب

بررسی واکنش‌ها و انتقال جامدات معلق و محلول در رودخانه‌ها سابقه طولانی دارد. بر خلاف دیگر اجزای کیفی آب، مدل‌های جامدات معلق و محلول آب بیش‌تر توسط مهندسان منابع آب توسعه یافته اند تا مهندسان محیط زیست. دلیل این امر تمرکز فعالیت‌های اصلی مهندسان محیط زیست بر کنترل منابع آلاینده نقطه‌ای است؛ در حالی که مشکلات ناشی از جامدات معلق و محلول، بیش‌تر منشأ غیرنقطه‌ای دارند که در هیدرولوژی و حوضه‌های آبریز مورد بررسی مهندسان منابع آب قرار می‌گیرند. علاوه بر آن، تغییرات جامدات معلق و محلول بسیار کم‌تر از دیگر مسایل زیست محیطی از واکنش‌های زیستی و شیمیایی تاثیر پذیرند و در بیش‌تر موارد، تغییرات آنها تنها به واسطه انتقال فیزیکی است.

**جامدات معلق و رسوب** - جامدات معلق می‌توانند ماهیت آلی یا معدنی داشته یا مایعی غیر قابل اختلاط<sup>۲</sup> با آب باشند. جامدات معلق معدنی شامل خاک رس، گل و لای و دیگر مولفه‌های خاک می‌باشد که در آب‌های سطحی به وفور یافت می‌شوند. جامدات معلق آلی شامل بافت‌های گیاهی و جامدات زیستی (باکتری، جلبک و غیره) می‌باشند که در آب‌های سطحی وجود دارند. این مواد معمولاً ناخالصی‌های طبیعی بوده که بر اثر فرسایش سطح حوضه آبریز توسط جریان آب تولید می‌شوند. مواد معلق دیگر می‌تواند ناشی از فعالیت‌های انسانی باشد. فاضلاب انسانی حاوی مقدار زیادی جامدات معلق است که عمدتاً ماهیت آلی دارند. کاربری‌های



صنعتی آب نیز مقدار زیادی مواد معلق آلی و معدنی وارد توده‌های آبی می‌کند. مایعات غیر قابل اختلاط مانند روغن و گریس نیز اغلب از اجزای فاضلاب می‌باشند. در صورت عدم حذف جامدات معلق از پساب‌های آلوده، این مواد در کناره و کف رودخانه‌ها انباشته شده و یا به صورت شناور توسط آب جابه جا می‌شوند که نه تنها جلوه ظاهری نامناسبی ایجاد می‌کنند، بلکه در ایجاد اکسیژن‌خواهی و ایجاد شرایط عفونی در آب سهم عمده‌ای دارند.

در گذشته، مدل‌های شبیه‌سازی انتقال رسوب در رودخانه‌ها فقط بعد فیزیکی انتقال رسوب را مدنظر قرار داده و بیش‌تر بر تاثیرات هیدرولوژیکی و هیدرولیکی رودخانه بر شستگی، تعلیق، انتقال و ترسیب رسوبات تاکید داشتند. امروزه ابعاد زیستی و شیمیایی انتقال رسوب نیز با تلفیق تحلیل کیفیت آب و مدل‌سازی انتقال رسوب، بررسی می‌شود. سه مساله که ضرورت و اهمیت این کار را بیش‌تر می‌کند عبارتند از:

### الف- زیستگاه موجودات زنده

چرخه حیات بسیاری از ارگانیزم‌ها از جمله ماهی‌ها، شیدیدا به رسوبات کف سامانه‌های رودخانه‌های وابسته است. برای مثال، بسیاری از موجودات برای تولید مثل نیاز به انواع خاصی از مواد دارند. علاوه بر آن، زنجیره غذایی مرتبط با رسوبات کف، مواد مغذی مورد نیاز بسیاری از موجودات را فراهم می‌آورد. بنابراین، مدل‌های انتقال رسوب به حفظ منابعی مانند محل‌های پرورش ماهی کمک می‌کند. نگرانی از انقراض گونه‌های در معرض خطر، انگیزه انجام چنین کارهایی را دو چندان کرده است.

### ب- انتقال مواد سمی

انتقال مواد سمی، ارتباط بسیار نزدیکی با انتقال جامدات در سامانه‌های آبی دارد. بسیاری از آلاینده‌ها در کف منابع طبیعی آب متمرکز می‌شوند. بنابراین مدل‌های مواد سمی در رودخانه‌ها، نیاز به تعیین مشخصه‌های انتقال رسوب در آب دارند.

### ج- اکسیژن خواهی مواد کف

در برخی مواقع، مشاهده شده است آب‌هایی که فاضلاب دریافت می‌کنند پس از یک دوره کوتاه پراپی، افت شدید اکسیژن محلول را تجربه می‌کنند که یک عامل آن‌کننده شدن و تعلیق مواد غنی شده رسوبات کف و تحمیل افت اکسیژن در یک دوره کوتاه مدت است. مکانیزم‌های انتقال رسوب می‌توانند ابزاری منطقی برای شبیه‌سازی چنین پدیده‌هایی را فراهم آورند.

**جامدات محلول** - وجود جامدات محلول ناشی از ماهیت حلال بودن آب می‌باشد. جامدات محلول نیز می‌توانند آلی یا غیر آلی باشند. مواد غیر آلی شامل مواد معدنی، فلزات و گازها بوده و بر اثر تماس آب با اتمسفر و سطوح مختلف یا خاک، وارد آب می‌شوند. مواد آلی محلول شامل مواد حاصل از فاسد شدن محصولات کشاورزی و پوشش‌های گیاهی اطراف رودخانه، مواد شیمیایی آلی و گازها و بخارهای مواد آلی محلول می‌باشد. حضور مواد جامد محلول در منابع طبیعی آب می‌تواند مشکلات جدی در کیفیت آب ایجاد کند. بسیاری از مواد حل شده در آب دارای آثار نامطلوبی مثل جلوه ظاهری، طعم، بو و مزه نامناسب می‌باشند. برخی از مواد شیمیایی محلول می‌توانند سمی بوده و اجزای آنها سرطان‌زا باشند. در برخی موارد اجزای مختلف می‌توانند در آب با هم ترکیب شده و موادی مانند تری‌هالومتان‌ها را به وجود آورند که از اجزای اولیه، خطرناک‌تر می‌باشند.

افزایش مواد جامد محلول می‌تواند بر اثر تخلیه پساب‌های کشاورزی نیز بروز کند. مصرف آب در کشاورزی باعث افزایش غلظت مواد محلول در آن می‌شود. این فرایند با فرار آب از طریق تبخیر تشدید می‌شود. علاوه بر آن در صورتی که آب در مخزنی ذخیره

گردد، افزایش غلظت نمک در آن قابل توجه خواهد بود. با توجه به این که بسیاری از این مواد پایستار<sup>۱</sup> هستند، غلظت آنها به شدت افزایش یافته و این مشکلات کیفی آب می‌تواند آثار منفی بر مصارف مختلف آب (شهری، صنعتی و حتی کشاورزی) داشته باشد. روش‌های تحلیلی مختلفی برای توصیف تغییرات غلظت جامدات محلول در رودخانه‌ها توسعه یافته است. نحوه تغییرات غلظت جامدات محلول در مخازن ذخیره آب را نیز می‌توان شبیه‌سازی کرد. شبیه‌سازی غلظت جامدات محلول در سامانه‌هایی که رودخانه‌ها و مخازن تشکیل یک شبکه را می‌دهند از اهمیت خاصی برخوردار است. مدل‌های کامپیوتری مختلفی برای شبیه‌سازی غلظت جامدات محلول وجود دارد که در قالب مدل‌های متعارف کیفیت آب و با در نظر گرفتن تغییرات بیلان آب استفاده می‌شوند.

### ۳-۲-۴- زوال و انتقال آلاینده‌ها در داخل رودخانه

فرایندهای مختلفی در رودخانه بر تغییر غلظت آلاینده‌های تخلیه شده در رودخانه موثر هستند. این عوامل، فرایندهای زوال و انتقال هستند که اصلی‌ترین آنها عبارتند از: فرایندهای همرفتی<sup>۲</sup>، پراکنش<sup>۳</sup> و واکنش<sup>۴</sup> [۵].

**همرفتی** - همرفتی، فرایند اصلی انتقال آلاینده‌ها در جهت جریان رودخانه است. انتقال همرفتی جانبی در عرض رودخانه معمولاً نادیده گرفته می‌شود. اختلاط کامل بار آلاینده و جریان رودخانه در جهت عمودی و جانبی معمولاً در مسافت کمی پس از ورود آلاینده صورت می‌گیرد.

**پراکنش** - اگر ذرات آب در مقطع عرضی رودخانه با سرعت یک‌نواختی حرکت کنند، زمان رسیدن آنها به یک محل خاصی در پایین دست رودخانه یکسان است. در عمل، به خاطر تفاوت‌های جانبی سرعت، زمان رسیدن هر ذره متفاوت بوده که منجر به اختلاط آشکار ذرات به علت گرادیان‌های عمودی و جانبی سرعت می‌شود. برای مثال، سرعت آب در مرکز مقطع رودخانه نزدیک سطح آب بیش‌تر از سرعت جریان در کناره‌ها و نزدیک کف بستر است. این فرایند به پراکنش طولی موسوم است. در تحلیل آثار پالس مداوم بار آلاینده، تاثیر فرایند پراکنش بر غلظت نهایی آلاینده در داخل رودخانه را می‌توان نادیده گرفت؛ چون معمولاً سهم پراکنش در غلظت نهایی آلاینده در مقایسه با اثر همرفتی ناچیز است. در مواقع بارش که بارگذاری به صورت یک پالس منفرد انجام می‌شود، نقش پدیده پراکنش طولی نیز، به‌ویژه برای مطالعاتی که تحلیل کیفیت آب در مسافت طولانی در مسیر رودخانه بر اثر پالس کوتاه مدت تخلیه آلاینده بررسی می‌شود، باید مد نظر قرار گیرد [۵].

**واکنش** - هنگامی که آلاینده‌های تجزیه‌پذیر مانند مواد آلی اکسیژن‌خواه به رودخانه وارد می‌شوند، پدیده واکنش اهمیت دارد. در حضور اکسیژن، این مواد توسط باکتری‌ها به فرآورده‌های نهایی مانند دی‌اکسید کربن، نیترات و آب تبدیل و تثبیت می‌شوند. علاوه بر این، جلبک‌ها مواد مغذی مانند فسفر و نیتروژن غیرآلی را در حین فتوسنتز، جذب کرده و غلظت آنها را در رودخانه کاهش می‌دهند. توده زنده جلبک‌ها به مواد مغذی غیر آلی باز تبدیل می‌شوند. تعداد زیادی از این واکنش‌های شیمیایی، زیستی و بیوشیمیایی در کاهش غلظت مواد زاید در داخل رودخانه مشارکت دارند.



اندرکنش این عوامل برای حالتی که بارگذاری آلاینده به صورت یک توده متمرکز به داخل رودخانه تزریق شده و در طول حرکت در مسیر رودخانه پایش می‌شود به صورت شماتیک در شکل ۳-۱ نشان داده شده است. مواد پایستار موجود در فاضلاب یعنی موادی چون کلراید که واکنش‌پذیر نبوده و تجزیه نمی‌شوند، در قالب همرفتی و یا همرفتی به اضافه پراکنش در رودخانه منتقل می‌شوند. رفتار مواد واکنش‌پذیر، تحت تاثیر فرایندهای همرفتی، پراکنش و واکنش است (شکل ۳-۱). بدین ترتیب، رفتار مواد محلول تجزیه‌پذیر در آب حاصل سرعت و عمل اختلاط آب و تغییر و تبدیل‌های ناشی از واکنش‌های شیمیایی و زیستی در داخل رودخانه است.

### ۳-۳- پاتوژن‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها

#### ۳-۳-۱- پاتوژن‌ها

انگیزه اصلی کنترل کیفیت آب، از نگرانی‌ها در مورد بیماری‌های با منشأ آب نشات می‌گیرد. عامل اصلی این بیماری‌ها، پاتوژن‌ها می‌باشند. پاتوژن‌ها، ارگانیزم‌های بیماری‌زایی هستند که در بدن میزبان رشد کرده و تکثیر می‌شوند. برخی پاتوژن‌ها از طریق پوست وارد بدن انسان می‌شوند. عمومی‌ترین راه ورود آنها به بدن، از طریق آب آشامیدنی است. پاتوژن‌ها را می‌توان به دسته‌های باکتری، ویروس، پروتوزوا، کرم‌های روده‌ای و جلبک تقسیم کرد [۸].

این گروه‌ها عامل بسیاری از بیماری‌های با منشأ آب هستند، ولی اندازه‌گیری غلظت آنها اغلب بسیار مشکل است. بدین جهت در مدیریت و مدل‌سازی کیفی آب بر مقدار "ارگانیزم‌های شاخص" تمرکز می‌شود. معمولاً گروه‌هایی از ارگانیزم‌ها وجود دارند که اندازه‌گیری آنها ساده بوده و به وفور در مدفوع انسان و حیوان یافت می‌شوند. وجود آنها، به احتمال زیاد نشان‌دهنده وجود پاتوژن‌هاست. سه دسته عمده باکتری‌های شاخص عبارتند از:

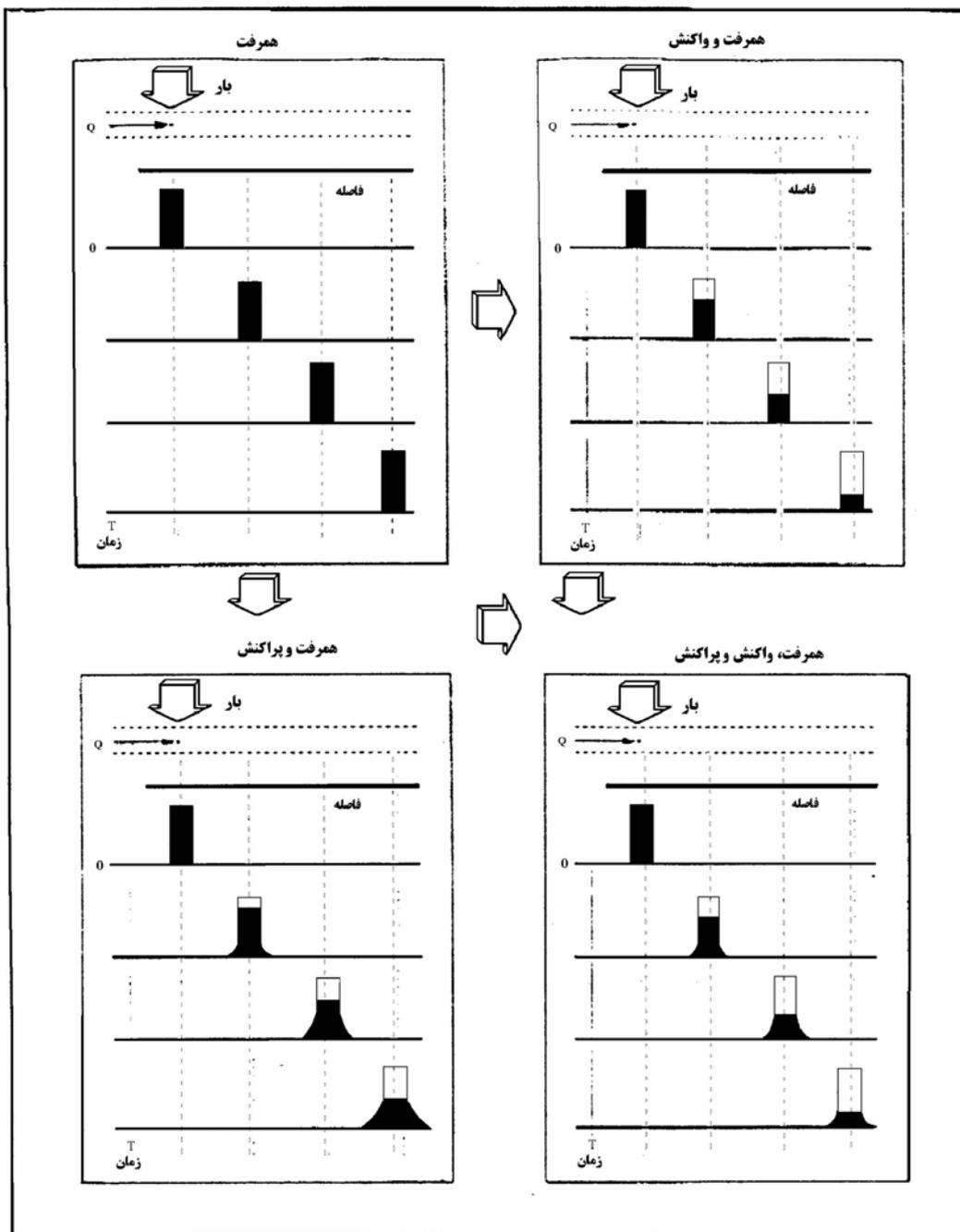
- کلیفرم کل<sup>۱</sup> (TC). گروه بزرگی از باکتری‌های بی‌هوازی، گرم منفی، بدون اسپور و میله‌ای شکل هستند که دارای توان تخمیر لاکتوز و تولید گاز می‌باشند. کلیفرم‌ها از مدفوع جانوران خونگرم منتشر می‌شوند و در خاک‌های آلوده نیز وجود دارند. اشریشیا کلی<sup>۲</sup> و ائروباکتر به ترتیب دو باکتری معمول در بدن موجودات و خاک می‌باشند.

- کلیفرم مدفوعی<sup>۳</sup> (FC). زیر مجموعه‌ای از TC است که در روده جانوران خونگرم تولید می‌شود. از آنجا که این ارگانیزم‌ها شامل ارگانیزم‌های خاکی نمی‌شوند، بر TC ترجیح داده می‌شوند. اندازه‌گیری آنها توسط آزمون استاندارد کلیفرم کل در دمای بالا (۴۴/۵ درجه سانتیگراد) انجام می‌گیرد. تعداد FC حدود ۲۰ درصد TC در نظر گرفته می‌شود، ولی معمولاً به شدت متغیر است.

- استرپتوکوک مدفوعی<sup>۴</sup> (FS). شامل انواع مختلف استرپتوکوک‌هاست که از بدن انسان و حیوانات اهلی نظیر گاو و اسب خارج می‌شود.



- 1- Total coliform
- 2- Escherichia coli
- 3- Fecal coliform
- 4- Fecal streptococcus



شکل ۳-۱- اندرکنش مکانیزم‌های انتقال بار در یک رودخانه [۵]

### ۳-۳-۲- باکتری‌ها

باکتری‌ها در چرخه کربن، اکسیژن و نیتروژن در فرایندهای تولید و تجزیه مواد آلی نقش اساسی دارند. باکتری‌ها عموماً در فناوری زیستی مورد استفاده مهندسان محیط زیست و اکولوژیست‌ها قرار می‌گیرند. هرچند، فعالیت‌های آسیب‌شناختی آنها باعث بیماری‌های انسان و گیاه می‌شود.



باکتری‌ها از نظر متابولیسم به دو دسته تقسیم می‌شوند:

**اتوتروف (خودپرور):** ارگانیزم‌هایی هستند که انرژی مورد نیاز خود را از نور خورشید یا اکسیداسیون ترکیبات شیمیایی به دست می‌آورند. سیانوباکترها گروهی از باکتری‌های فتوسنتزی در حوضه‌های آبریز آلوده می‌باشند که توده‌های خطرناکی تولید می‌کنند.

**هتروتروف (دگرپرور):** ارگانیزم‌هایی هستند که از مواد آلی پس از تبدیل آنزیمی و اکسیداسیون شیمیایی، به عنوان منبع غذایی استفاده می‌کنند. این گروه از باکتری‌ها مسئول فرایندهای تجزیه به‌شمار می‌روند و عنصری اساسی در چرخه‌های تبدیل و تولید مواد مغذی (آلی و معدنی) در محیط زیست می‌باشند.

انرژی مورد نیاز برای سنتز سلول ممکن است از نور یا از واکنش اکسایش شیمیایی به دست آید. ارگانیزم‌هایی را که می‌توانند از نور به عنوان منبع انرژی استفاده کنند نورپرور (فتوتروف) می‌نامند. ارگانیزم‌های نورپرور می‌توانند دگرپرور (هتروتروف) یا خودپرور (اتوتروف) باشند.

### ۳-۳-۳- قارچ‌ها

قارچ‌ها انواع مختلفی داشته و در هر شرایطی (در آب‌های شیرین، آب‌های ساحلی و خاک) یافت می‌شوند. قارچ‌های مرتبط با توده‌های مرده گیاهان، در چرخه مواد آلی به خصوص در تجزیه پلیمرهای گیاهی مانند سلولز و لیگن اهمیت زیادی دارند. قارچ‌ها در حذف زیستی فلزات سنگین و هیدروکربن‌های حلقوی نیز بسیار موثر هستند. ترکیب باکتری‌های هتروتروف و قارچ‌ها، سامانه موثری در تجزیه مواد آلی ایجاد می‌کند که تحت عنوان «چرخه میکروبی» شناخته می‌شود. این سامانه، مسئول تبدیل و معدنی کردن مواد آلی و استخراج مواد مغذی معدنی برای تولیدکننده‌های اولیه می‌باشد. همچنین این میکروارگانیزم‌ها به عنوان منبع غذایی روتیفایرها محسوب می‌شوند.

فرایندهای میکروبی اهمیت زیادی در زیست‌بوم‌های آبی دارند. نتایج تحلیل‌های زیستی، اطلاعات زیادی در مورد نرخ‌های تجزیه و چرخه مواد مغذی در محیط زیست فراهم می‌آورد. نرخ فرایندهای میکروبی در آب‌های شیرین به عوامل زیر بستگی دارد:

- غلظت اکسیژن محلول: در خلال تجزیه مواد، اکسیژن مصرف می‌گردد و کاهش غلظت اکسیژن محلول به کم‌تر از  $0.5-0.1$  میلی گرم بر لیتر، می‌تواند نرخ فرایندهای میکروبی را به شدت کاهش دهد.

- دما: در دمای صفر درجه سانتی‌گراد، مصرف اکسیژن جهت معدنی کردن ترکیبات آلی تقریباً متوقف می‌شود. در حقیقت نرخ فرایندهای میکروبی بستگی به دما دارد، هرچند برخی گونه‌ها با فعالیت در دماهای بسیار بالا یا کم سازگار شده‌اند.

- pH: نرخ واکنش‌ها با تغییر pH به شدت تغییر می‌یابد.

- وجود مواد آلی: فعالیت جمعیت میکروبی بستگی زیادی به مقدار مواد آلی موجود دارد. در برخی سامانه‌های آبی، نرخ فرایندها با وجود مواد مغذی معدنی و مبه‌ویژه فسفر محدود می‌گردد.



## ۳-۴ - مواد سمی

امروزه، مقدار زیادی مواد شیمیایی، چه جهت مصرف و چه به عنوان مواد زاید تولید می‌شود. با افزایش تنوع و حجم مواد شیمیایی تولیدی، بر آثار منفی نامطلوب این مواد نیز افزوده می‌شود. به دلیل خطر بالقوه تماس این ترکیبات با گیاهان و جانوران، مقدار مواد سمی و سرطان‌زا در محیط زیست، به معیار مهمی برای ارزیابی کیفیت محیط زیست تبدیل شده است [۷].

مقدار یا غلظت ترکیبات سمی در محیط زیست بستگی به مقدار ماده اضافه شده به محیط و فرایندهایی دارد که بر نحوه تغییرات و زوال و انتقال آن موثر هستند. فرایندهای انتقال، مواد شیمیایی را بسته به تمایل ترکیب با هر فاز، بین اتمسفر و محیط‌های آبی و خاکی پخش می‌کند. فرایندهای تبدیل در هر فاز با تغییرات شیمیایی آلاینده‌ها، آنها را به شکل‌های دیگری تبدیل می‌کنند که سمیت کم‌تر، مساوی یا بیش‌تر از حالت اولیه خواهند داشت. نرخ وقوع واکنش‌ها به نوع ترکیب و شرایطی محیط بستگی دارد. مجموع این فرایندها و اندرکنش آنها، سرنوشت زیست‌محیطی و نتیجه تماس موجودات زنده با آلاینده سمی را تعیین می‌کند.

به طور کلی، مشخصات مواد سمی با مشخصات آلاینده‌های متعارف محیط‌های آبی متفاوت است. تنها تعداد کمی از اجزای کیفی آب تحت عنوان «متعارف» طبقه بندی شده‌اند. در سال‌های گذشته، توجه طرح ریزان و محققان بیش‌تر به این عوامل، مانند BOD و مواد مغذی بوده است. بر خلاف تعداد کم آلاینده‌های متعارف، هزاران ماده سمی و بسیاری مواد شیمیایی مصنوعی وجود دارند که امکان ورود هر یک از آنها به محیط زیست وجود دارد. با وجود آن که انواع آلاینده‌های متعارف محدود می‌باشد، منابع تولید کننده آنها مقدار بسیار زیادی از آنها را تولید می‌کنند. از آن جا که بسیاری از منابع آب سطحی، ظرفیتی برای حذف و پالایش آلاینده‌های متعارف مانند BOD بدون بروز آثار منفی قابل مشاهده دارند، تخلیه مقادیر محدود آلاینده‌های متعارف، قابل قبول و عملی می‌باشد. از سوی دیگر، مواد سمی در مقادیر کم هم می‌توانند آثار منفی بسیاری برجای گذارند.

غلظت آلاینده‌های متعارف با واحدهای ppm<sup>۱</sup> (یا میلی گرم بر لیتر) بیان می‌شود. به دلیل مقادیر کم مواد سمی ره‌اشده در محیط، غلظت‌ها معمولاً با واحد ppb<sup>۲</sup> (یا میکروگرم بر لیتر) یا حتی واحدهای کوچک‌تر بیان می‌شوند. بر همین اساس غلظت ترکیبات متعارف در مقایسه با مواد سمی، حداقل هزار برابر متفاوت خواهد بود. بنابراین، با توجه به آثار منفی ترکیبات سمی در غلظت‌های کم، همین غلظت‌های کم نیز قابل چشم پوشی نخواهند بود.

بسیاری از مواد شیمیایی سمی، به شدت به مواد معلق و رسوبات کف می‌چسبند و در نتیجه می‌توانند بخشی از رسوبات کف توده‌های آبی گردند. زمان ماند چنین موادی می‌تواند چندین سال باشد. بنابراین، بسته به ویژگی‌های مواد سمی، دوره تاثیر آنها می‌تواند فراتر از دوره تخلیه آنها باشد. برای مثال، ممکن است تخلیه بی‌فنیل‌های پلی کربنی PCB<sup>۳</sup> تنها در چند دقیقه اتفاق افتد، اما مقادیری از PCB می‌تواند سال‌ها در کف باقی بماند. در نتیجه، دوره بهسازی سامانه می‌تواند سال‌ها طول کشد [۷].

تفاوت‌های عمده آلاینده‌های متعارف و سمی را می‌توان از دیدگاه‌های مختلف زیر نیز مورد بررسی قرار داد:

**طبیعی در مقابل غیر طبیعی و خارجی** - مشکل متداول آلودگی، از چرخه طبیعی تولید و تجزیه مواد آلی ناشی می‌شود. تخلیه فاضلاب، مواد آلی و مواد مغذی معدنی را در آب وارد می‌کند. تجزیه مواد آلی توسط باکتری‌ها باعث افت اکسیژن می‌شود و مواد



1 - Parts Per Million  
2 - Parts Per Billion  
3 - Polychlorinated Biphenyl

مغذی غیر آلی رشد گیاهان را تسریع می‌کنند. در حالی که، بسیاری از سموم به طور طبیعی به وجود نمی‌آیند. آفت‌کش‌ها و دیگر مواد آلی مصنوعی از این دسته هستند. مشکل این آلاینده‌ها، سمی کردن محیط و یا تداخل با فرایندهای طبیعی است.

**زیبایی شناختی در مقابل سلامتی** - با وجود آن‌که مسایل زیبایی شناختی تنها آثار آلاینده‌های متعارف نیست، اما کاستن از آلودگی‌های ظاهری از جمله انگیزه‌های اصلی تصفیه‌چنین آلاینده‌هایی است. در مقابل، مواد سمی برای سلامتی خطر جدی تری به شمار می‌روند.

**اندک در مقابل زیاد** - تعداد آلاینده‌های آب در مدیریت رایج کیفی آب حدود چند ۱۰ عدد می‌باشد. در مقابل، هزاران ماده شیمیایی آلی به طور بالقوه می‌توانند در آب‌های طبیعی وجود داشته باشند. حتی اگر کسری از آنها بالقوه سمی باشند، تاثیر زیادی بر استراتژی‌های کنترل کیفیت خواهند داشت. دسترسی به اطلاعات با جزییات زیاد در مورد عوامل موثر بر نحوه زوال و انتقال هر آلاینده به صورت منفرد بسیار مشکل است. مطالعه مسایلی مانند افت اکسیژن محلول و تغذیه‌گرایی با توجه به اینکه تعداد کمی مواد شیمیایی در آن نقش دارد، راحت است؛ اما در مقابل، مدل‌سازی مواد سمی به واسطه وجود تعداد بسیار زیاد آلاینده‌های مطرح پیچیده می‌باشد.

**به صورت تک - جزء در مقابل تقسیم در فازهای جامد/ مایع** - در بسیاری موارد، مدل‌های متداول کیفیت آب با آلاینده‌ها به صورت تک - جزء رفتار می‌کنند. بنابراین شدت آنها در منبع آب با تک غلظت اندازه‌گیری می‌شود، مانند کمبود اکسیژن محلول. در مقابل، زوال، انتقال و تاثیرات زیست بوم‌های مواد سمی، ارتباط نزدیکی با نحوه قسمت شدن یا پیوند آنها با مواد جامد در ستون آب یا کف بستر دارد. بنابراین در آنالیز مواد سمی، باید بین شکل‌های محلول و ذره‌ای تمایز قابل شد. تمایز بین این دو به‌خاطر تفاوت اثر مکانیزم‌های موثر بر آنها است. برای مثال، تبخیر شدن (فراریت) تنها در مورد مولفه محلول مطرح است. این تمایز از نقطه نظر ارزیابی تاثیر بر زیست بوم نیز حایز اهمیت است. برای مثال، در ارزیابی آلودگی گونه‌های زنده، نرمال کردن جرم مواد سمی با جرم گونه‌های زنده، معیار مناسب تری از آلودگی در مقابل نرمال کردن با حجم آب است.

فلزات سنگین نیز از جمله آلاینده‌های محیط زیست به شمار می‌روند و باعث کاهش توان خودپالایی توده‌های آبی می‌شوند. فلزات سنگین فلزاتی هستند که وزن مخصوص آنها بیش‌تر از ۴ یا ۵ باشد؛ ولی معمولاً این اصطلاح برای فلزاتی به کار برده می‌شود که سمی هستند. این فلزات شامل کادمیم، آرسنیک، جیوه، سرب، آهن، کروم و کبالت می‌شود. فلزات سنگین دامنه وسیعی از آتارسو، مانند تاثیر بر سامانه عصبی، کلیه، ایجاد جهش ژنتیکی و تولید غدد دارند. همراه شدن فلزات سنگین با ترسیب و تعلیق مجدد ذرات رسوب، مکانیزم کنترلی مهمی در زوال و انتقال آنها در آب‌های طبیعی بوده و با اثر تجمعی خود در زنجیره‌های غذایی، عناصر پایداری به‌شمار می‌روند.

از دیگر آلاینده‌هایی که باعث سمیت بر گونه‌های گیاهی و جانوری رودخانه‌ها می‌شوند، می‌توان ترکیبات آلی مانند بی‌فنیل‌های پلی کلرینه (PCB) و اکثر آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها را نام برد. نرخ تجزیه بسیاری از این ترکیبات مصنوعی در زیست بوم‌های طبیعی پایین بوده و به مرور زمان در محیط زیست انباشته می‌شوند. ماهیت این مواد بسیار متفاوت بوده و ساختار شیمیایی آنها نیز متنوع است.



### ۳-۵- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی و سینتیک واکنش‌های اکسیژن محلول

فرایندهای میکروبیولوژیکی در خودپالایی سامانه‌های رودخانه‌های آلوده به فاضلاب‌های شهری اهمیت زیادی دارند. فرایند خود پالایی، تاثیر تلفیقی ترقیق، ته نشینی، جذب و تجزیه زیستی است که منجر به بهبود کیفیت آب رودخانه می‌گردد [۵]. سه گروه عمده میکروارگانیسم‌های دخیل در خودپالایی عبارتند از:

- پلی ساپروب‌ها: مناطق شدیداً آلوده را اشغال می‌کنند.

- مزوساپروب‌ها: مناطق نسبتاً آلوده آب را اشغال می‌کنند.

- الیگوساپروب‌ها: ارگانیسم‌های آب‌های تمیز می‌باشند.

حضور این موجودات باعث بروز تغییرات غلظت آلاینده می‌گردند که جهت توصیف میزان آلودگی و نرخ فرایند خودپالایی در طول رودخانه به کار می‌رود. شرایط محیطی رودخانه که حضور این میکروارگانیسم‌ها را تعیین می‌کند به صورت زیر است:

- الیگوساپروبیکی: بالادست منطقه آلودگی؛ شرایط عادی رودخانه با DO بالا؛ BOD پایین و حضور ماهی‌ها، فیتوپلانکتون‌ها، کفزیان و پریفایتون‌های سالم

-  $\alpha$ - مزوساپروبیکی: آلوده زیاد؛ وقوع تجزیه مواد آلی؛ افت تنفس؛ بازیابی فیتوپلانکتون‌ها و فتوستنتز؛ افزایش BOD؛ کاهش DO؛ احتمال بروز شرایط بی اکسیژن در شب

-  $\beta$ - مزوساپروبیکی: آلودگی متوسط؛ حضور فیتوپلانکتون و ماکروفیت؛ تعادل فتوستنتز و تنفس؛ DO بالا و BOD پایین؛ برگشت جوامع زنده گیاهی و جانوری به حالت عادی

- پلی ساپروبیکی: منطقه شدیداً آلوده؛ تجمع زیاد توده‌های باکتریایی؛ تنفس بالا، فتوستنتز کم؛ BOD بسیار بالا؛ DO بسیار کم؛ عدم حضور ماهی، موجودات کفزی و فیتوپلانکتون‌ها؛ تجمع مواد آلی؛ جمعیت غالب قارچ‌ها

وجود آلودگی‌های شدید مواد آلی یا سمی می‌تواند جمعیت میکروب‌ها را کاهش داده، از فعالیت آنها کاسته و فرایند خودپالایی را کم اثر سازد. در صورتی که نسبت فاضلاب ورودی به جریان رودخانه کم‌تر از ۱ به ۵۰ باشد، خودپالایی می‌تواند به طور موثری انجام پذیرد. توسعه مناطق با خاصیت بافری و غنی از ماکروفیت‌ها سرعت خودپالایی را با افزایش ته نشینی مواد معلق و تجمع بیش‌تر بار مغذی در سلول‌های گیاهی، افزایش داده و حذف آلاینده‌های آلی از آب را تسریع می‌بخشد. براساس مفاهیم اکوهیدرولوژی، چنین سامانه‌هایی که غنی از ماکروفیت‌ها می‌باشند، با افزایش ظرفیت زیست بوم در مقابل فشارها و خطرهای انسان ساخت مقاومت بیش‌تری خواهند داشت.

اندركنش فرایندهای سینتیکی مختلف BOD/DO در فاز آبی رودخانه در شکل ۳-۲ آورده شده است. این فرایندها در قالب مولفه‌های زیر در مدل‌های کیفیت آب گنجانده می‌شوند:

- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی کربنی؛



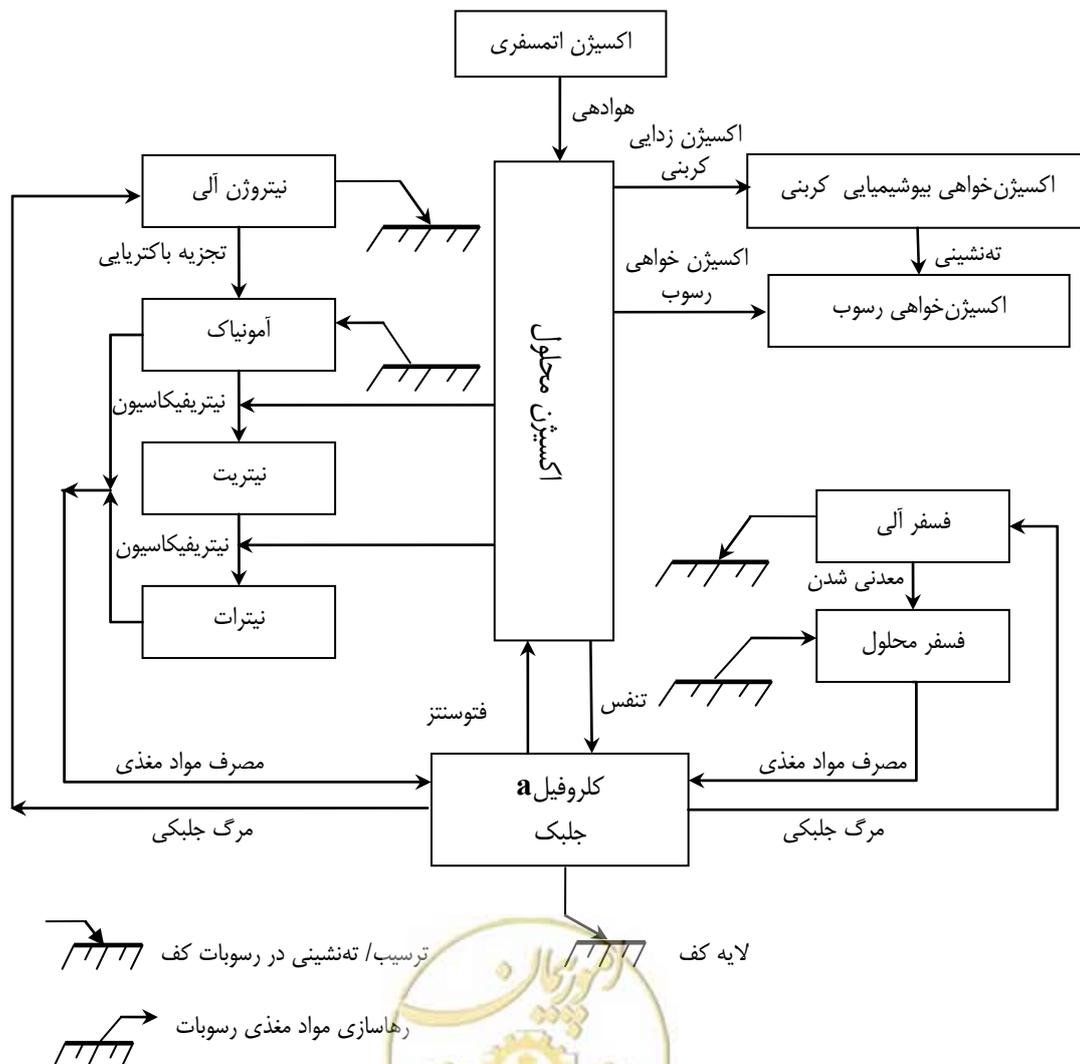
- اکسیژن خواهی نیتروژنی (نیتریفیکاسیون):

- هوادهی از اتمسفر؛

- اکسیژن خواهی رسوب؛

- فتوسنتز و تنفس.

وقتی مواد آلی قابل تجزیه زیستی به مجاری آبی ریخته می‌شود، جلوه ظاهری، طعم، و بوی آب تغییر می‌کند. در عین حال مشکل عمده این مواد، تفاضای اکسیژنی است که به آب اعمال می‌کنند. پس از ورود این مواد به مجاری پذیرنده، باکتری‌ها از این مواد تغذیه کرده و مواد آلی کمپلکس مانند پروتئین‌ها و کربوهیدرات‌ها را به ملکول‌های ساده‌تری مانند دی‌اکسیدکربن تجزیه می‌کنند. این باکتری‌ها که به باکتری‌های هوازی موسوم هستند در طول این فرایند از اکسیژن موجود در آب رودخانه استفاده می‌کنند. با ورود مواد آلی بیشتر، این باکتری‌ها تکثیر شده و با افزایش تعداد آن‌ها، بر میزان اکسیژن خواهی آن‌ها افزوده می‌شود.



شکل ۳-۲- اندرکنش فرایندهای سینتیکی BOD، DO و مواد مغذی در فاز آبی رودخانه

اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD) معیار غیر مستقیمی از غلظت مواد آلی تجزیه‌پذیر ورودی می‌باشد که در آن کل تقاضای اعمال شده ناشی از فاضلاب ورودی به رودخانه، در مدت زمان لازم برای انجام کامل واکنش‌های تثبیت مواد آلی توسط باکتری‌ها، اندازه‌گیری می‌شود. اگر این تقاضا توسط باکتری‌های هتروتروف (دریافت‌کننده انرژی مورد نیاز از ترکیبات کربن آلی) اعمال شود، اصطلاح BOD کربنی و اگر باکتری‌های اتوتروف (استفاده‌کننده از ترکیبات نیتروژن غیرآلی) دخیل باشند، اصطلاح BOD نیتروژنی به کار برده می‌شود. در عمل، این تقاضاها یکی پس از دیگری رخ می‌دهد، اگر چه می‌توانند هم‌زمان نیز صورت گیرند؛ ولی میزان اهمیت نسبی آنها متفاوت است. اکسیژن‌خواهی می‌تواند ناشی از واکنش‌های اکسیداسیون شیمیایی نیز باشد که به آن COD گفته می‌شود.

BOD از طریق آزمایش‌های استاندارد اندازه‌گیری اکسیژن موجود پس از طی دوره انکوباسیون در دمای  $20^{\circ}\text{C}$  در یک دوره زمانی خاص (معمولاً ۵ روز) تعیین می‌شود. فرایند اکسیداسیون معمولاً در دو مرحله انجام می‌شود: کربنی و نیتروژنی (نیتریفیکاسیون). مرحله اول، توسط ارگانیسم‌های ساپروفیت و از طریق کسب انرژی از شکست و تجزیه ترکیبات آلی کربنی انجام می‌شود. مرحله دوم نیز توسط باکتری‌های اتوتروف انجام می‌شود که نیاز به ترکیبات نیتروژن غیرآلی دارند.

هر مرحله، دو مشخصه ویژه دارد: سنتز و تنفس. در مرحله کربنی، انرژی مورد نیاز برای تولید سلول، از تجزیه ترکیبات آلی کربنی پیچیده به آب و کربن دی‌اکسید به دست می‌آید. پس از تبدیل مواد آلی به سلول‌های باکتریایی، تنفس درون سلولی ارگانیسم‌های سنتز شده به وقوع می‌پیوندد و کربن دی‌اکسید، آب و معمولاً آمونیاک به دست می‌آید. در آزمایش BOD، بین اکسیداسیون کربنی و مرحله نیتریفیکاسیون، حدود ۱۰ روز تاخیر وجود دارد. این تاخیر برای فاضلاب تصفیه شده (تثبیت شده) کم (در حدود ۱ تا ۲ روز) است. در رودخانه‌ها، این دو مرحله هم‌زمان اتفاق می‌افتد؛ هرچند ممکن است برای رودخانه‌های شدیداً آلوده یا رودخانه‌های با اکسیژن محلول کم، در مرحله نیتریفیکاسیون تاخیری مشاهده شود.

### ۳-۵-۱- اکسیژن‌زدایی کربنی

در فاز اول واکنش BOD، اکسیداسیون مواد آلی کربنی صورت می‌گیرد. این واکنش معمولاً از نوع درجه اول است که در آن اکسیژن مصرفی با غلظت مواد آلی تجزیه‌پذیر توسط میکروارگانیسم‌ها و تا حدی با مقدار COD تناسب دارد. نرخ این تقاضا تابع حالت ماده آلاینده و میزان تصفیه صورت گرفته بر روی فاضلاب است و برای فاضلاب‌های صنعتی و شهری متفاوت است. شایان ذکر است که نرخ حذف یا تجزیه مواد آلی لزوماً مساوی نرخ مصرف اکسیژن نیست؛ چون فرایندهای دیگری مثل ترسیب و فراریت می‌تواند در رودخانه در حال وقوع باشد.

نرخ تجزیه مواد آلی توسط میکروارگانیسم‌ها، واکنش درجه اول نسبت به مقدار BOD باقیمانده فرض می‌شود. این امر بدین معنی است که نرخ تجزیه متناسب با مقدار موجود BOD است. در هر لحظه زمانی، دو مقدار BOD اعمال شده و باقیمانده وجود دارد. آنچه اندازه‌گیری می‌شود به "BOD اعمال شده" و بقیه به "BOD باقیمانده"<sup>۱</sup> موسوم است. اکسیژن‌خواهی، با گذشت زمان



به کل اکسیژن‌خواهی برای فرایند کلی تجزیه نزدیک می‌شود و نرخ آن با مقدار مواد اکسیژن خواه که می‌تواند سوخته یا سلول باشد، متناسب است.

$$\frac{dy}{dt} = k_1(L_0 - y) \quad (۴-۳)$$

که اگر از آن انتگرال گرفته شود رابطه زیر به دست می‌آید.

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (۵-۳)$$

اگر رابطه بر حسب میزان ماده آلی باقیمانده بیان شود، رابطه زیر به دست می‌آید

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \quad (۶-۳)$$

$k_1$  - ضریب نرخ واکنش BOD ، روز / ۱

$y$  - اکسیژن مصرف شده، میلی‌گرم بر لیتر

$L$  - معادل اکسیژنی مواد آلی باقیمانده، میلی‌گرم بر لیتر

$L_0$  - اکسیژن‌خواهی کل، میلی‌گرم بر لیتر

$t$  - زمان، روز

بر اساس روابط فوق، نرخ مصرف اکسیژن متناسب با غلظت مواد آلی تجزیه‌پذیر زیستی و مواد قابل اکسیداسیون شیمیایی است. ضریب واکنش، تابع حالت ماده و میزان تصفیه صورت گرفته است. برای فاضلاب خانگی تیپ، مقادیر زیر ذکر شده است: فاضلاب خام (۰/۳۵، روز/۱)، فاضلاب ته‌نشینی شده (۰/۴، روز/۱) و فاضلاب تصفیه شده (۰/۲۵، روز/۱) این مقادیر با توجه به ماهیت و ترکیب فاضلاب تحت بررسی متغیر است. برای فاضلاب‌های صنعتی نیز این ضریب بسیار متغیر است. ضرایب برای نمونه‌های برداشت شده از رودخانه نشانگر این است که عوامل متعددی در نرخ واکنش در این محیط‌ها موثر می‌باشند. در بسیاری از محیط‌های طبیعی، ضریب نرخ واکنش آب رودخانه معمولاً کمتر از فاضلاب رقیق نشده می‌باشد و با افزایش مسافت در مسیر رودخانه کاهش می‌یابد. کاهش این ضریب به معنی افزایش مقاومت در مقابل اکسیداسیون فرآورده‌های نهایی مقاوم‌تر<sup>۱</sup> می‌باشد.

آزمایش BOD معمولاً در ۵ روز انجام می‌گیرد. علاوه بر آن، بسیاری از آزمایش‌ها با استفاده مواد بازدارنده نیتروبیفیکاسیون انجام می‌گیرد. در صورتی که در این آزمایش از مواد بازدارنده استفاده شود، به آن  $CBOD_5$ <sup>۲</sup> گفته می‌شود. در بسیاری از موارد، آزمون‌های طولانی مدت ۲۰ تا ۳۰ روزه برای اندازه‌گیری BOD نهایی ( $BOD_u$ ) به کار می‌رود تا پتانسیل مصرف اکسیژن تعیین گردد. برخی نمونه‌های فاضلاب کارخانجات کاغذسازی برای مدتی طولانی‌تر (بیش از ۱۰۰ روز) آنالیز می‌شوند. اما اندازه‌گیری‌های طولانی مدت در رودخانه‌ها که زمان پیمایش از منبع تخلیه فاضلاب تا نقطه وقوع حداکثر افت اکسیژن تنها چند ساعت یا چند روز است و یا ترقیق جریان به واسطه ورود جریان‌های فرعی درمدت کمی اتفاق می‌افتد، نیازی به آن نیست. در آزمایش‌های استاندارد، مقدار اکسیژن مورد استفاده در انتهای یک بازه زمانی خاص تعیین می‌گردد. با جمع‌آوری یک مجموعه از چنین مقادیری، ضریب نرخ واکنش و مقدار نهایی قابل تعیین خواهد بود.



1 - Refractive

2 - Carbonaceous Biochemical Oxygen Demand [omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

مفهوم مهم دیگری از BOD رودخانه‌ها در شکل ۳-۳ ارائه شده است. هنگامی که نمونه‌های آب برای آزمایش اکسیژن خواهی بیوشیمیایی از رودخانه به آزمایشگاه منتقل شود، نتایج را می‌توان به کمک گروهی از منحنی‌ها (رابطه ۳-۵) برای مصرف اکسیژن در مقابل زمان آنکوباسیون ارائه کرد (شکل ۳-۳-ب). هریک از این منحنی‌ها، مقدار  $K_1$  متفاوتی دارند. مقدار  $K_1$  با حرکت جریان به سمت پایین دست کاهش می‌یابد. اگر ارقام  $CBOD_5$  (اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه یا محاسبه شده از رابطه ۳-۵) در مقابل مسافت در مسیر رودخانه رسم شود (شکل ۳-۳-الف)، روند کاهشی  $CBOD_5$  قابل مشاهده می‌باشد. روند این کاهش نمایی بوده و معمولاً می‌توان آن را از رابطه زیر بر حسب  $CBOD$  نهایی تخمین زد.

$$L(CBOD_u) = L_o(CBOD_u)e^{-K_R \frac{x}{v}} \quad (7-3)$$

$K_R$  - ضریب حذف  $CBOD_u$  در رودخانه (روز/۱)

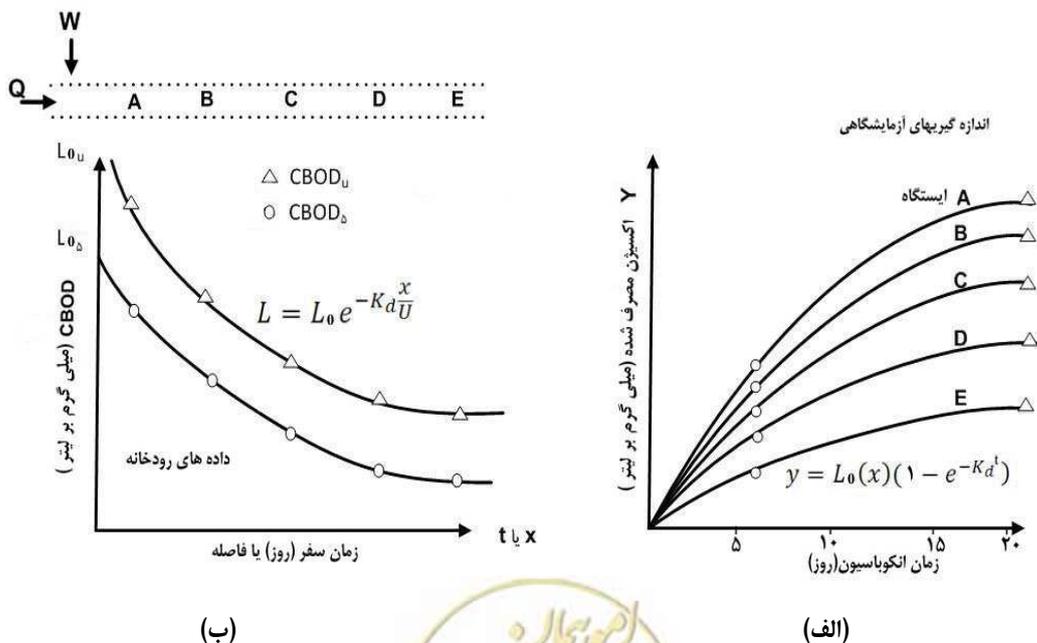
$L_o(CBOD_u)$  - اکسیژن خواهی کربنی کل اندازه‌گیری شده در محل بارگذاری بعد از اختلاط کامل، میلی گرم بر لیتر

$L(CBOD_u)$  - اکسیژن خواهی کربنی کل در فاصله  $x$  از محل بارگذاری، میلی گرم بر لیتر

$x$  - فاصله در پایین دست محل تخلیه فاضلاب، متر

$v$  - سرعت متوسط رودخانه، متر بر روز

زمان پیمایش  $t$ ، برابر  $x/v$  است. معنای رابطه بالا این است که، حذف مواد مصرف کننده اکسیژن از ستون آب با نرخ  $K_R$  صورت می‌گیرد. شایان ذکر است که  $K_R$  معرف افت کلی مواد آلی محلول در ستون آب بر اثر اکسیداسیون بیوشیمیایی و ته‌نشینی می‌باشد. این عامل تجربی است و با برازش منحنی افت نمایی به داده‌های جمع‌آوری شده میدانی به دست می‌آید.



شکل ۳-۳- مقایسه BOD رودخانه و BOD که در آزمایشگاه اندازه‌گیری شده است برای زمان‌های مختلف آنکوباسیون [۱۴]

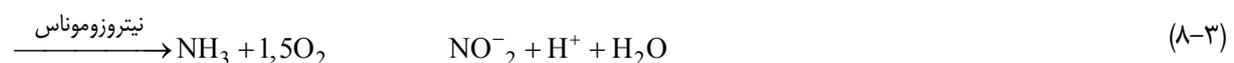


نرخ حذف مواد آلی از ستون آب، ضرورتاً برابر با نرخ مصرف اکسیژن محلول نیست. ضریبی که مصرف اکسیژن محلول را توصیف می‌کند به صورت  $(K_d)$  نشان داده می‌شود. در صورتی که بین نرخ کاهش  $BOD$  ( $K_r$ ) و مصرف اکسیژن ( $K_d$ ) اختلافی وجود داشته باشد، آن را می‌توان با عواملی مانند ته‌نشینی، لخته‌سازی، شستشوی مواد کف یا فراریت ترکیبات مرتبط دانست. برای مثال، برای پساب‌های با غلظت بالای جامدات معلق (که به سادگی ته‌نشین می‌شوند)،  $K_r$  ممکن است بسیار بزرگ‌تر از  $K_d$  باشد. در بسیاری از پساب‌ها که به خوبی تصفیه شده‌اند، غلظت جامدات معلق پایین است و فاضلاب تثبیت شده می‌باشد. در بیشتر موارد، نرخ حذف مواد آلی با نرخ مصرف اکسیژن برابر است ( $K_r = K_d$ ). علاوه بر آن ممکن است ضرایب  $K_d$  و  $K_r$ ، کاملاً متفاوت از نرخ آزمایشگاهی  $BOD$  ( $K_1$ ) باشند، که دلیل عمده آن تفاوت ویژگی‌های فیزیکی و بیوشیمیایی دو محیط است. جهت تعیین یکسان بودن  $K_d$  و  $K_r$  از مقایسه نتایج آزمایش نمونه‌های فیلتر شده و فیلتر نشده، استفاده می‌شود. رشد زیستی در کف رودخانه، مواد مغذی، اغتشاش و سازگاری نیز ممکن است در بروز اختلاف بین نرخ‌های آزمایشگاهی ( $K_1$ ) و میدانی ( $K_d$  و  $K_r$ ) سهم داشته باشند.

هر دوی  $CBOD_5$  و  $CBOD_u$  در صورتی که نسبت آنها به سمت پایین دست نسبتاً ثابت بماند را می‌توان در توصیف زوال  $CBOD$  رودخانه‌ها به کار برد. با این وجود، تنها می‌توان  $CBOD_u$  را جهت شبیه‌سازی کاهش اکسیژن محلول در مطالعات TMDL به کار برد. به همین دلیل ضروری است در واسنجی مدل از مقادیر  $CBOD_u$  استفاده شود. در صورتی که از  $CBOD_5$  استفاده می‌شود، ضروری است نسبت بین  $CBOD_5$  و  $CBOD_u$  تعیین گردد. یکی از اهداف ارزیابی  $K_1$  (در رابطه ۳-۵؛  $CBOD_5 = y$ ،  $CBOD_u = L_0$  و روز  $t = 5$ )، تبدیل  $CBOD_5$  (که معمولاً گزارش می‌شود) به  $CBOD_u$  است که در تحلیل مدل‌سازی اکسیژن محلول مورد نیاز است.

### ۳-۵-۲- اکسیژن‌زدایی نیتروژنی (نیتروفیکاسیون)

مرحله نیتروژنی واکنش  $BOD$  شامل تبدیل نیتروژن آلی به آمونیاک و متعاقباً اکسیداسیون آمونیاک است. بسیاری از فاضلاب‌ها حاوی نیتروژن آلی مثل اوره و یا آمونیاک می‌باشند. اوره، تحت شرایط هوازی یا غیر هوازی و بدون مصرف اکسیژن به آمونیاک هیدرولیز می‌شود. آمونیاک توسط موجودات نیتروزومانس<sup>۱</sup> به نیتريت و نیتريت توسط باکتری‌های نیتروباکتر<sup>۲</sup> به نیترات اکسید می‌شود که به این فرایند متوالی، نیتروفیکاسیون گویند.



براساس موازنه، جهت تبدیل هر گرم نیتروژن آمونیاکی به نیتروژن نیتريتی (رابطه ۳-۸) و نیتروژن نیتريتی به نیتروژن نیتراتی (رابطه ۳-۹)، به ترتیب  $۳/۴۳$  و  $۱/۱۴$  گرم اکسیژن مورد نیاز است. زوال نیتروژن آلی به طور غیرمستقیم، یعنی پس از هیدرولیز نیتروژن آلی به آمونیاک، نیاز به اکسیژن دارد. برخی محققین پیشنهاد داده‌اند که به واسطه سنتز سلولی، این مقادیر را می‌توان به  $۳/۲۲$  و  $۱/۱۱$  گرم تقلیل داد [۵].

1 - Nitrosomonas bacteria

2 - Nitrobacter



معمول‌ترین روش مدل‌سازی نیتروفیکاسیون، استفاده از سینتیک درجه اول (مشابه BOD برای توصیف روابط ۳-۸ و ۳-۹) است. به این مفهوم که نرخ تجمع یا افت، به طور خطی با مقدار نیتروژن موجود به یک شکل خاص مرتبط است. عواملی که بر نرخ نیتروفیکاسیون موثر هستند، عبارتند از: دما، pH، غلظت فرم‌های نیتروژن، اکسیژن محلول، جامدات معلق و ترکیبات آلی و غیر آلی. به خاطر سادگی اندازه‌گیری نیتروژن آلی، آمونیاک، نیتريت و نیترات، مدل‌سازی نیتروفیکاسیون در مطالعات سه‌بندی بار مواد زاید، شامل موازنه جرم و توصیف زوال هر گونه نیتروژن است. نیتروفیکاسیون به صورت فرایندی متوالی شبیه‌سازی می‌شود و شامل هیدرولیز نیتروژن آلی، اکسیداسیون آمونیاک و اکسیداسیون نیتريت می‌باشد. در برخی مدل‌ها، مرحله میانی اکسیداسیون نیتريت، با اکسیداسیون کلی آمونیاک به نیترات تلفیق می‌شود؛ با این وجود، بازده محاسبات کمی بهبود می‌یابد. علاوه بر آن، تبدیل نیتريت به نیترات به قدری سریع روی می‌دهد که ترکیب نرخ‌ها غیرمنطقی نیست.

تعدادی از مطالعات به این مطلب اشاره دارند که ممکن است نیتروفیکاسیون و دی‌نیتروفیکاسیون در کف بر فرایندهای مانند در ستون آب غالب باشد، به خصوص در مورد رودخانه‌های باریک با سرعت جریان زیاد. شمارش ارگانیزم‌های نیتريفایر نشان داده است که جمعیت آنها در کف می‌تواند ۲-۳ مرتبه لگاریتمی (۱۰۰ تا ۱۰۰۰ برابر) بیش‌تر از جمعیت موجود در ستون آب باشد [۵]. مطالعات مختلفی نشان داده است که تا ۸۵-۹۵ درصد نیتروفیکاسیون کل می‌تواند به فرایندهای کف مربوط باشد.

از واکنش‌های متوالی پیشرو معدنی شدن نیتروژن آلی و نیتروفیکاسیون به نظر می‌رسد که نیترات باید به عنوان محصول نهایی واکنش‌ها انباشت شود. با وجود این، داده‌های بسیاری نشان می‌دهند که مقداری از نیترات در کنار تبدیل آمونیاک به نیتريت و نیترات از ستون آب حذف می‌گردد. مشاهدات در برخی رودخانه‌ها، وقوع هم‌زمان نیتروفیکاسیون و دی‌نیتروفیکاسیون در کف را نشان می‌دهد [۵].

نرخ دی‌نیتروفیکاسیون در رسوبات بسیاری از رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، خورها و سواحل دریاها، بیش‌تر از نرخ ورود نیترات به آن اندازه‌گیری شده است. مهم‌ترین منبع نیترات برای دی‌نیتروفیکاسیون در رسوبات زیر ستون آب هوازی، نیترات تولیدی در نیتروفیکاسیون است تا نیتراتی که از ستون آب وارد رسوب می‌شود.

برخی از مدل‌های اولیه رودخانه‌ها، فرایند متوالی نیتروفیکاسیون را به صورت یک فرایند منفرد در نظر گرفته‌اند. این کار با ترکیب دو معادله ۳-۸ و ۳-۹ و تلفیق همه اکسیژن‌خواه‌های نیتروژنی ( $4/57 = 1/14 + 3/43$  گرم اکسیژن به ازای هر گرم نیتروژن) به صورت انجام شده است. مدل‌سازی NBOD و CBOD به طور جداگانه، محاسن مدل‌سازی مجزای CBOD، نیتروژن آلی، آمونیاک، نیتريت و نیترات به عنوان اکسیژن‌خواه‌های مجزا به منظور دنبال کردن چرخه نیتروژن که بسیار زیاد در مطالعات سه‌بندی بار مواد زاید مورد استفاده قرار می‌گیرد را ندارد. با وجود این، مدل کردن NBOD مفید است.

### ۳-۵-۳- بازهودهی<sup>۱</sup>

به طور کلی فرایندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی، یا زیستی ممکن است اکسیژن را از آب رودخانه جذب کرده یا به آن وارد نمایند. اگر اکسیژن از آب به حدی برداشت شود که غلظت اکسیژن به حد کم‌تر از اشباع برسد، این کمبود توسط انتقال گاز از اتمسفر به رودخانه از طریق سطح آب برطرف می‌گردد. موتور محرکه این اندرکنش بین فاز مایع و گاز، گرادیان فشار جزیی اکسیژن در فاز

گازی و گرادیان غلظت اکسیژن در آب می‌باشد. عوامل دیگری که در این پدیده نقش دارند، شامل اختلاط داخلی رودخانه و تلاطم ناشی از گرادیان و نوسانات سرعت آب، دما، اختلاط ناشی از باد، آبشار، سد و تندآبراه، قشر نازک سطحی و عمق آب در رودخانه می‌شود [۵].

نرخ انتقال اکسیژن در مدل سازی BOD/DO رودخانه‌ها به صورت زیر بیان می‌شود

$$\frac{dc}{dt} = K_a (C_s - C) \quad (۱۰-۳)$$

$\frac{dc}{dt}$  - نرخ تغییر غلظت اکسیژن، میلی گرم اکسیژن بر لیتر در هر روز

$C_s$  - غلظت اشباع اکسیژن محلول، میلی گرم بر لیتر

$C$  - غلظت اکسیژن محلول در رودخانه، میلی گرم بر لیتر

$K_a$  - ضریب نرخ هوادهی رودخانه، روز / ۱

روابط تجربی بسیاری برای تخمین ضریب نرخ هوادهی در رودخانه‌ها توسعه یافته است. برای مثال QUAL2E، هشت فرمول مختلف را پیشنهاد داده است. این ضریب، دامنه وسیعی دارد (۰/۱ تا ۱۰، روز/۱ یا بیش تر) و بزرگ تر از مقدار ضریب نرخ واکنش BOD می‌باشد.

### ۳-۵-۴- اکسیژن خواهی رسوب (SOD)

فرایندهای اکسیژن خواه فوق‌الذکر در ستون آب رخ می‌دهند. تجزیه مواد آلی در کف رودخانه، تثبیت جامدات معلق فرار است که در بستر رودخانه ته‌نشین شده‌اند. اگر این مواد آلی در بستر رودخانه انباشت شوند، در آنالیز کیفیت آب رودخانه مولفه اکسیژن خواهی رسوب (SOD) باید در نظر گرفته شود. این تثبیت توسط میکروارگانیسم‌های متنوع بسیاری شامل باکتری‌ها رخ می‌دهد. اکسیژن خواهی بستر برای رودخانه‌های کوچک تر و برای شرایط بده پایین و دمای بالا در کلیه رودخانه‌ها اهمیت بیش تری پیدا می‌کند [۵]. از آنجا که این مواد آلی به جامدات معلق ربط دارد، تخلیه مواد زاید قابل ته‌نشینی می‌تواند باعث تشکیل پتوی لجن در پایین محل تخلیه گردد. با توجه به این که نرخ ته نشینی مواد معلق بیش تر از نرخ تجزیه و از دست رفتن فیزیکی آن می‌باشد، ممکن است پس از گذشت مدتی مواد آلی انباشت شود.

در برخی موارد، تقاضای اکسیژن توسط رسوب و ارگانیزم‌های کف، بخش اعظمی از کل اکسیژن خواهی را تشکیل می‌دهد. این مورد، به خصوص در رودخانه‌های کوچک نیز صدق می‌کند. آثار ناشی از اکسیژن خواهی کف می‌تواند در طول شرایط جریان کم و دمای بالا خیلی شدید باشد. تجزیه مواد آلی و تنفس بی مهرگان ساکن در کف، عمده مصرف اکسیژن در کف را دارند. علاوه بر تجزیه زیستی و تنفس بی مهرگان کفزی، میزان خالص تولید اکسیژن فتوسنتزی جلبک‌های چسبیده به کف (پری فایتون) نیز می‌تواند جزء قابل توجهی از SOD کل باشد. بیلان اکسیژن، به ویژه در رودخانه‌های کم عمق، می‌تواند از این فرایندها تاثیر پذیرد؛ چراکه جلبک‌های چسبیده در چنین رودخانه‌هایی به وفور یافت می‌شوند. با وجود آن که این فرایندها متمایز از یکدیگرند، ولی باهم و یکباره حساب می‌شوند؛ چرا که اندازه‌گیری‌های میدانی مصرف اکسیژن را تجمیع و یک کاسه می‌کند و جداسازی این فرایندها بر پیچیدگی مدل می‌افزاید.



به دلیل این پیچیدگی، تخمین SOD به صورت تحلیلی و مستقل مشکل است. اندازه‌گیری میدانی SOD با استفاده از یک محفظه در کف رودخانه انجام می‌گیرد. با اندازه‌گیری پیوسته مصرف اکسیژن در یک دوره زمانی مشخص، داده‌های لازم برای تعیین نرخ مصرف اکسیژن فراهم می‌شود. در برخی موارد، نمونه‌هایی از رسوبات رودخانه‌های (دست نخورده) جهت اندازه‌گیری مصرف اکسیژن گل و لای کف، به آزمایشگاه انتقال می‌یابند. مقدار اکسیژن مصرف شده در طول دوره آزمایش برحسب گرم اکسیژن بر متر مربع سطح در روز محاسبه می‌شود. در مدل‌سازی، SOD معمولاً به صورت فرایند درجه صفر فرمول‌بندی می‌شود

$$\frac{dc}{dt} = \text{SOD} / H \quad (11-3)$$

$\frac{dc}{dt}$  - نرخ تغییرات اکسیژن محلول، گرم اکسیژن بر متر مکعب بر روز

SOD - اکسیژن‌خواهی کف، گرم اکسیژن بر متر مکعب بر روز

H - عمق متوسط رودخانه، متر

مشابه دیگر ضرایب نرخ واکنش، مقدار SOD را می‌توان در غیاب اندازه‌گیریهای مستقیم میدانی، با واسنجی مدل تعیین کرد. مشکل هنگامی بروز می‌کند که نیاز به پیش‌بینی مقدار SOD برای شرایط آینده باشد. در سال‌های اخیر، مدل‌های معتبری از اندرکنش رسوب با ستون آب توسعه یافته است که نرخ‌های اکسیژن‌خواهی رسوبات را به طور مستقل تعیین می‌کنند.

### ۳-۵-۵ - فتوسنتز و تنفس

فرایند دیگری که می‌تواند در میزان اکسیژن رودخانه نقش مهمی ایفا نماید، پدیده فتوسنتز است که توسط گیاهان موجود در لایه آبی یا بستر رودخانه انجام می‌شود. این گیاهان شامل فیتوپلانکتون، پری‌فایتون، و ماکروفایتر (گیاهان آبی ریشه‌دار) هستند که در روز در افزایش منابع اکسیژن داخل رودخانه سهیم بوده و در شب از طریق تنفس، ماهیت اکسیژن‌خواهی پیدا می‌شود. در زمان تنفس و مرگ جلبک‌ها، نیتروژن سلولی به مولفه نیتروژن آلی بر می‌گردد. نیتروژن آلی توسط میکروارگانیسم‌ها به آمونیاک تبدیل شده و می‌تواند مجدداً توسط جلبک‌ها جذب شود. با توجه به این‌که وجود نور خورشید و مواد مغذی از الزامات رشد این گیاهان می‌باشد، برای واقع‌گرایانه کردن پیش‌بینی‌های کیفیت آب رودخانه، دینامیک فیتوپلانکتون-مواد مغذی باید با تغییرات غلظت اکسیژن هم‌زمان در نظر گرفته می‌شود [۵].

در بسیاری از مدل‌های ساده BOD/DO، از آن‌جا که نرخ تولید اکسیژن از طریق فتوسنتز و نرخ مصرف آن از طریق تنفس تعیین می‌شود، محاسبات از دینامیک فیتوپلانکتون- ماده مغذی جدا می‌گردد. در این بخش، روش ساده ارائه شده است و بحث کامل دینامیک فیتوپلانکتون- ماده مغذی در فصل پنجم ارائه می‌گردد.

در مدل‌های کیفیت آب رودخانه، متوسط روزانه تولید اکسیژن به واسطه فتوسنتز و کاهش به واسطه تنفس با رابطه زیر بیان می‌گردد:

$$\frac{dc}{dt} = P - P \quad (12-3)$$

$\frac{dc}{dt}$  - نرخ تغییر غلظت اکسیژن، میلی‌گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛

P - میانگین تولید ناخالص فتوسنتزی، میلی‌گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛



R - میانگین تنفس، میلی گرم اکسیژن بر لیتر بر روز.

توجه شود که R تنها به عنوان تنفس گیاهان شناخته می‌شود و شامل تنفس میکروبی برای اکسیژن‌زدایی کربنی و نیتروبیفیکاسیون نمی‌باشد. در مدلی مانند QUAL2E، عبارت شار جرمی برای مشارکت گیاهان آبی که در بیلان اکسیژن به صورت فرایند درجه صفر مدل می‌شود

$$\frac{dc}{dt} = (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g \quad (13-3)$$

$\frac{dc}{dt}$  - نرخ تغییر غلظت اکسیژن، میلی گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛

$A_g$  - غلظت توده زیستی جلبک، میلی گرم بر لیتر؛

$\mu$  - ضریب نرخ رشد جلبک؛

$\rho$  - ضریب نرخ تنفس جلبک؛

$\alpha_3$  - نسبت استوکیومتری تولید اکسیژن به ازای واحد فتوسنتز جلبک، میلی گرم بر میلی گرم؛

$\alpha_4$  - نسبت استوکیومتری جذب اکسیژن به ازای واحد تنفس جلبک، میلی گرم بر میلی گرم.

### ۳-۶- سینتیک تغذیه گرای

نیتروژن در کنار دیگر مشخصه‌های خود، عنصری اساسی در رشد گیاهان به شمار می‌رود. پرداختن به خواص نیتروژن به عنوان ماده مغذی از دو جنبه اهمیت دارد. نخست آن‌که، هر دو شکل آمونیاک و نترات برای جلبک‌ها قابل استفاده هستند. هر چند جلبک‌ها مصرف آمونیاک را ترجیح می‌دهند، اما قادر به تولید آنزیمی جهت جذب نترات نیز می‌باشند. دوم آن‌که، برخی جلبک‌های سبز-آبی، قادر به تثبیت نیتروژن آزاد می‌باشند. این خاصیت، ماهیت و توان رقابتی آن‌ها در هنگام کمبود دیگر شکل‌های نیتروژن را نشان می‌دهد. این امر می‌تواند با وجود تصفیه پیشرفته فاضلاب (مانند حذف نیتروژن) نیز به وقوع بپیوندد. در چنین شرایطی، جلبک‌های سبز-آبی می‌توانند در محیط غالب باشند. این موضوع از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است؛ چراکه بسیاری از گونه‌های معمول تثبیت کننده نیتروژن، تولید کف کرده و مشکلات طعم و بو را سبب می‌شوند.

فرایندهای سینتیکی اصلی که معمولاً در یک تحلیل جامع BOD/DO و مواد مغذی در نظر گرفته می‌شوند، در شکل ۳-۲ نشان داده شده است. در این بخش، فرایندهای زیر بحث می‌شود:

- رشد جلبک‌ها و جذب مواد مغذی؛

- مرگ و ترسیب جلبک‌ها؛

- معدنی شدن مواد مغذی؛

- آزاد سازی مواد مغذی از بستر.

### ۳-۶-۱- رشد جلبک‌ها و جذب مواد مغذی

رشد فیتوپلانکتون تابع دما، مواد مغذی، و شدت نور است.

$$(14-3)$$

$$G_p = G_{\tau} \eta r_n$$



$G_p$  - نرخ رشد فیتوپلانکتون، روز / ۱؛

$G_T$  - نرخ رشد وابسته به دما، روز / ۱؛

$\eta$  - اثر نور (بی‌بعد)؛

$r_n$  - اثر مواد مغذی (بی‌بعد).

وابستگی دمایی،  $G_T$ ، را می‌توان از رابطه زیر تخمین زد:

$$G_T = G_{\max} (1.066)^{T-20} \quad (15-3)$$

$G_{\max}$  - حداکثر نرخ رشد، روز / ۱؛

$T$  - دما برحسب سانتی‌گراد.

مقدار پیشنهادی برای  $G_{\max}$  تحت شرایط متوسط برای جمعیت مخلوطی از فیتوپلانکتون‌ها - حدوداً ۱/۸ برحسب روز / ۱ تخمین زده می‌شود.

نتایج مطالعات در خصوص رشد فیتوپلانکتون در دماهای مختلف نشان می‌دهد که دمای بهینه برای گونه‌های مختلف فیتوپلانکتون (دیاتومه‌ها، جلبک‌های سبز و سبز آبی) متفاوت بوده و تاثیر دما بر نرخ رشد آنها نیز فرق می‌کند. نرخ رشد در شرایط نور اشباع نیز برای گروه‌های مختلف متفاوت است. نظر به این که انرژی خورشیدی موجود برای فیتوپلانکتون تابع عمق و وقت روز است، عبارت مناسبی در خصوص میزان نور موجود و شیوه تغییر آن باید در مدل مورد استفاده گنجانده شود.

اگر فتوسنتز نسبی، به صورت تابعی از شدت نور، روی عمق مشخصی از آب و روی بازه زمانی ثابتی میانگین گرفته شود، رابطه زیر حاصل می‌گردد:

$$\eta = \frac{2.718f}{K_e H T} \left[ e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2} \right] \quad (16-3)$$

$$\alpha_1 = \frac{I_T}{I_S f} e^{-K_e H} \quad (17-3)$$

$$\alpha_2 = \frac{I_T}{I_S f} \quad (18-3)$$

$\eta$  - اثر نور (بی‌بعد)؛

$I_S$  - شدت اشباع نور، لانژلیه بر روز؛

$I_T$  - کل تابش روزانه خورشیدی، لانژلیه؛

$f$  - مدت تابش، روز؛

$K_e$  - ضریب زوال نور، متر / ۱؛

$H$  - عمق، متر؛

$T$  - دوره، روز.



ضریب زوال نور ( $K_e$ )، تابع جامدات غیر آلی، ذرات پسماند، و زیست توده فیتوپلانکتون در منبع آبی می‌باشد. ارقام نمونه‌وار  $K_e$  در منابع آبی دامنه‌ای از (۰/۰۵ تا ۶/۹)  $m^{-1}$  دارد. ارقام نمونه‌وار برای  $I_T$  دامنه‌ای از (۲۵۰ تا ۵۰۰)  $I_y$  دارد. دامنه متناظر ارقام برای  $0/1\eta$  تا  $0/5$  است و بنابراین اثر کلی روزانه زوال نور، به عنوان تابع عمق، کاهش ۹۰-۵۰ درصدی نرخ رشد می‌باشد. تا رسیدن به شرایط اشباع، نرخ رشد فیتوپلانکتون تابع غلظت مواد مغذی نیز می‌باشد. از آن پس با افزایش غلظت مواد مغذی، نرخ رشد ثابت می‌ماند. در غلظت صفر مواد مغذی، رشد فیتوپلانکتون صفر است. با افزایش غلظت مواد مغذی، نرخ رشد به صورت خطی افزایش می‌یابد تا آن‌جا که اثر مواد مغذی بر نرخ رشد به حد اشباع خود برسد. این رابطه با معادله میکالیس<sup>۱</sup> - منتون توصیف می‌شود که در آن ضریب کاهش ماده مغذی یا اثر ماده مغذی بر رشد جلبک‌ها،  $r_n$ ، به صورت رابطه ۳-۱۹ تخمین زده می‌شود.

$$r_n = \frac{Nut}{k_m + Nut} \quad (19-3)$$

$Nut$  - غلظت ماده مغذی، میلی‌گرم بر لیتر؛

$K_m$  - ثابت نیم اشباع میکالیس، میلی‌گرم بر لیتر.

ثابت نیم اشباع میکالیس که برای گونه‌های مختلف جلبک‌ها متفاوت است، غلظتی از ماده مغذی است که در آن ضریب کاهش ماده مغذی برابر  $0/5$  یا نرخ رشد جلبک نصف حداکثر رشد است. بسته به گونه جلبک، مقدار این عامل معمولاً برای نیتروژن ۵-۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و برای فسفر ۱-۵ میلی‌گرم بر لیتر است. اگر بیش از یک ماده مغذی (مثل نیتروژن، فسفر، سیلیکا) در مدل لحاظ شود، اثر ماده مغذی با رابطه زیر تخمین زده می‌شود.

$$r_n = \min \left( \frac{DIN}{K_{mn} + DIN}, \frac{DIP}{K_{mp} + DIP}, \frac{S_i}{K_{Si} + S_i}, \dots \right) \quad (20-3)$$

$r_n$  - ضریب کاهش ماده مغذی محدود کننده؛

$DIN$  - غلظت نیتروژن غیرآلی (جمع آمونیاک، نیتريت و نترات)، میکروگرم بر لیتر؛

$DIP$  - غلظت فسفر غیر آلی محلول، میکروگرم بر لیتر؛

$K_{mn}$  - ثابت میکالیس - منتون برای نیتروژن، میکروگرم بر لیتر؛

$K_{mp}$  - ثابت میکالیس - منتون برای فسفر، میکروگرم بر لیتر؛

$S_i$  - غلظت سیلیس غیر آلی حل شده، میکروگرم بر لیتر؛

$K_{Si}$  - ثابت میکالیس - منتون برای سیلیس، میکروگرم بر لیتر.

بدین ترتیب، حداقل نسبت مواد مغذی در نظر گرفته شده در مدل، محاسبه مقدار ضریب کاهش ماده مغذی را کنترل کرده و به عنوان ماده مغذی محدود کننده رشد جلبک مطرح می‌شود. کلیه گونه‌های جلبک به نیتروژن و فسفر نیاز دارند، در حالی که سیلیس فقط مورد نیاز دیاتومه‌ها است.



## ۳-۶-۲- مرگ جلبک‌ها

کاهش جرم زیست توده جلبک‌ها در اثر دو فرایند رخ می‌دهد: تنفس و مرگ جلبک‌ها. تنفس جلبک بر اثر تنفس خودخوری است که در آن زیست توده<sup>۱</sup> جلبک اکسید می‌شود تا دی اکسید کربن تولید شود. مرگ جلبک‌ها بر اثر خورده شدن زوئوپلانکتون‌ها (فقط دیاتومه‌ها و جلبک‌های سبز) و از بین رفتن سلول‌ها بر اثر حملات باکتریایی، بیماری، آسیب فیزیکی، فرایند طبیعی پیری یا مکانیزم‌های دیگر صورت می‌گیرد. وجه تمایز بین کاهش فیتوپلانکتون بر اثر مرگ و کاهش ناشی از تنفس، خورده شدن توسط زوئوپلانکتون و یا ته‌نشینی این است که پس از مرگ، همه کربن، نیتروژن و فسفر موجود در زیست توده جلبک به ترتیب به محتوای BOD کربنی (CBOD)، نیتروژن آلی، و فسفر آلی در رودخانه برمی‌گردد. در حین تنفس، کربن به‌جای تبدیل به CBOD به CO<sub>2</sub> تبدیل می‌شود. در خورده شدن توسط زوئوپلانکتون، فقط قسمتی از مواد آلی سلولی جلبک‌ها به محتوای ماده آلی ماندش در رودخانه اضافه می‌شود و باقیمانده به صورت زیست توده زوئوپلانکتون از چرخه موازنه جرمی فیتوپلانکتون خارج می‌شود.

نرخ کاهش جلبک‌ها،  $D_p$ ، را می‌توان از رابطه زیر تخمین زد:

$$D_p = D_{pt}(T) + D_z \quad (۲۱-۳)$$

$D_{pt}(T)$  - نرخ تنفس وابسته به دما، روز / ۱؛

$D_z$  - نرخ مرگ ناشی از خورده شدن و مرگ طبیعی، روز / ۱.

نرخ مرگ فیتوپلانکتون،  $D_z$ ، تابع جمعیت زوئوپلانکتون و نرخ تغذیه زوئوپلانکتون از فیتوپلانکتون است. زوئوپلانکتون‌ها جمعیت فیتوپلانکتون‌ها را از طریق صید<sup>۲</sup> کنترل کرده و مواد مغذی صید خویش را نیز واگردانی می‌کنند. محدودیت داده‌ها در مورد زوئوپلانکتون‌ها معمولاً امکان فرمولاسیون مولفه چریدن زوئوپلانکتون‌ها را فراهم نمی‌سازد. با استفاده از اطلاعات غلظت و نرخ فیلتر کردن توسط زوئوپلانکتون‌ها، نرخ اتلاف فیتوپلانکتون ناشی از خورده شدن توسط زوئوپلانکتون‌ها را می‌توان فرموله نمود.

## ۳-۶-۳- ته‌نشینی جلبک‌ها

فیتوپلانکتون با ته‌نشین شدن از لایه آبی حذف می‌شود. در ستون آبی با اختلاط قائم، نرخ خالص ته‌نشینی (ته‌نشینی به کف بستر منهای تعلیق مجدد از کف) به صورت زیر بیان می‌شود:

$$K_s = V_s / H \quad (۲۲-۳)$$

$K_s$  - نرخ خالص ته‌نشینی، روز / ۱؛

$V_s$  - سرعت ته‌نشینی فیتوپلانکتون، متر بر روز؛

$H$  - عمق متوسط، متر.

در ته‌نشینی، مواد آلی سلولی به محتوای مواد مغذی ستون آب برنمی‌گردد مگر این‌که در مدل ارتباط دینامیکی مشخصی برای این منظور تعبیه شده باشد. مثل هر عامل دیگر در مدل پوتریفیکاسیون، سرعت ته‌نشینی فیتوپلانکتون تابع گونه مربوط و اندازه

1 - Biomass  
2 - Predation



ارگانیزم است. سرعت ته‌نشینی دامنه‌ای از ۰/۱ تا ۱۰ متر بر روز داشته که سلول‌های کوچک (مثل کلروفیت‌ها) در محدوده سرعت کم و سلول‌های دیاتومه با اندازه بزرگ‌تر در محدوده سرعت زیاد قرار می‌گیرند.

### ۳-۶-۴- مولفه‌های نیتروژن

مولفه‌های اصلی نیتروژن، نیتروژن آلی، آمونیاک، نیتريت و نیترات است. در آب‌های طبیعی، تغییر و تبدیل از نیتروژن آلی به آمونیاک، نیتريت و نیترات به صورت مرحله‌ای بوده و مواد مغذی برای رشد فیتوپلانکتون تامین می‌شود (شکل ۳-۲). سینتیک این تغییر و تبدیلات تابع دماست.

در خلال تنفس و مرگ جلبک‌ها، نیتروژن سلولی به محتوای نیتروژن آلی رودخانه برمی‌گردد. نیتروژن آلی توسط باکتری‌ها تجزیه شده و به آمونیاک تبدیل می‌شود. در حضور باکتری‌های نیتریفایر و اکسیژن، آمونیاک اکسید شده و به نیتريت و سپس به نیترات تبدیل می‌شود (نیتریفیکاسیون). هم نیترات و هم آمونیاک می‌توانند جذب و مورد استفاده جلبک‌ها قرار گیرند ولی به علل فیزیولوژیکی، فرمی که ترجیح داده می‌شود، آمونیاک است. با افزایش غلظت نیترات به بیش از تقریباً حد مشخص میکالیس، برای یک غلظت معلوم آمونیاک، درجه ترجیح برای آمونیاک به مقدار ثابتی می‌رسد. هم‌چنین با افزایش غلظت آمونیاک، این مقدار ثابت درجه ترجیح نزدیک‌تر به واحد می‌شود، یعنی آمونیاک کلاً ترجیح داده می‌شود [۲ و ۵].

آمونیاک در آب‌های طبیعی به دوشکل طبیعی یافت می‌شود: یون آمونیوم ( $N - NH_4^+$ ) و گاز آمونیاک ( $NH_3$ ). هر چند مقادیر تولید طبیعی آن بی‌ضرر است، شکل یونیزه نشده آن برای ماهی‌ها سمی است.



در pH های بالا (و تاحدودی دماهای بالا)، این واکنش به سمت راست پیش خواهد رفت. برای مثال، در دمای متوسط (حدود  $^{\circ}C$  ۲۰) و pH بالای ۹، بیش از ۲۰ درصد آمونیاک کل به شکل یونیزه نشده خواهد بود. pH اکثر منابع طبیعی آب معمولاً پایین‌تر از ۹ است، لکن موارد معدودی وجود دارد که pH بالا باعث تولید آمونیاک یونیزه نشده سمی خواهد شد. این مطلب در محدوده بازیابی در پایین دست محل تخلیه فاضلاب اهمیت بیش‌تری می‌یابد. در چنین مواردی، جامدات معلق، کم و غلظت آمونیاک بالاست و رشد بیش از حد گیاهان مشاهده می‌شود. در اواخر روز، فتوسنتز ناشی از این گیاهان می‌تواند غلظت دی‌اکسید کربن آب را کاهش داده و pH آب‌هایی که خاصیت بافری ضعیف دارند را به شدت افزایش دهد. این پدیده با رسیدن دما به حداکثر مقدار خود، هم‌زمان خواهد بود. بدین جهت، دما و pH بالا سبب افزایش غلظت آمونیاک یونیزه نشده خواهند شد.

### ۳-۶-۵- مولفه‌های فسفر

در بسیاری از مدل‌های کیفی آب، مولفه فسفر به دو صورت محلول و ذره‌ای در نظر گرفته شده است. بخشی از فسفر آزاد شده بر اثر تنفس و مرگ فیتوپلانکتون به صورت غیر آلی بوده و به سادگی قابل جذب توسط دیگر سلول‌های جلبکی زنده می‌باشد. مقدار باقیمانده به صورت ماده آلی آزاد شده و باید فرایند معدنی شدن یا تجزیه باکتریایی برای تبدیل به فسفر غیر آلی را طی نماید تا این‌که فیتوپلانکتون‌ها بتوانند آنرا استفاده نمایند [۲ و ۵].

اندرکنشی بین فسفر غیر آلی محلول و جامدات معلق موجود در ستون آب رودخانه رخ می‌دهد که ماهیت جذب سطحی-واجبی دارد. متعاقباً ته‌نشینی جامدات معلق که فسفر غیر آلی بر سطح آنها جذب شده، می‌تواند مکانیزم عمده‌ای برای حذف فسفر از ستون

آب بوده و منبع فسفر برای بستر رودخانه تلقی شود. درمقایسه با نرخ واکنش‌های جلبک‌ها و سینتتیک زیستی که در محدوده چند روز قرار دارد، نرخ جذب- و جذب بسیار سریع‌تر بوده و رسیدن به حالت تعادل لحظه‌ای را در محاسبات می‌توان فرض کرد. در فرمولاسیون مدل، غلظت‌های فسفر محلول و ذره‌ای را باید در هر گام دوباره تفکیک کرد [۵ و ۸].

### ۳-۶-۶- آزادسازی مواد مغذی از رسوب

علاوه بر منابع خارجی، رهاسازی مواد مغذی از رسوب نیز می‌تواند دارای اهمیت باشد. چنین رهاسازی‌هایی در نتیجه گرادیان غلظت مواد مغذی در ستون آب و آب محبوس در رسوبات است. در برخی سامانه‌ها، تاثیر رهاسازی مواد مغذی می‌تواند حتی با کاهش و کنترل منابع نقطه‌ای در وقوع تغذیه‌گرایی تاثیر بسزایی داشته باشد. رهاسازی مواد مغذی از رسوب می‌تواند به عنوان منبع ورود مواد مغذی به رودخانه باشد. در غیاب داده‌های میدانی که رهاسازی مواد مغذی از رسوب را توصیف می‌کنند، می‌توان از تخمین‌های موجود برای اکسیژن خواهی رسوب استفاده کرد [۵].

### ۳-۷-۷- معادلات حاکم

در مدل‌سازی، روابط موجود بین فرایندهای زوال و انتقال آلاینده‌ها در آب‌های طبیعی و واکنش اکسیژن محلول رودخانه‌ها به بارهای منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای نوشته می‌شود. شناخت این روابط و عوامل مرتبط با آن، قانون‌گذاران و مدیران کیفیت آب و حوضه‌های آبریز را در ارزیابی پیچیدگی‌های فنی موجود در ایجاد و اجرای TMDL و تشخیص سطح مدل‌سازی و پایش مورد نیاز کمک می‌کند. عوامل حاکم بر فرایندهای زوال و انتقال بارهای آلاینده در رودخانه‌ها که بر میزان اکسیژن محلول نیز تعیین کننده هستند، شامل عواملی است که با اندازه و تغییرپذیری منابع نقطه‌ای، شرایط هیدرولوژیکی آب پذیرنده و انتقال آلاینده‌ها در رودخانه مرتبط است [۵، ۸ و ۹].

### ۳-۷-۱- اصل تعادل جرم

اصل پایه در فرمول‌بندی مدل‌های کیفی آب، اصل تعادل جرم است. براساس این اصل، تجمع یک جزء کیفیتی آب در یک بازه زمانی برای یک محدوده از رودخانه از روابط زیر قابل محاسبه است.

$$\text{مصرف} - \text{منبع} + \text{جرم خروجی} - \text{جرم ورودی} = \text{تجمع} \quad (۳-۲۴)$$

برای یک بازه کوچک از رودخانه، اصل موازنه جرم را به صورت زیر می‌توان نوشت:

$$dV\Delta C = QC\Delta t - [Q + \Delta Q][C + \frac{\partial C}{\partial x}\Delta x]\Delta t + W\Delta t - dVKC\Delta t \quad (۳-۲۵)$$

$dV$  - حجم بازه و برابر است با  $(L^3) A\Delta x$ ؛

$\Delta C$  - تغییر غلظت  $(M/L^3)$ ؛

$Q$  - بده جریان  $(L^3/T)$ ؛

$C$  - غلظت  $(M/L^3)$ ؛



$\Delta t$  - بازه کوچک زمانی (T)؛

$\Delta Q$  - تغییر بده جریان در طول بازه؛

$-\frac{\partial c}{\partial x}$  - گرادیان غلظت در طول بازه ( $M/L^4$ )؛

W - نرخ بارگذاری مستقیم ( $MT^{-1}$ )؛

K - نرخ واکنش درجه اول ( $T^{-1}$ ).

با تقسیم رابطه ۳-۲۵ بر  $\Delta V \Delta t$  خواهیم داشت.

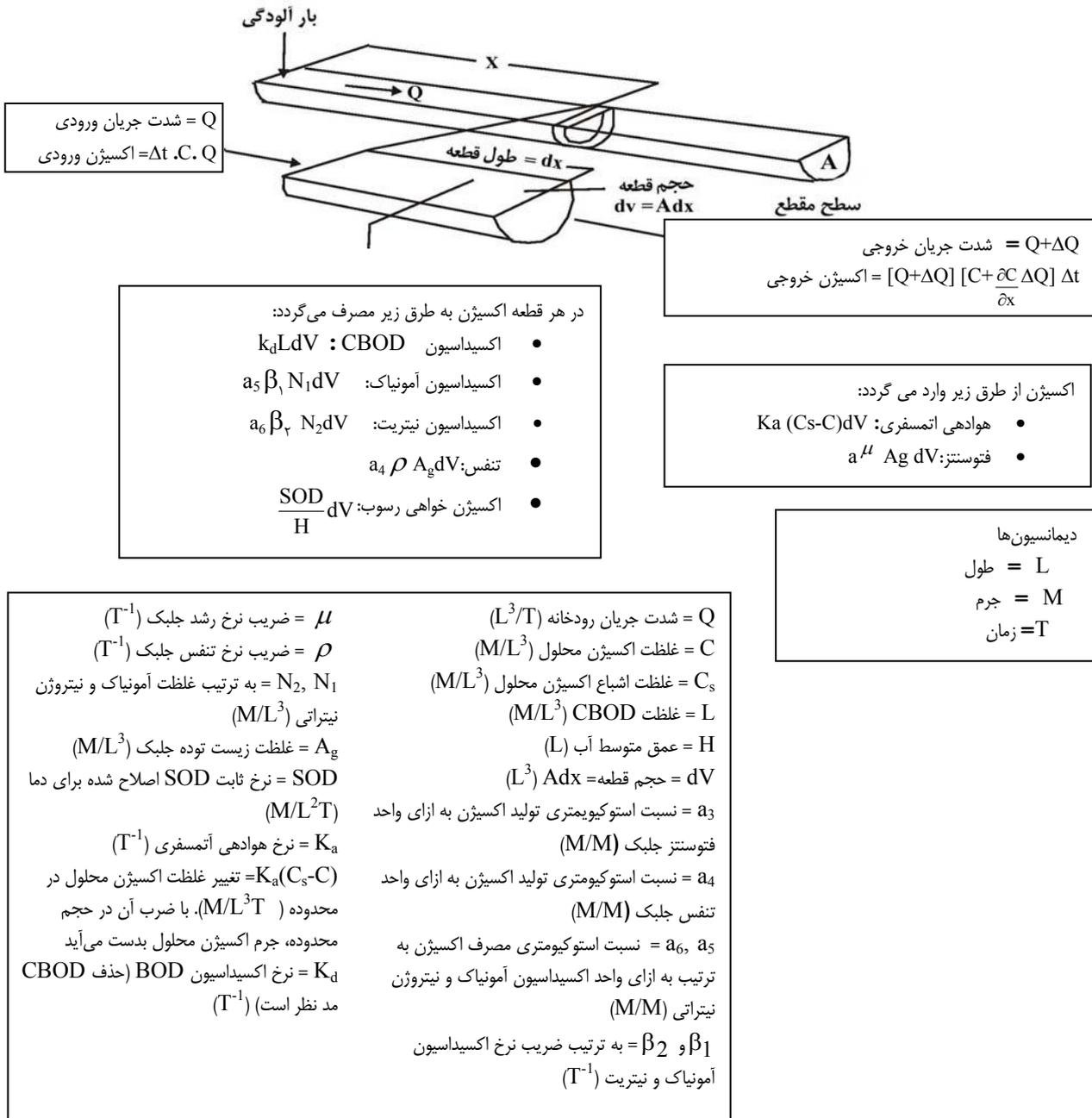
$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{-Q}{A} \frac{\partial C}{\partial C} - \frac{C}{A} \frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{W}{dV} - KC \quad (۳-۲۶)$$

با فرض شرایط حالت دایم و صرف نظر از تغییرات بده، رابطه زیر حاصل می‌شود:

$$0 = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial X} + \frac{W}{dV} - KC \quad (۳-۲۷)$$

باید توجه داشت که عبارت واکنشی KC می‌تواند معرف اکسیژن‌زدایی کربنی، اکسیژن‌زدایی نیتروژنی، هوادهی یا هر واکنش درجه اول دیگری باشد.





شکل ۳-۴- معادلات موازنه جرم اکسیژن محلول

۳-۷-۲- معادلات اکسیژن محلول

با استفاده از نمادهای شکل ۳-۴ و با در نظر گرفتن تمامی منابع و مصارف اکسیژن محلول توزیع اکسیژن محلول، به صورت زیر قابل بیان است:

$$0 = -\frac{Q}{A} \frac{dC}{dx} + K_a (C_s - C) - K_d L - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g - \frac{SOD}{H} \quad (۲۸-۳)$$

عبارت سمت راست رابطه ۳-۲۸ به ترتیب نشان دهنده موارد زیر است: انتقال اکسیژن به پایین دست با جریان رودخانه، هوادهی اتمسفری، اکسیداسیون زیستی CBOD، اکسیداسیون زیستی آمونیاک، اکسیداسیون زیستی نیتريت، فتوسنتز با کسر تنفس و اکسیداسیون زیستی مواد کف. در صورتی که CBOD تنها به واسطه اکسیداسیون مستقیم حذف گردد، ضریب نرخ اکسیژن‌زدایی ( $K_d$ ) که کاهش واقعی اکسیژن را نشان می‌دهد، برابر با ضریب نرخ حذف CBOD ( $K_r$ ) خواهد بود.

رابطه ۳-۲۹ با جایگذاری  $Adx/Q$  با  $dt$  به صورت زیر تبدیل می‌شود:

$$\frac{dc}{dt} = K_a(c_s - c) - K_d L = \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g - \frac{SOD}{H} \quad (3-29)$$

رابطه ۳-۲۹، معادله دیفرانسیلی است که توسط QUAL2E جهت توصیف نرخ تغییرات اکسیژن در حالت یک بعدی رودخانه‌ها به صورت عددی حل می‌شود.

در برخی مدل‌های BOD/DO، افت اکسیژن محلول،  $(D = C_s - C)$ ، به جای اکسیژن محلول در فرمول‌بندی پروفیل اکسیژن محلول به کار می‌رود، و رابطه ۳-۲۸ به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$0 = -\frac{Q}{A} \frac{dD}{dx} - K_a D + K_r L + \alpha_5 \beta_1 N_1 + \alpha_6 \beta_2 N_2 - (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A_g - \frac{SOD}{H} \quad (3-30)$$

به دلیل استفاده از فرمول‌بندی سینتیکی درجه صفر و درجه یک در مدل، عبارات مربوط به افت اکسیژن محلول به واسطه منابع و مصارف مختلف را می‌توان اضافه کرد. برای یک حالت ساده که نیتریفیکاسیون، SOD، فتوسنتز و تنفس جلبکی اهمیت نداشته و قابل صرف نظر کردن باشند، حل رابطه ۳-۳۰ به صورت زیر خواهد بود:

$$D = \frac{K_d L_o}{K_a - K_r} \left( e^{-K_r \frac{x}{U}} - e^{-K_a \frac{x}{U}} \right) + D_o e^{-K_a \frac{x}{U}} \quad (3-31)$$

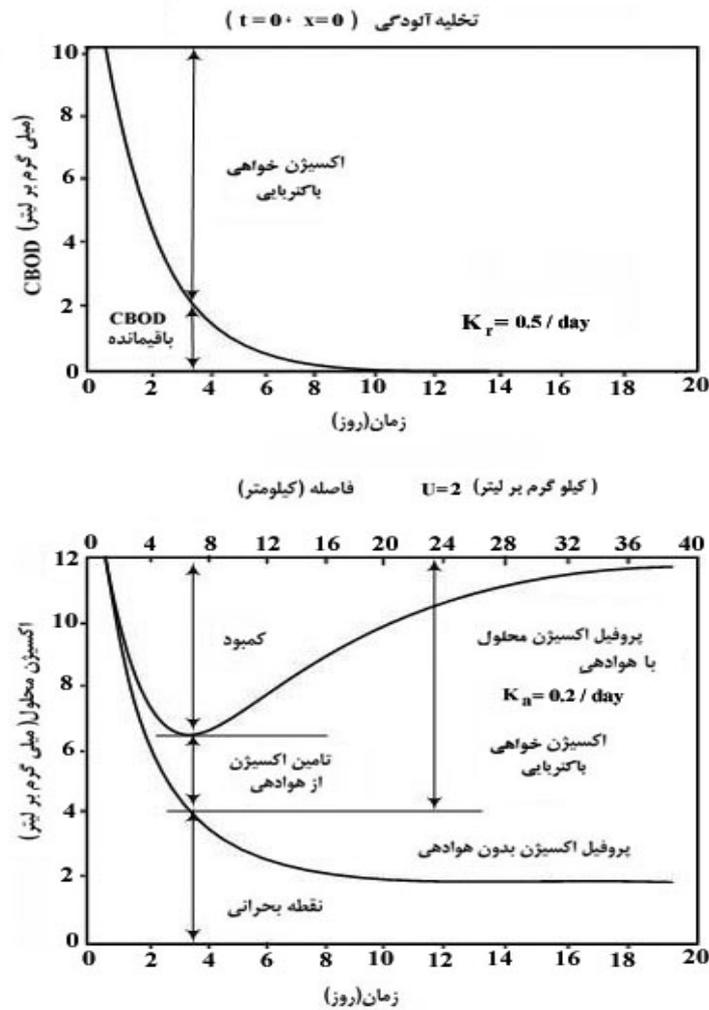
شکل ۳-۵ پروفیل اکسیژن محلول حاصل از کسر میزان افت اکسیژن محلول (رابطه ۳-۳۱) از غلظت اشباع اکسیژن محلول را نشان می‌دهد. پروفیل  $CBOD_u$  در این شکل، نشان دهنده رابطه ۳-۷ می‌باشد. در  $x=0$ ، غلظت  $CBOD_u$  اولیه پس از اختلاط کامل بار مواد زاید با جریان رودخانه برابر ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر است. پس از ۱۰ روز، تمامی  $CBOD_u$  مصرف می‌گردد. از آنجایی که آزمایش  $CBOD$  مقدار مواد آلی موجود را به صورت اکسیژن مورد نیاز برای تثبیت توسط باکتری‌ها، نشان می‌دهد، کاهش غلظت  $CBOD$  معادل مصرف اکسیژن محلول است. در نمودار پایین شکل ۳-۵ پروفیل‌های محاسبه شده اکسیژن محلول رودخانه در صورتی که اکسیژن با هوادهی جانشین نگردد، نشان داده شده است. در این حالت غلظت فرضی اولیه ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر، در نهایت به ۲ میلی‌گرم بر لیتر کاهش می‌یابد. منحنی بالایی تاثیر هوادهی به عنوان منبع هوادهی را نشان می‌دهد.

### ۳-۷-۳- معادلات موازنه جرم اجزا

تغییرات غلظت اکسیژن به اجزای کیفیتی و فرایندهای مختلفی بستگی دارد. اجزایی که به‌طور مستقیم بر غلظت اکسیژن تاثیر می‌گذارند عبارتند از: BOD، نیتريت و نیترات، نیتروژن و فسفر عوامل تعیین کننده رشد فیتوپلانکتون، پری فایتون و گیاهان آبی



بوده و به واسطه فتوسنتز و تنفس نقش غیرمستقیمی بر غلظت اکسیژن محلول دارند. برای هر جزیی که بر تعادل اکسیژن محلول موثر است، معادله تعادل جرم مجزایی براساس واکنش‌های آن نوشته می‌شود. این اجزا را می‌توان با روابط موازنه جرم اریه شده در جدول ۳-۱ مدل کرد.



شکل ۳-۵- مولفه‌های پروفیل اکسیژن محلول (منحنی SAG) در پایین دست نقطه تخلیه



جدول ۳-۱- معادلات موازنه جرم اجزا در تحلیل BOD, DO و مواد مغذی

$\frac{dL}{dt} = -(K_{\alpha} + K_s)L = -K_T L$	BOD کربنه (CBOD)
$\frac{dL}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{H} - F\alpha_1 \mu A_g$	نیتروژن آمونیاکی
$\frac{dL}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$	نیتروژن نیتریتی
$\frac{dL}{dt} = \beta_2 N_2 - (1-F)\alpha_1 \mu A_g$	نیتروژن نیتراتی
$\frac{dL}{dt} = \alpha_1 \rho A_g - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$	نیتروژن آلی
$\frac{dL}{dt} = (\mu - \rho) A_g$	جلبک
$\frac{dL}{dt} = \alpha_2 \rho A_g - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$	فسفر آلی
$\frac{dL}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_{2''}}{H} - \alpha_2 \mu A_g$	فسفر محلول

F = سهم جذب نیتروژن از آمونیوم

 $N_2$  = غلظت نیتروژن نیتراتی ( $M/L^3$ ) $\beta_2$  = ضریب نرخ هیدرولیز نیتروژن آلی ( $T^{-1}$ ) $N_4$  = غلظت نیتروژن آلی ( $M/L^3$ ) $\beta_4$  = ضریب زوال فسفر آلی ( $T^{-1}$ ) $P_1$  = غلظت فسفر آلی ( $M/L^3$ ) $\sigma_2$  = نرخ منبع کفزی برای فسفر محلول ( $M/L^2T$ ) $P_2$  = غلظت فسفر محلول ( $M/L^3$ ) $\sigma_2$  = نرخ منبع کفزی برای نیتروژن ( $M/L^2T$ ) $\alpha_2$  = سهم توده زیستی جلبک از نیتروژن (M/M) $\sigma_4$  = ضریب نرخ برای ته‌نشینی نیتروژن آلی ( $T^{-1}$ ) $\alpha_2$  = محتوای فسفر جلبک (M/M) $\sigma_5$  = ضریب نرخ برای ته‌نشینی فسفر آلی ( $T^{-1}$ ) $K_s$  = نرخ ته‌نشینی (M/M)

اختلاف اساسی مدل‌سازی BOD/DO با مدل‌سازی مواد مغذی/ تغذیه‌گرایی در عبارات مورد استفاده در روابط مدل است. معادلات حاکم بر رشد فیتوپلانکتون توابع غیرخطی از مواد مغذی و نور قابل دسترس است، در حالی که معادلات BOD/DO خطی است.

درحقیقت، مسایل مواد مغذی/ تغذیه‌گرایی، مدل‌های بسیار مشکل‌تری هستند که از پیچیدگی زیستی جلبک، تاثیر متقابل و غیرخطی مواد مغذی و گیاهان آبی و اندرکنش‌های موجود در سطح رسوب و آب ناشی می‌گردد. در نتیجه، نتایج معادلات BOD/DO قابلیت تمایز تاثیر عبارات خطی واکنش‌های مختلف را دارد؛ در حالی که در مورد نتایج معادلات تغذیه‌گرایی چنین نیست.



# فصل ۴

---

---

**بررسی روش‌ها و مدل‌های**

**خودپالایی در فرایند TMDL**





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

#### ۴-۱- کلیات

موفقیت مدل‌سازی در تحلیل ظرفیت خودپالایی و تعیین TMDL بستگی زیادی به درک پیچیدگی مسایل کیفیت آب دارد. چنین درک و فهمی از مسایل، در تعریف دقت مورد نیاز، تحلیل پیامدهای ناشی از انواع فرض‌های ساده‌سازی و نهایتاً در انتخاب استراتژی و ابزارهای مناسب مدل‌سازی کمک می‌کند. شناخت و تعریف مساله که معمولاً از مطالعات توصیفی داده‌های موجود حاصل می‌شود، پاسخ برای پرسش‌های موجود را فراهم می‌آورد. پرسش‌هایی مانند: آیا منابع غیرنقطه‌ای نقش مهمی در تخریب کیفیت آب دارند؟ آیا منابع غیرنقطه‌ای یا بخشی از آنها قابل کنترل است؟ آیا نیاز به مدل‌سازی حوضه آبریز می‌باشد و اگر پاسخ مثبت است، میزان جزییات کافی چقدر است؟ مرزهای زمانی و مکانی آب‌های آسیب دیده چیست؟ به طور کلی، نتایج توصیف حوضه آبریز و کیفیت آب، مقتضیات مدل‌سازی، پایش، مطالعات میدانی و دیگر فعالیت‌های کمکی را مشخص می‌کند.

استفاده از ساده‌ترین مدلی که شامل تمامی فرایندهای مهم و موثر بر کیفیت آب رودخانه باشد، رویکردی مرجح و مقرون به صرفه است. لکن، انتخاب مدلی بیش از حد ساده ممکن است پیش‌بینی‌های غیردقیقی از نیازهای مدیریتی و پیامدهای آن در کیفیت آب داشته باشد. هزینه‌های ناشی از تصمیمات نیز عوامل مهمی می‌باشند. علاوه بر آن، پیش‌بینی‌های غیر دقیق شرایط آینده کیفیت آب از روی شرایط حال ممکن است به واسطه حساسیت ناکافی مدل(های) انتخاب شده نسبت به تغییرات شرایط حوضه آبریز و فرایندهای کیفیت آب، مانند موازنه اکسیژن خواهی رسوب، در بازه‌ای از رودخانه یا یک فصل باشد.

از سوی دیگر، انتخاب یک مدل خیلی پیچیده می‌تواند تخصیص نادرست منابع و امکانات، تاخیر در مطالعات و صرف هزینه‌های غیرضروری را سبب گردد. عدم قطعیت در پیش‌بینی‌ها ممکن است به خاطر عوامل آزاد اضافی در مدل‌های پیچیده که با داده‌ها و اطلاعات موجود قابل تخمین نیستند، افزایش یابد. هزینه مطالعات به خاطر نیاز به داده‌های بیشتر و نیز مقتضیات واسنجی و اعتبار سنجی مدل افزایش خواهد یافت. هنگامی که تخریب کیفیت آب ناشی از هر دوی بارهای نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای قابل کنترل، تشخیص داده شود، مدل‌سازی حوضه آبریز باید به گونه‌ای انجام شود که نتایج آن، داده‌های مورد نیاز جهت تحلیل کیفیت آب پذیرنده را فراهم نماید. هدف این فصل راهنمایی کلی و ارائه شیوه‌های انتخاب مدل‌های مناسب TMDL رودخانه‌هاست. بخش ۴-۲ مراحل انتخاب مدل را معرفی و بحث می‌کند، در بخش ۴-۳ خلاصه‌ای از مدل‌های منتخب ارائه می‌گردد. چنانچه پیش‌تر نیز بیان گردید، مدل‌هایی که در این راهنما معرفی شده‌اند، بر فرایندهای BOD، DO و مواد مغذی در رودخانه‌ها تاکید دارند.

#### ۴-۲- انتخاب مدل

انتخاب مدل مناسب، از بررسی تطابق ویژگی‌های فیزیکی، هیدرولوژیکی و کیفی مربوط به محل مورد بررسی با توانایی‌های مدل برای شبیه‌سازی این ویژگی‌ها صورت می‌گیرد. دو دسته مدل برای استفاده در تحلیل ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL موجود است. دسته اول شامل مدل‌های حوضه‌ای<sup>۱</sup> است که می‌توانند جهت تعیین بارهای نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای به کار روند. مدل‌های حوضه‌ای مبتنی بر (۱) فرایندهای هیدرولوژیکی و بیلان آب در حوضه آبریز و (۲) ویژگی‌های فیزیوگرافی حوضه آبریز



<sup>1</sup> - Watershed Models

شامل کاربری اراضی و پوشش گیاهی، خاک، توپوگرافی، کاربری‌های آب و رواناب‌ها و فاضلاب‌های شهری و صنعتی ورودی به توده‌های آبی می‌باشند. دسته دوم، مدل‌های آب پذیرنده<sup>۱</sup> است که می‌توانند جهت ارزیابی تأثیر بارهای آلاینده بر توده آبی به کار روند. این مدل‌ها مبتنی بر (۱) ویژگی‌های آب‌های پذیرنده از نظر انتقال آلاینده‌ها شامل بده جریان، ریخت‌شناسی و مرزهای رودخانه و عوامل هوادهی و پخش و (۲) زوال آلودگی درون بازه‌های آب پذیرنده می‌باشند. طیف مدل‌های حوضه‌ای و مدل‌های کیفیت آب پذیرنده از روش‌های تجربی و آماری ساده تا مدل‌های قطعی تر<sup>۲</sup> و چند بعدی متغیر است. به‌علاوه، مدل‌ها را می‌توان براساس معیارهایی متمایز کرد. این معیارها شامل موارد زیر است [۵]:

- اجزای کیفیتی آب که مدل می‌شوند؛
  - وضوح (مقیاس) زمانی و مکانی نتایج مدل؛
  - میزان جزییات شبیه‌سازی هیدرولوژیکی و فرایندهای کیفی آب؛
  - حجم کار و داده‌های مورد نیاز برای کاربرد مشخص؛
  - سادگی کاربرد شامل پردازش داده‌های ورودی و خروجی، پشتیبانی کاربران، مستندسازی و مقتضیات راهبری مدل.
- مهم‌تر از همه این‌که، فرایند انتخاب مدل باید بر تعیین فرایندهای حوضه آبریز و نیز فرایندهای کیفی آب که با مشخصات محل مورد مطالعه مطابقت دارند، متمرکز گردد. چنانچه قبلاً ذکر شد، نتایج توصیف وضعیت حوضه آبریز و کیفیت آب رودخانه می‌تواند فرایند انتخاب مدل را با فراهم نمودن اطلاعاتی برای موارد زیر تسهیل نماید: (۱) تعیین اهداف و محدودیت‌های مطالعه، (۲) تعیین جزییات مورد نیاز در بیان بارهای آلاینده و مرزهای مساله و تشخیص شرایط بحرانی از نظر وضوح (مقیاس) زمانی و مکانی آنها و (۳) تعیین آلاینده‌های مهم و فرمول بندی ریاضی اندرکنش‌های هیدرولوژیکی و کیفی آب.
- مطالعات توصیف حوضه آبریز و کیفیت آب رودخانه برای شناخت و تعریف مساله در چند گام صورت می‌گیرد:
- گام اول: اولین گام در مطالعات توصیفی شامل مرور و بررسی اطلاعات موجود از توده آبی به منظور تعریف فرایندهای فیزیکی و شیمیایی غالب است. این اطلاعات شامل گزارش‌های بررسی‌های موجود، داده‌های پایش شده و مطالعات مدل‌سازی قبلی است که منابع آلودگی و مقادیر آنها، داده‌های جریان رودخانه، مشخصات هیدرولوژیکی و آماری و افت کیفی آب را مشخص می‌نماید. در مواردی خاص، ممکن است که محاسبات ساده و روش‌های آماری قبل از فرایند انتخاب مدل مورد نیاز باشد. این روش‌ها ممکن است شامل تخمین بارهای آلاینده با استفاده از توابع ساده بارگذاری، تخمین انتقال آلاینده با استفاده از روش‌های تحلیلی حالت دائمی<sup>۳</sup>، و تخمین موارد نقض کیفیت به کمک روش‌های آماری باشند. نتیجه این مرحله، توصیف مشروح اهداف مدل‌سازی و محدودیت‌های بالقوه و پیش بینی شده می‌باشد. مقدار بار منابع غیر نقطه‌ای و اهمیت تأثیر آنها بر آب‌های پذیرنده ممکن است نیاز به مدل حوضه آبریز و یا کافی بودن مدل حالت دائمی کیفی آب را جهت بیان فرایندهای مهم انتقال توجیه کند.



1 - Receiving Water Models  
2 - Deterministic  
3 - Steady state

گام دوم: گام دوم مطالعات تفصیلی شامل ارزیابی‌های بیش‌تر تغییرپذیری منابع آلودگی و رژیم هیدرولوژیکی جهت تعیین سطح مقتضی مدل‌سازی به نحوی که معرف وضوح (مقیاس) مکانی و زمانی<sup>۱</sup> افت کیفیت آب مورد مطالعه باشد، است. با تحلیل تغییرپذیری بارهای آلاینده از منابع مختلف و تشخیص شرایط بحرانی افت کیفیت آب، وضوح مکانی و زمانی مد نظر در مدل به منظور اطمینان از دقت مدل به عنوان نمایشی از سامانه مشخص می‌شود. در این مرحله، تحلیل‌ها باید نشان دهند که مدل حوضه آبریز و مدل کیفی آب پذیرنده به طور صحیح به تصمیمات کلیدی پرداخته و تمام فرض‌ها در محدوده قابل قبول قرار دارند. با وجود آن که بسیاری از رودخانه‌ها را می‌توان با یک مدل تک بعدی حالت دایمی نمایش داد، برخی از بازه‌های عمیق یا عریض آنها ممکن است تغییرات کیفی در عمق یا عرض از خود نشان دهند؛ بنابراین نیاز به یک مدل دو بعدی خواهند داشت. در هر دو مورد، "یک مدل ساده بارگذاری حوضه آبریز"<sup>۲</sup> می‌تواند داده‌های کافی برای مدل کیفی آب فراهم نماید. هر چند که اگر افت کیفیت آب ناشی از یک واقعه بارش باشد، یا نیاز به نمایش دینامیکی کیفیت آب به خاطر تغییرات شبانه‌روزی باشد و یا نیاز به تعریف شرایطی که غلظت آلاینده‌های مشخصی معیارهای خاصی را نقض می‌کنند باشد، به یک مدل مفصل‌تر حوضه‌ای برای "شبیه‌سازی پیوسته بارش"<sup>۳</sup> یا "شبیه‌سازی بارش طرح"<sup>۴</sup> نیاز خواهد بود.

گام سوم: در گام سوم، ارزیابی اولیه اندرکنش‌های غالب کیفیت آب ضروری است تا از ترکیب مناسب اجزای کیفی آب و فرمول‌بندی سینتیکی در مدل اطمینان حاصل شود. برای مثال، در مواقعی که فتوسنتز و تنفس جلبک دو جزء کوچک در بیلان اکسیژن محلول باشند، از عبارات و ضریب‌های نرخ مربوط به آنها می‌توان در معادلات مدل صرف نظر کرد. به طور مشابه، واکنش متوالی شکل‌های مختلف نیتروژن آلی و غیر آلی ممکن است شدیداً غیر خطی باشند که موجب تاخیرهای زمانی و مکانی در پروفیل اکسیژن محلول می‌شوند و بنابراین استفاده از مدلی که تمامی واکنش‌های نیتروژن را در یک عبارت ترکیب کند، توصیه نمی‌شود. گام‌هایی که در بالا توضیح داده شد، در بخش‌های بعدی، با تاکید ویژه بر BOD، DO و مواد مغذی در رودخانه‌ها، توصیف خواهند شد. انتخاب مدل مناسب ممکن است طی چند مرحله صورت گیرد. در مرحله اول مطالعات ظرفیت خودپالایی و تعیین TMDL، یک فرمول بندی ساده انجام می‌شود و با پایش و اندازه‌گیری داده‌های جدید و انجام مطالعات توصیفی جدید، مدل‌سازی دقیق و مفصل تری می‌تواند انجام شود.

#### ۴-۲-۱- اهداف و محدودیت‌های مطالعه

مرحله اول در انتخاب مدل مناسب برای مطالعات TMDL، مرور داده‌های موجود بارگذاری آلاینده‌ها، جریان رودخانه و کیفیت آب مرتبط با کاربری‌های تعیین شده رودخانه و استانداردهای مناسب آب است. در تخمین بارهای آلاینده از حوضه آبریز ممکن است علاوه بر داده‌های اقلیمی و مشخصات هیدرولوژیکی، نیاز به داده‌های توزیع کاربری اراضی، مشخصات خاک، اطلاعاتی از فعالیت‌های مدیریتی موجود و عوامل تجمع و آب شستگی آلاینده‌ها نیز باشد. بررسی این داده‌ها می‌تواند نشان دهد که آیا نقض استانداردها و یا مشکلات کیفی آب ارتباط به نوسانات شبانه‌روزی، وقوع بارش، تغییرات جریان رودخانه و یا فصل سال دارد.



1 - Temporal and spatial resolution  
 2 - Simple watershed loading model  
 3 - Continuous storm watershed simulation  
 4 - Design storm watershed simulation

در انتخاب مدل کیفیت آب پذیرنده، مدل‌ساز می‌تواند از این اطلاعات جهت تعیین وضوح زمانی (حالت دایمی، شبه دایمی، زمان واقعی<sup>۱</sup>) و نیز تعیین مقدار و تغییرات منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای که باید در شیوه منتخب مدل‌سازی مد نظر قرار گیرند، استفاده کند. داده‌های کیفی آب هم‌چنین باید مشخص کند که نقض یا افت کیفیت آب در کجا اتفاق می‌افتد و آیا گرادیان مکانی قابل توجه غلظت وجود دارد. مجموع اطلاعات جمع‌آوری شده از حوضه آبریز و ویژگی‌های هیدرولوژیکی و مسایل کیفیت آب به تعیین سطح مقتضی مطالعات و نوع فرایندهای آب و فرایندهای کیفیت آب کمک خواهد کرد. برای مثال، در مدل‌سازی DO/BOD و مواد مغذی در رودخانه‌ها، اکسیداسیون BOD کربنی، اکسیداسیون نیتريت، اکسیژن خواهی رسوب، اکسیداسیون آمونیاک، هوادهی اتمسفری و فتوسنتز و تنفس جلبک از جمله فرایندهای مهم می‌باشند.

چارچوب مدل‌سازی باید شامل محاسبات اولیه موازنه جرم با استفاده از مدل‌های ساده یا معادلات تحلیلی باشد تا به تعریف فرایندهای مهم کیفی آب کمک کند. این مدل‌های ساده، راه‌حل‌های تحلیلی برای سناریوهای مختلف بارگذاری تحت شرایط متغیر جریان را ارائه می‌کنند. مصارف<sup>۲</sup> و منابع<sup>۳</sup> داخل رودخانه‌ها می‌توانند با استفاده از فرمول‌بندی‌های ساده‌ای مانند معادلات زوال درجه صفر یا درجه یک بیان شوند.

هم‌چنین پیش‌بینی مسایل فنی مربوط به سناریوهای کنترل آلودگی، سطوح کلی کنترل و دیگر تغییرات در ویژگی‌های حوضه آبریز، مانند تغییرات کاربری و اضافه شدن منابع جدید آلودگی نیز مفید است. جمع‌بندی این موضوعات می‌تواند نحوه تاثیر این تغییرات بر میزان مشکلات آلودگی و در نتیجه مقتضیات مدل‌سازی و پایش را بیان کند. این مقتضیات در واقع اهداف پروژه را بیان می‌کنند و معیارهایی جهت کمک به انتخاب مدل مناسب را تعریف کند.

#### ۴-۲-۲- بارهای آلاینده، وضوح زمانی و مکانی و مکانیزم‌های انتقال

##### ۴-۲-۲-۱- منابع آلودگی

بارها و منابع گوناگونی بر تغییرات و توزیع اکسیژن محلول در رودخانه‌ها تاثیر می‌گذارند. منابع اکسیژن خواه بالادست که موجب افت یا کمبود اکسیژن محلول می‌شوند، می‌توانند به واسطه تخلیه نقطه‌ای از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و صنعتی، شبکه‌های درهم یا مجرای فاضلاب و رواناب از مناطق شهری، مناطق جنگلی، زمین‌های کشاورزی و مناطق حومه شهری باشند. فرایندهای درون رودخانه‌ها که بر تغییرات و توزیع اکسیژن محلول موثر هستند شامل اکسیژن خواهی رسوبات کف، احیای کفزیان و تولید و مصرف اکسیژن توسط فیتوپلانکتون و دیگر گیاهان آبی است.

تمامی منابعی که به طور صریح در تحلیل ظرفیت خودپالایی و TMDL لحاظ می‌شوند، نیاز به اندازه‌گیری مستقیم در مقیاس‌های مناسب زمانی و مکانی دارند تا مقدار هر ماده آلاینده از هر منبع تعریف گردد. داده‌های کیفی آب پذیرنده در شرایط مختلف جهت ارزیابی تاثیر منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای مورد نیاز است.



1 - Real-time  
2 - Sinks  
3 - Sources



اکسیژن، فرایندهای فتوسنتزی و تنفسی جلبک‌های چسبیده، دمای بالا و سرعت کم (و هوادهی اتمسفری کم) در مناطق کم عمق نزدیک ساحل اتفاق افتد. بسیاری از قوانین و مقررات کشورها - اگر نه همه آنها - ناحیه اختلاط اولیه را جهت صرف نظر کردن از شبیه‌سازی سه بعدی اختلاط تخلیه پساب به رودخانه تعریف کرده اند. برای CBOD و اکسیژن محلول، فرض اختلاط سریع توده در نقطه تخلیه باعث خطای کمی می‌شود. برای سمیت آمونیاکی مانند سایر ترکیبات سمی، روش معمول این است که معیار سمیت مزمون در لبه ناحیه اختلاط و معیار سمیت حاد در انتهای نقطه لوله تخلیه کننده و در ناحیه اختلاط ترقیق اولیه برآورد شود. هرچند که تاثیر دورتر پساب‌های سمی، به میزان pH، دما و سختی آب و پساب تخلیه شده در آن بستگی دارد. تخلیه پساب از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری به روش لجن فعال به دلیل کم بودن pH خروجی آن احتمالا باعث مشکل سمیت در ناحیه اختلاط نزدیک به محل تخلیه نمی‌گردد. هرچند که در پایین دست محل تخلیه که pH برابر pH آب رودخانه می‌شود، سمیت آمونیاکی می‌تواند در مناطق دورتر اتفاق افتد.

برخی رودخانه‌ها ممکن است نیاز به تحلیل دو بعدی داشته باشند. این شرایط معمولا در رودخانه‌های عمیق یا مخازن سدهای انحرافی که گرادیان عمودی و جانبی می‌تواند مهم باشد، وجود دارد. بسته به ساختار زمین‌ریخت‌شناسی، بالادست دریاچه‌ها و مخازن می‌توانند تغییرات جانبی و طولی اکسیژن محلول از خود نشان دهند که نیاز به تحلیل دوبعدی خواهند داشت. اگر بعد دوم (عمق یا عرض) نیاز باشد، تحلیل‌گر باید تاثیر آن را در تصمیم‌گیری اقدامات کنترل آلودگی‌ها و تصفیه توجیه کند. این امر از آنجایی که مهم است که بعد اضافی در تحلیل رودخانه معمولا به جمع‌آوری داده‌های زیادی نیاز داشته و مستلزم مدل‌های بسیار پیچیده‌ای است که مقدار عامل آن را نمی‌توان در کلیه موارد مطالعاتی با اطمینان به دست آورد. بنابراین اگر مطالعه به خوبی انجام نگیرد، بعد اضافی می‌تواند تحلیل را تضعیف کرده و بر توانایی تصمیم‌گیری تاثیر منفی بگذارد. هرچند که اگر گرادیان شدید اکسیژن در جهات عمودی یا جانبی از داده‌ها مشاهده شود، باید از مدل دو بعدی استفاده کرد [۵].

تحلیل سه بعدی رودخانه‌ها هنوز در حال توسعه است. این مدل‌های پیچیده فقط برای تصمیم‌های TMDL که با روش‌های دیگر قابل ارائه نیستند، توصیه می‌شوند.

#### ۴-۲-۳- گسترش مکانی

گسترش مکانی تحلیل مدل‌سازی باید تا پایین دست ناحیه بازبایی اکسیژن محلول را پوشش دهد. این پوشش مکانی به چند دلیل لازم است:

- هوادهی از اتمسفر، عامل غالب و اصلی در ناحیه بازبایی است؛ از این رو تحلیل در این ناحیه می‌تواند اطلاعاتی از مقدار ضرایب هوادهی را ارائه نماید.
- در بسیاری از موارد، مساله اساسی، وجود نیتروفیکاسیون در رودخانه و نرخ وقوع آن به دنبال ارتقای تصفیه است. مشاهده نیتروفیکاسیون در ناحیه بازبایی اکسیژن محلول می‌تواند در تعریف محدوده نرخ نیتروفیکاسیون مورد توجه در پیش‌بینی شرایط آینده، مفید باشد.
- شواهد رشد فیتوپلانکتون یا گیاهان آبی دیگر می‌تواند با بررسی ناحیه بازبایی اکسیژن محلول بعد از ارتقای تصفیه امکان‌پذیر گردد.

اطلاعات به دست آمده از ناحیه بازبایی اکسیژن محلول تا حد زیادی وابسته به یک‌نواختی رودخانه‌هاست.



## ۴-۲-۲-۴- مقیاس زمانی

مقیاس زمانی منتخب برای انجام تحلیل باید تابعی از کیفیت مشاهده شده آب و استانداردها یا معیارهای اکسیژن محلول سامانه مورد مطالعه باشد. تحلیل اکسیژن محلول در رودخانه‌ها معمولاً می‌تواند در مقیاس زمانی فصلی به صورت حالت دائمی یا غیردائمی انجام داده شود. ارزیابی داده‌های جمع‌آوری شده کیفیت آب در طول چندین فصل جهت تعیین دوره بحرانی که باید تحلیل شود، مفید است. دوره بحرانی، اغلب در شرایط جریان کم رودخانه و دمای بالای دوره تابستان می‌باشد؛ هرچند ممکن است دوره‌هایی از زمستان نیز به دلیل پوشش یخ (محدودیت فیزیکی برای هوادهی) بحرانی باشند. پاییز نیز ممکن است به دلیل افزایش کربن آلی از منابع بالادست مانند فیتوپلانکتون و یا گیاهان آبی، کاهش شدید اکسیژن محلول را سبب شود. همچنین سیلاب‌های بهاره که مقدار زیادی بقایای آلی به همراه دارند می‌توانند باعث کاهش شدید غلظت اکسیژن محلول یا تشکیل توده‌های فیتوپلانکتونی گردند. برخی از رودخانه‌ها در بهار و قبل از ذوب برف، جریان‌های کم را تجربه می‌کنند. از این‌رو تحلیل دقیق هیدرولوژیکی جهت تعریف دوره‌های جریان بحرانی در رابطه با بیلان اکسیژن خواهی ضروری است.

پس از آن، تحلیل‌گر باید بازه زمانی مورد استفاده در تحلیل کیفیت آب را تعیین کند. چند انتخاب ممکن به ترتیب افزایش پیچیدگی عبارتند از:

- حالت دائمی؛

- حالت شبه دائمی؛ شامل:

- بارهای ثابت- جریان ثابت رودخانه و تولید شبانه روزی اکسیژن محلول توسط فیتوپلانکتون یا گیاهان آبی؛
- بارهای ثابت- جریان متغیر رودخانه؛
- بارهای متغیر- جریان ثابت رودخانه؛
- ترکیبات دیگری از موارد فوق؛

- تحلیل دینامیکی غیردائمی کامل.

در تحلیل حالت دائمی، پروفیل مکانی (طولی) غلظت از حالت تعادل (جریان رودخانه، بارهای آلاینده، دما و غیره) حاصل می‌شود. اگر تغییرات واقعی بار آلاینده، جریان رودخانه و دیگر عوامل را بتوان به طور واقع بینانه‌ای در دوره زمانی تحلیل مقداری ثابت در نظر گرفت، پروفیل غلظت محاسبه شده، میانگین غلظت واقعی آن دوره را تخمین خواهد زد.

تحلیل حالت کاملاً غیردائمی، محاسبات را برای بازه‌های نسبتاً کوتاه زمانی به صورت پی‌درپی انجام می‌دهد و مقدارهای متغیری را برای عواملی مانند جریان رودخانه، بار آلاینده و دما در بازه‌های مختلف می‌پذیرد. نتایج تحلیل، به صورت سری‌های زمانی با تغییرات زمانی و مکانی از غلظت عوامل کیفی آب می‌باشند. در عمل باتوجه به هزینه و زمان راهبری، معمولاً دوره تحت پوشش تحلیل به شرایط بحرانی محدود می‌شود.

نسخه‌های "پیوسته" مدل‌های غیردائمی، با استفاده از بازه‌های زمانی بزرگ‌تر و میانگین‌گیری از مقدار متغیرها در هر بازه زمانی، محاسبات را به دوره‌های بلندتری گسترش می‌دهند. در نتیجه، غلظت‌های محاسبه شده برای آب پذیرنده تغییرات کوتاه مدت را منعکس نمی‌کنند؛ اما روند تغییرات بلندمدت‌تری را تولید خواهند کرد. همچنین، سامانه‌های سینتیکی پیچیده‌ای در این مدل‌ها



وجود دارد که مقدار اکسیژن را به جمعیت فیتوپلانکتون (کلروفیل a) مرتبط می‌سازند که به نوبه خود توسط نور، مواد مغذی، زئوپلانکتون و دیگر عوامل کنترل می‌شوند. این مدل‌ها به صورت متغیر زمانی (غیردایمی) بوده و به داده‌های زیادی جهت واسنجی و اعتبار سنجی نیاز دارند.

در تحلیل‌های شبه دایمی معمولاً یک المان متغیر زمانی وجود دارد که در محاسباتی که اساساً حالت دایمی می‌باشند، گنجانده می‌شود. برای مثال، برنامه QUAL2E جریان‌ها و بارها را ثابت فرض کرده و آثار دینامیکی یا متغیر زمانی تابش خورشید، دما و باد را شبیه‌سازی می‌کند. تحلیل‌های شبه دایمی که از محاسبات حالت دایمی و محاسبه تغییرات زمانی اکسیژن محلول به عنوان مکمل آن استفاده می‌کند نیز برای رودخانه‌ها وجود دارد.

اندازه‌گیری و پایش ممتد داده‌ها (معمولاً اندازه‌گیری‌های اکسیژن محلول و جریان) جهت تعیین مقیاس (وضوح) زمانی مقتضی برای مدل‌سازی خودپالایی و TMDL مفید است. برای مثال، اگر مقدار اکسیژن محلول به یک مقدار ثابت کوچک در دوره‌های طولانی برسد و جریان و بارها نسبتاً ثابت باشند، آن‌گاه باید تحلیل حالت دایمی مورد استفاده قرار گیرد. در حالی که اگر میزان اکسیژن محلول نوسان کند، آن‌گاه تحلیل نیمه دینامیک یا دینامیک ارجح است. با این وجود، باید به میانگین‌گیری حالت دایمی با استفاده از دوره روزانه میانگین‌گیری قبل از مدل‌سازی پیچیده حالت دینامیک مبادرت کرد. در صورتی که شرایط میانگینی مطالعه شود، باید نوسانات حول میانگین و ارتباط بین استاندارد (مثل استاندارد میانگین روزانه یا ساعتی اکسیژن محلول) و مقادیر میانگین نیز تعیین شود. در صورت لزوم، هنگامی که از تحلیل حالت دایمی برای تخمین روند تغییرات میانگین در رودخانه‌های متغیر دینامیکی استفاده می‌شود، باید ضریب اطمینان اعمال گردد.

تغییرپذیری در بارها و شرایط بالادست لزوماً تحلیل دینامیکی را دیکته نمی‌کنند. فقط پاسخ (واکنش) متغیر معنی‌دار کیفیت آب در خلال دوره‌های بحرانی اکسیژن محلول کم است که لزوم تحلیل دینامیکی را جهت تعیین دقیق شرایط بحرانی توجیه می‌کند. تغییرپذیری شبانه روزی به واسطه فتوسنتز نیز لزوماً شبیه‌سازی دینامیکی و نیمه دینامیکی را توجیه نمی‌کند. امکان شبیه‌سازی میانگین تاثیر خالص تولید اکسیژن محلول منهای تنفس اثبات شده است؛ هرچند، نوسانات حول مقدار میانگین باید با روش‌های بدیلی اندازه‌گیری یا تخمین زده شده و به حساب آیند.

عموماً، تحلیل حالت دایمی باید مفید باشد. منابع نقطه‌ای، اکسیژن خواهی رسوبات، ورودی از آب زیرزمینی و بارهای پایه از بالادست تقریباً ثابت است یا می‌توانند به خوبی میانگین‌گیری شوند. تحلیل دینامیکی تنها در صورتی توجیه دارد که حفظ استاندارد حداقل اکسیژن محلول برای تمامی زمان‌ها یا بخش اعظمی از آن (به بیان دیگر ۹۵ درصد زمان‌ها) مورد نیاز باشد و بارهای آلاینده موجب مقادیر متغیر اکسیژن محلول در رودخانه شوند. تاثیر فتوسنتز عموماً می‌تواند با تحلیل حالت دایمی به حساب آید و یا گاهی اوقات تحلیل حالت دینامیکی ممکن است مفید باشد. انتظار می‌رود شبیه‌سازی دینامیکی، پیش‌بینی‌های مطمئن‌تری فراهم آورد؛ اما نیاز به جمع‌آوری داده‌های بیشتر و محاسبات بیش‌تری دارند. همچنین افزایش داده‌های ورودی جهت انجام تحلیل دینامیکی مشکلاتی در تفسیر صحیح نتایج ایجاد می‌کند.

بازه زمانی مناسب تحلیل تاحدودی توسط منابع اصلی آلودگی تعیین می‌شود. منابع نقطه‌ای، اکسیژن خواهی رسوب و شرایط بالادست معمولاً می‌تواند با مدل‌سازی حالت دایمی نمایش داده شوند که مقادیر میانگین زمانی بارها از این منابع را مورد استفاده قرار می‌دهد. تحلیل‌های مشابهی می‌تواند در مورد برخی منابع غیرنقطه‌ای، مانند ورودی‌ها از آب زیرزمینی، ورود از طریق شست و شوی رسوبات کف و زه‌آب‌هایی که به طور مستقیم با فرایندهای گذرا مانند رواناب بارش یا تخلیه اتفاقی مرتبط نیستند، مناسب باشد.



برعکس، ورودی‌های جرم ناشی از یک واقعه - مانند رگبارها که تولید رواناب در مناطق شهری و دیگر مناطق می‌کنند- نیاز به تحلیل متغیر زمانی (غیردایمی) یا حالت شبه دایمی خواهد داشت. تحلیل حالت شبه دایمی اغلب در شرایطی که منبع آب پذیرنده بزرگ بوده و جریان‌های اضافه شده در ناحیه مورد بررسی کم باشد، قابل استفاده است؛ هرچند برای بسیاری از این شرایط تحلیل متغیر زمانی (غیردایمی) نیاز خواهد بود.

در صورتی که داده‌های کافی موجود یا قابل دسترس باشد، تحلیل متغیر زمانی به نحو مناسب و رضایت‌بخش قابل اعمال است. پیش بینی کیفیت آینده رودخانه نیاز به شناسایی بارش یا وقایع بارش آینده برای لحاظ کردن در تحلیل ظرفیت خودپالایی و TMDL دارد. علاوه بر این، مساله اکسیژن محلول ناشی از واقعه بارش به شدت متأثر از هیدروگراف بعد از واقعه و زمین‌ریخت‌شناسی بخش پایین دست رودخانه است. از همه این‌ها گذشته، مباحث بنیادی فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی مرتبط با استانداردهای اکسیژن محلول در دوره‌های تر (پرباران) هنوز به طور کامل بررسی نشده است.

#### ۴-۲-۵- مکانیزم‌های انتقال

مکانیزم‌های انتقال که بر پخش آلاینده‌ها در رودخانه‌های جریان آزاد و نیز رودخانه‌های مختلط جزر و مدی موثر است، شامل انتقال همرفتی و انتقال پخشی است. انتقال همرفتی، انتقال توده‌ای توسط جریان است و به جز در رودخانه‌های جزر و مدی خاصی که جریان‌های شدید معکوس روی می‌دهد، معمولاً مکانیزم غالب انتقال خالص است. انتقال به واسطه پخش نشان‌دهنده اختلاط (جانبی و طولی) است که از گرادبان موضعی سرعت در توده سیال ناشی شده و معمولاً بخش کوچکی از انتقال خالص را تشکیل می‌دهد؛ به جز در رودخانه‌های جزر و مدی که انتقال خالص همرفتی تحت الشعاع اختلاط طولی ناشی از جریان‌های تناوبی و قوی معکوس جزر و مدی است.

پخش در تمامی توده‌های آبی تاحدودی وجود دارد؛ هرچند پروفیل‌های کیفیت آب، مانند غلظت اکسیژن محلول، ممکن است در مواقعی که اختلاط پخشی کوچک و یا انتقال همرفتی بزرگ است، متأثر از آن نباشد. در این شرایط، در نظر گرفتن مکانیزم پخش تأثیری در تصمیمات مدیریتی نخواهد داشت. برای رودخانه‌های خاصی که سرعت جریان کم و شکل پیچیده‌ای دارند (مانند رودخانه‌های فرعی کم تحرک که اغلب در رودخانه‌های متروکه یا مصب رودخانه‌ها وجود دارند) فرایند پخش ممکن است مولفه اصلی انتقال باشد. در نتیجه، پیچیدگی محاسبات و برنامه‌های جمع‌آوری داده، کاهش خواهد یافت.

بیان یا موازنه جریان جهت مدل‌سازی مورد نیاز است؛ بنابراین باید به اهمیت بالقوه جریان‌های ورودی و خروجی آب زیرزمینی توجه داشت. علاوه بر آن، باید جریان شاخه‌های فرعی مهم و منابع آلودگی در مدل لحاظ شود. محاسبه موازنه جریان در توسعه مدل موضوع کم اهمیتی نیست. از آن‌جاکه معمولاً بده جریان دایمی (مثلاً ماهانه) در ایستگاه‌های متوالی در طول رودخانه از محاسبه میانگین زمانی داده‌های اندازه‌گیری جریان به دست می‌آید، موازنه جریان ممکن است تا حدی مشکل برقرار شود که دلیل آن زمان پیمایش لازم برای انتشار موج جریان به پایین دست و عکس‌العمل‌گذاری حوضه آبریز به وقایع بارش در فاصله بین ایستگاه‌های متوالی است. هرگونه ناهم‌خوانی در طول رودخانه در بیان داده‌های میانگین‌گیری شده جریان ایستگاه‌ها شامل ورودی‌های معلوم (یا تخمین زده شده) منابع نقطه‌ای از محل‌های تخلیه آلاینده و شاخه‌های فرعی اندازه‌گیری شده معمولاً به جریان‌های اندازه‌گیری نشده شاخه‌های فرعی یا جریان آب زیرزمینی نسبت داده می‌شود. هر منبع آلودگی که در مدل لحاظ می‌شود نیز باید مستند به

داده‌هایی یا تخمین‌هایی باشد تا غلظت ترکیبات مهم مانند اکسیژن محلول، BOD و  $\text{NH}_3$  را برای محاسبه نرخ جریان جرمی آلاینده توصیف کند.

داده‌های مساحت مقطع جریان، عمق و زمان پیمایش (یا سرعت) به عنوان تابعی از بده جریان، برای بده جریان‌هایی که داده‌های کیفی آب برای آنها جمع‌آوری گردیده و در رژیم‌های جریان بحرانی که برای پیش‌بینی شرایط آینده مورد استفاده قرار می‌گیرند، لازم است.

#### ۴-۲-۳- اندرکنش آلاینده‌های آب

دینامیک اکسیژن محلول بستگی به اندرکنش اجزا و فرایندهای بسیاری دارد. اجزا شامل اکسیژن محلول، BOD کربنی، آمونیاک، نیتريت، دما و در برخی موارد فیتوپلانکتون، پری فایتون و گیاهان آبی می‌شود. این اجزا و فرایندها را می‌توان با مجموعه‌ای از معادلات چفت شده موازنه جرم مدل کرد. انتخاب اجزا و فرایندها باید بر مبنای فاکتورهایی که مختص محل و مساله هستند، انجام گیرد. اصول و منطق انتخاب مجموعه خاصی از متغیرها باید در مراحل اولیه مطالعه ارائه شود و باید شامل بررسی داده‌های کیفی مشاهده شده آب، در نظر گرفتن متغیرهایی که محاسبات روی آنها انجام می‌شود و برقراری ارتباط بین چارچوب انتخاب شده تحلیل با تصمیماتی که در جمع‌بندی پروژه گرفته خواهد شد، باشد.

در برخی شرایط، مبه‌ویژه در سامانه‌هایی با اکسیژن محلول کم، فرمول‌بندی سینتیکی غیرخطی مورد توجه قرار می‌گیرد. فرمول‌بندی غیر خطی مورد استفاده، معمولاً سینتیک نوع میکالیس است که در آن نرخ واکنش‌ها با افت گونه‌های شیمیایی کاهش می‌یابد. اکسیژن محلول یکی از گونه‌های شیمیایی است که این نوع فرمول‌بندی سینتیکی را کنترل می‌کند. مشخصاً ثابت شده است که نرخ نیتریفیکاسیون با میزان اکسیژن محلول در غلظت‌های ۲ میلی‌گرم بر لیتر و کم‌تر از آن کنترل می‌شود.

بسیاری از مدل‌ها از چارچوب ساده شده‌ای استفاده می‌کنند که از برخی فرایندها صرف‌نظر کرده یا آنها را باهم ترکیب می‌کنند. برای مثال، در سامانه‌هایی که فتوسنتز و تنفس اجزای کوچکی از موازنه کلی اکسیژن هستند، عبارات و معادلات مربوط می‌توانند در تحلیل کنار گذاشته شوند. مدل‌های ساده و روش‌های محاسبه دستی، اغلب چرخه نیتروژن را با یک تک معادله نیتریفیکاسیون نمایش می‌دهند، یا BOD نیتروژنی و کربنی را در یک جزء واحد بیان‌گر BOD کل، ترکیب می‌کنند.

حتی هنگامی که چرخه نیتروژن در یک تک معادله BOD تلفیق نمی‌شود، مدل‌ها در تعداد مراحل چرخه باهم فرق می‌کنند. توالی کامل چرخه باید شامل هیدرولیز نیتروژن آلی به آمونیاک و اکسیداسیون آمونیاک به نیتريت و نترات باشد. با این وجود، بسیاری از مدل‌ها نیتروژن آلی را به عنوان جزء مجزایی در نظر نمی‌گیرند. در بسیاری شرایط تمایز بین غلظت نیتروژن آلی و آمونیاک، به جای تعریف بار اکسیژن خواهی نیتروژنی (NOD یا NBOD) بر مبنای غلظت نیتروژن کل کدال (TKN) که ترکیبی از هر دو فرم نیتروژن است، ضروری و مهم است. تاخیرهای زمانی و مکانی در پروفیل نتیجه شده اکسیژن محلول، به واسطه این واکنش متوالی ممکن است قابل ملاحظه باشد. اگر در واسنجی و اعتبارسنجی، دو نوع نیتروژن باهم ترکیب شوند، نرخ ظاهری نیتریفیکاسیون ( $K_n$ ) کم‌تر از نرخ واقعی نیتریفیکاسیون درجه اول آمونیاک خواهد بود. نسبت TKN به  $\text{NH}_3 - \text{N}$  بر مقدار نرخ کلی اکسیداسیون موثر است. هنگامی که این نسبت بعد از تصفیه تغییر کند، مدل ساز با عدم قطعیت بیش‌تری مواجه خواهد بود. بسیاری از مدل‌ها توانایی در نظر گرفتن نیتروژن آلی و فسفر آلی را دارند. بسیاری از مدل‌ها نیتريت را در نظر نمی‌گیرند و بنابراین در معادلات، آمونیاک مستقیماً به نترات تبدیل می‌شود. در بسیاری از شرایط، غلظت مشاهده شده و محاسبه شده بسیار کم بوده یا

تمایل به یکنواخت شدن دارد که عدم قطعیت ناشی از این ساده سازی را کاهش می‌دهد. باید توجه شود در مواقعی که مشکلات جلبک حاد باشد،  $\text{NH}_3$  می‌تواند مستقیماً توسط جلبک استفاده شود.

تاثیر فیتوپلانکتون و دیگر گیاهان آبی می‌تواند در چند سطح تحلیل شود (جدول ۴-۱). سطح A که از مقادیر اندازه‌گیری شده فتوسنتز و تنفس (P-R) و داده‌های تغییرات شبانه روزی اکسیژن محلول استفاده می‌کند، ممکن است در بسیاری موارد مناسب باشد. هنگامی که تغییرات مهمی در مواد مغذی یا ضریب خاموشی نور پیش بینی می‌شود، سطح B تحلیل باید مورد توجه قرار گیرد. سطح C، مقیاس کامل تغذیه‌گرایی را ارائه می‌کند و هزینه‌های پروژه ناشی از داده‌ها و مدل‌سازی را به چندین برابر افزایش می‌دهد. این سطح تحلیل در مواردی که تولید و مصرف فتوسنتزی اکسیژن غالب است و هزینه‌های زیست‌محیطی یا کنترل آلودگی قابل ملاحظه است، مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تحلیل تغذیه‌گرایی نیاز به مدل‌هایی جهت شبیه‌سازی دینامیکی مواد مغذی و جلبک دارد. معمولاً فسفر و نیتروژن تنها مواد مغذی مورد توجه هستند؛ هرچند در مواقعی که دیاتومه‌ها جزء غالب جمعیت فیتوپلانکتونی باشند، سیلیکا نیز اهمیت می‌یابد. فرایندهای اصلی شامل جذب توسط جلبک، دفع از جلبک، آزادسازی از کف و نیتریفیکاسیون می‌باشند. پرفایتون و گیاهان آبی به ندرت در مدل‌های کیفی آب مورد توجه قرار می‌گیرند که دلیل آن مشکل بودن برآورد توده زیستی این عوامل است؛ هرچند که این ارگانیزم‌های فتوسنتزی می‌توانند اجزای اصلی موازنه اکسیژن و مواد مغذی، مبه‌ویژه در رودخانه‌های کم عمق، باشند. از چارچوب تحلیلی سطح A می‌توان برای برآورد تغییرات شبانه روزی اکسیژن محلول به خاطر گیاهان آبی استفاده کرد. شیوه‌های مدل‌سازی کمی‌تر نیاز به معادلات مشابه آنچه که برای جلبک استفاده می‌شود دارند؛ با این تفاوت که عبارت ته نشینی با یک عبارت مرگ و میر غیرشکاری جایگزین می‌شود. روشی بدیل، استفاده از داده‌های میدانی برای در نظر گرفتن اثر خالص فتوسنتزی جلبک، پرفایتون و گیاهان آبی ریشه دار به صورت عبارت کلی (P-R) در مدل موازنه اکسیژن است.

جدول ۴-۱- روش‌های تحلیل فیتوپلانکتون و گیاهان آبی

A	مقدار P-R و یا نوسانات شبانه روزی DO را اندازه بگیرید؛ مقادیر اندازه‌گیری شده را در مدل‌های حالت دائمی و شبه دائمی به کار برید.
B	کلروفیل a، نور، خاموشی نور و مواد مغذی را اندازه بگیرید؛ نتایج را در مدل‌های حالت دائمی و شبه دائمی به کار برید. با داده‌های P-R و نوسانات شبانه روزی مقایسه کنید. P-R را محاسبه کنید.
C	کلروفیل a، مواد مغذی، اکسیژن محلول و غیره را مدل کنید. با واسنجی و اعتبارسنجی، چارچوب مدل‌سازی متغیر زمانی (غیردائمی) و غیرخطی مورد نیاز است.

علاوه بر تحلیل اکسیژن محلول، سمیت آمونیاک نیز ممکن است مهم باشد. سمیت آمونیاک به واسطه آمونیاک یونیزه نشده می‌باشد. بخش یونیزه نشده آمونیاک کل با pH و دما افزایش می‌یابد. بسیاری از مدل‌های کیفی موجود، آمونیاک یونیزه نشده با pH را مدل نمی‌کنند. بنابراین تحلیل‌های ظرفیت خودپالایی و TMDL‌هایی که شامل سمیت آمونیاک هستند، معمولاً باید بر مبنای شبیه‌سازی آمونیاک کل همراه با اندازه‌گیری‌های میدانی pH و دما باشند. غلظت آمونیاک یونیزه نشده را می‌توان از آمونیاک کل برآورد شده توسط مدل محاسبه کرد. مدل‌هایی برای سمیت آمونیاکی وجود دارد، مانند STREAM DO که توسط EPA تهیه شده است.



### ۴-۳- بررسی روش‌ها و مدل‌های شبیه‌سازی کیفیت آب رودخانه

در این بخش واژه "مدل" طبق واژه‌شناسی رایج، به برنامه‌های کامپیوتری اطلاق می‌شود. هرچند برنامه‌های کامپیوتری قبل از آن‌که کاربر آنها را با استفاده از مرزها، توپوگرافی، هیدرولوژی، تولید و انباشت آلودگی و شستگی آن، شکل و ترکیب رودخانه و اندرکنش آلاینده‌های مختص محل مورد مطالعه و معرف حوضه آبریز و آب پذیرنده، نسازد مدل نیستند.

چنانچه بیان شد، تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL ممکن است بسته به نتایج مطالعه توصیفی، نیاز به توسعه مدل حوضه آبریز یا مدل کیفیت آب پذیرنده یا هر دو داشته باشد. مطالعات ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL، چارچوبی جهت مدیریت منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای آلودگی موثر در افت کیفیت منابع آب ایجاد می‌کند. هرچند که در بسیاری از موارد مشکلات اکسیژن محلول در خلال شرایط کم آب در رودخانه‌هایی که منابع نقطه‌ای عامل اصلی بار آلاینده آن بوده مشاهده شده است، لکن ممکن است در مواردی که منابع غیرنقطه‌ای بر میزان اکسیژن محلول تاثیر مهمی دارد، بررسی خاصی مورد نیاز باشد. این شرایط ایجاب می‌کند که بررسی و انتخاب مدل حوضه‌ای مناسب صورت گیرد. مدل منتخب باید بیان‌گر فرایندهای غالب در آب بوده و اطلاعات مدیریتی لازم در مورد مقدار و تغییر پذیری بارهای آلاینده را فراهم نماید و در نهایت امکان ارزیابی پیامدهای گزینه‌های متنوع مدیریت حوضه آبریز را در اختیار بگذارد. مدل‌های حوضه‌ای در این راهنما منظور نشده‌اند، با این حال توضیحاتی در مورد یک سامانه حوضه‌ای ارائه شده است.

در این راهنما، تعدادی از مدل‌های کیفیت آب پذیرنده با توانایی کاربرد در تحلیل تغییرات اکسیژن محلول رودخانه‌ها انتخاب شده است. انتخاب مدل نباید به مدل‌های بحث شده در این راهنما محدود گردد. برنامه‌های کامپیوتری (مدل‌های) دیگری که برای پروژه قابل دسترس است نیز باید مورد توجه قرار گیرد. بحثها و معیارهای ارائه شده در این راهنما می‌توانند به عنوان ارکان انتخاب مدل مورد استفاده قرار گیرند.

### ۴-۳-۱- روش حل تحلیلی ساده<sup>۱</sup>

مسائل نسبتاً ساده BOD/DO و تغذیه‌گرایی رودخانه‌ها را در حالت دائمی می‌توان به روش ساده حل تحلیلی و بدون استفاده از مدل شبیه‌سازی حل کرد. مدل‌های انتخاب شده براساس افزایش پیچیدگی آنها عبارتند از:

### ۴-۳-۲- برنامه روش ساده شده برای تخلیه‌کننده‌های متعدد<sup>۲</sup> (Multi-SMP)

این برنامه، روش تحلیلی ساده‌شده‌ای است که EPA برای تعیین محدودیت‌های پساب تصفیه‌خانه‌هایی که به رودخانه‌های کم آب تخلیه می‌شوند، تهیه کرده است. این مدل چهار متغیر کیفی آب شامل اکسیژن محلول، CBOD، NBOD و آمونیاک یونیزه نشده را در حالت دائمی و یک‌بعدی شبیه‌سازی می‌کند. فرایندهای کیفی آب شامل هوادهی، اکسیژن زدایی، نیتریفیکاسیون و اکسیژن‌خواهی رسوبات است. مدل بیش از ده نقطه تخلیه را در نظر می‌گیرد. این مدل اساساً برای شرایطی که محدودیت منابع برای تحلیل و نیز محدودیت نسبی داده‌ها و اطلاعات وجود دارد، تدوین شده است. این مدل را از آژانس محیط زیست آمریکا CEAM<sup>۳</sup> می‌توان تهیه کرد [۹].



1 - Simplified Analytical Methods

2 - Simplified Method Program for Multiple Dischargers

3 - Center for Exposure Assessment Modeling, Athens, Georgia, USA

### ۴-۳-۳- مدل‌های QUAL2E<sup>1</sup>، QUAL2E-UNCAS<sup>2</sup> و QUAL2K

مدل‌های یک بعدی (طولی) کیفیت آب هستند که جریان دایمی (دایمی از نظر هیدرولیکی) را در نظر می‌گیرند؛ لکن امکان شبیه‌سازی تغییرات شبانه روزی دما یا فتوسنتز و تنفس جلبک را می‌دهند. QUAL2E، رودخانه را به صورت قطعه قطعه و بخش‌های غیریک‌نواختی که یک بازه از رودخانه<sup>۳</sup> را تشکیل می‌دهند، شبیه‌سازی می‌کند. تاثیرات برداشت‌ها از رودخانه، انشعابات از رودخانه و شاخه‌های فرعی ورودی به رودخانه نیز در نظر گرفته می‌شود. متغیرهای کیفی آب در شبیه‌سازی شامل مواد پایستار، دما، باکتری، CBOD، DO، آمونیاک، نیتريت، نترات و نیتروژن آلی، فسفات و فسفر آلی و جلبک می‌باشد. از QUAL2E برای تعیین TMDL های رودخانه‌ها و مجوزهای تخلیه در ایالات متحده و دیگر کشورها استفاده زیادی می‌شود. این مدل با حدود ۳۰ سال سابقه کاربرد، ابزاری موثر و کارآمد شناخته شده است. ویرایش سوم QUAL2E که به QUAL2E-UNCAS موسوم است، چندین روش تحلیل عدم قطعیت را در ارزیابی ریسک به کار می‌گیرد. این مدل از CEAM قابل تهیه است.

QUAL2K (یا Q2K)، ویرایشی مدرن‌تر از مدل QUAL2E (یا Q2E) است. Q2K از چهار منظر زیر مشابه Q2E است:

- هیدرولیک حالت دایمی: جریان به صورت غیر یکنواخت و دایمی شبیه‌سازی می‌شود.
  - بیلان حرارتی شبانه‌روزی: بیلان حرارتی و دما به عنوان تابعی از عوامل هواشناسی در مقیاس شبانه‌روزی شبیه‌سازی می‌شود.
  - سینتیک شبانه‌روزی کیفیت آب: تمامی متغیرهای کیفیت بر اساس مقیاس شبانه‌روزی شبیه‌سازی می‌شوند.
  - ورودی‌های حرارت و جرم: بارها و برداشت‌های نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای، شبیه‌سازی می‌شوند.
- چارچوب مدل Q2K ویژگی‌های جدید زیر را دارد:
- در این مدل کانال به صورت عمودی و جانبی، اختلاط کامل در نظر گرفته شده و به صورت یک بعدی مدل می‌شود. Q2K تحت زبان ماکرو ویندوز برنامه نویسی شده و از Excel برای این منظور استفاده کرده است. Q2K ویژگی‌های ویژه زیر را نیز دارد:
- تقسیم‌بندی بازه‌ها: Q2E سامانه را به بازه‌هایی متشکل از المان‌هایی با طول مساوی تقسیم می‌کند؛ در حالی که Q2K قادر به استفاده از المان‌های غیرمساوی است. علاوه بر آن بارگذاری‌ها و برداشت‌های متعددی به عنوان ورودی هر بازه قابل اعمال است.
  - BOD کربنی: Q2K از دو فرم BOD کربنی برای کربن آلی استفاده می‌کند؛ فرم با نرخ کند اکسیداسیون (CBOD کند) و فرم با نرخ تند اکسیداسیون (CBOD تند). علاوه بر آن، مواد آلی غیر زنده (شامل کربن ذره‌ای، نیتروژن و فسفر با استوکیومتری ثابت) نیز مدل می‌شوند.
  - بی‌اکسیژنی: Q2K در مقادیر کم اکسیژن، حالت بی‌اکسیژنی را با کاهش واکنش‌های اکسیداسیون به صفر مدل می‌کند. علاوه بر آن، دی‌نیتریفیکاسیون به عنوان واکنش درجه اول و در غلظت‌های کم اکسیژن مدل می‌شود.



1 - Stream Water Quality Model  
2 - Stream Water Quality Model – Uncertainty Analysis  
3 - Reach

- اندرکنش‌های رسوب- آب: شار رسوب-آب، اکسیژن محلول و مواد مغذی به صورت داخلی و نه بر اساس مقادیر پیش فرض مدل می‌شوند. شارهای SOD و مواد مغذی به عنوان تابعی از مواد آلی معلق ته‌نشین شده، واکنش‌های موجود در رسوب و غلظت‌های فرم‌های محلول در توده آب، شبیه سازی می‌شوند.
- جلبک کف: این مدل جلبک چسبیده به کف را به صورت صریح مدل سازی می‌کند.
- خاموشی نور: خاموشی نور به صورت تابعی از جلبک و جامدات غیر آلی محاسبه می‌شود.
- pH: هم قلیابیت و هم کربن غیر آلی کل شبیه‌سازی می‌شوند. pH رودخانه بر اساس این دو کمیت مدل سازی می‌شود.
- پاتوژن‌ها: یک پاتوژن کلی شبیه‌سازی می‌شود. حذف پاتوژن‌ها به عنوان تابعی از دما، نور و ته‌نشینی تعیین می‌شود.

#### ۴-۳-۴- برنامه شبیه‌سازی تحلیل کیفیت آب (WASP5)<sup>۱</sup>

این برنامه، یک سامانه مدل سازی دینامیکی چند بخشی است که می‌تواند جهت تحلیل مسایل متعدد کیفیت آب به صورت یک، دو و سه بعدی مورد استفاده قرار گیرد. WASP5، انتقال و تبدیل آلاینده‌های متداول و سمی را در ستون آب و کف برکه‌ها، دریاچه‌ها، مخازن، رودخانه‌ها، خورها و آب‌های ساحلی شبیه‌سازی می‌کند. سامانه مدل‌سازی WASP5 چهار موضوع اصلی را در نظر می‌گیرد: هیدرودینامیک، انتقال جرم پایستار، سینتیک تغذیه‌گرایی- اکسیژن محلول (EUTRO5) و دینامیک مواد شیمیایی سمی- رسوب (TOXI5). این سامانه مدل‌سازی هم‌چنین شامل یک برنامه مستقل هیدرودینامیکی، DYNHYD5 است که انتقال آب را شبیه‌سازی می‌کند. WASP5 به همراه برنامه‌های ضمیمه آن، یعنی TOXI5، EUTRO5 و DYNHYD5 از CEAM قابل تهیه است.

#### ۴-۳-۵- برنامه شبیه‌سازی هیدرولوژیکی- فورترن (HSPF)<sup>۲</sup>

بسته نرم افزاری جامعی است که شبیه‌سازی پیوسته هیدرولوژی حوضه آبریز و کیفیت آب را برای آلاینده‌های متعارف و سمی آلی انجام می‌دهد. HSPF، مدل رواناب کشاورزی (ARM)<sup>۳</sup> در مقیاس حوضه آبریز و مدل منابع غیرنقطه‌ای را در قالب تحلیل در کل حوضه<sup>۴</sup> ترکیب می‌کند که شامل زوال و انتقال و تبدیل در کانال یک بعدی رودخانه‌هاست. HSPF، مدل جامع هیدرولوژیکی حوضه آبریز و کیفیت آب است که امکان شبیه‌سازی تلفیقی فرایندهای رواناب آلاینده زمین و خاک با هیدرولیک رودخانه و اندرکنش رسوب و مواد شیمیایی را دارد. HSPF مدل بسیار پیچیده‌ای است که نیاز به منابع فوق العاده زیادی جهت توسعه و کاربرد دارد. HSPF از CEAM قابل تهیه است [۵].



- 1 - Water Quality Analysis Simulation Program
- 2 - Hydrologic Simulation Program - Fortran
- 3 - Agriculture Runoff Model
- 4 - Basin-Scale

جدول ۴-۲- مقایسه مدل‌ها: اجزای مدل شده

مدل	QUAL2E	CE-QUAL-RIV1	WASP5	HSPF	Multi-SMP
DO	×	×	×	×	×
BOD یا CBOD کل	×	×	×	×	×
NBOD	Δ		Δ	×	×
SOD	◆	◆	◆	◆	◆
Temp	×	×	◆	×	◆
Tot P			×	×	
Org P	×		×	×	
PO <sub>4</sub>	×	×	×	×	
Tot N			×	×	
Org N	×	×	×	×	
NH <sub>3</sub>	×	×	×	×	×
NO <sub>3</sub>	×			×	
NO <sub>2</sub>	×	×	×	×	
کربن				×	
جلبک یا کلروفیل a	×	×		×	
زئوپلانکتون			◆	×	
pH			◆	×	◆
قلیابیت				×	◆
TDS	×		×	×	
باکتری کلیفرمی	×	×		×	
سایر	مواد پایستار و غیرپایستار اختیاری	آهن و منگنز محلول	کاربر می‌تواند زیربرنامه‌هایی جهت مدل کردن اجزای دیگر اضافه کند	کل کربن غیرآلی	



جدول ۴-۳- مقایسه مدل‌ها: خلاصه‌ای از توانایی‌ها

مدل	مقیاس زمانی	مقیاس مکانی	تک واقع یا پیوسته	توده آبی	نرخ بارهای قابل قبول	نرخ بارگذاری قابل قبول	فرایندهای شبیه‌سازی شده			
							پارامترهای کیفیت آب که مدل می‌شوند	شیمیایی / زیستی	فیزیکی	پارامترهای واسنجی و اعتبارسنجی
QUAL2E	حالت دائمی و حالت دائمی متغیر روزانه کیفیت	یک بعدی	—	شبکه رودخانه‌ای	منابع متعدد نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای	ثابت	DO, CBOD, دما, آمونیاک، نیترات، نیتريت، جلبک، فسفر، کلیفرم، مواد ناپایستار اختیاری، سه ماده پایستار	زوال درجه ۱ برای DO, NBOD, CBOD, اکسیژن خواهی کف CBOD, ته نشینی، چرخه مواد مغذی- جلبک	ترقیق، همرفت، هوادهی، بیان حرارتی	جریان، سرعت، غلظت
CE- QUAL- RIV1	دینامیکی	یک بعدی	تک واقع یا پیوسته	شبکه رودخانه‌ای	منابع متعدد نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای	ثابت	DO, CBOD, دما, آمونیاک، نیترات، جلبک، کلیفرم، فسفات، نیتروژن آلی	زوال درجه ۱ برای DO, CBOD, BOD, ته نشینی چرخه مواد مغذی- جلبک	ترقیق، همرفت، هوادهی، بیان حرارتی	جریان، سرعت، غلظت
WASP5	دینامیکی	یک، دو و سه بعدی	تک واقع یا پیوسته	شبکه رودخانه‌ای	منابع متعدد نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای	ثابت یا متغیر زمانی	DO, BOD, کلروفیل -a، نیتروژن آلی، آمونیاک، نیتريت، نیترات، فسفر آلی، ارتوفسفات	زوال درجه ۱ برای DO, CBOD, ته نشینی، اکسیژن خواهی کف، فتوستتز، تنفس، چرخه مواد مغذی- جلبک	ترقیق، همرفت، پخش، هوادهی	جریان، سرعت، غلظت
HSPF	دینامیکی	یک بعدی	تک واقع یا پیوسته	شبکه رودخانه‌ای	منابع متعدد نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای	ثابت یا متغیر زمانی	دما، DO, BOD, مواد مغذی، آفت کش، رسوب و مواد شیمیایی آلی	زوال درجه ۱ برای DO, NBOD, CBOD, DO, هیدرولیز، اکسیداسیون، فتولیز، تجزیه، زیستی، فراریت، جذب، ته نشینی، اکسیژن خواهی کف، فتوستتز، تنفس، چرخه مواد مغذی- جلبک	ترقیق، همرفت، هوادهی، بیان حرارتی	جریان، سرعت، غلظت
Multi- SMP	حالت دائمی	یک بعدی	—	شبکه رودخانه‌ای	منابع متعدد نقطه‌ای	ثابت	DO, CBOD, NBOD، آمونیاک یونیزه نشده	زوال درجه ۱ برای DO, NBOD, CBOD, اکسیژن خواهی کف	ترقیق، همرفت، هوادهی	جریان، سرعت، غلظت

جدول ۴-۴ مقایسه مدل‌ها داده‌های ورودی مورد نیاز

سایر	نرخ واکنش‌ها	پساب ورودی	کیفیت آب	هیدرولیکی	هیدرولیکی	هیدرولوژیکی	هوشناسی	هندسی	مدل
مختصات عرض و طول جغرافیایی و ارتفاع حوضه، روز از سال، گام‌های زمانی محاسبات، حداقل DO هدف، منابع تقویت جریان، ورودی‌ها و خروجی‌های فرعی از رودخانه	نرخ هواهی، اکسیداسیون، ته نشینی، ضرایب نیمه اشیاع مواد مغذی و فاکتورهای تصحیح دما	بده و غلظت جریان	غلظت جریان ورودی، دما، BOD، DO، اجزای پایستار، شرایط اولیه و غلظتس اجزا در مرز بالادست	ضرایب رگرسیون سرعت - بده جریان، یا زبری کف (n ماینینگ)، عرض کف، شیب کناره و کانال برای مقاطع دوزنقه ای	بده سراب و ورودی‌های فرعی، برداشت‌ها	ضرایب (اختیاری) پوشش ابر، فشار بارومتریک، دمای خشک و تر، سرعت باد، ضرایب تیخیر، تشعشع خالص خورشید، ضریب کاهش گرد و خاک، داده‌های هواشناسی متغیر هر بازه در حالت شبیه‌سازی دایمی دما	طول رودخانه، نحوه اتصال، طول المان‌های محاسباتی	QUAL2E	
جریان‌ها، گام‌های زمانی محاسبات، مختصات عرض و طول جغرافیایی و ارتفاع حوضه	نرخ هواهی، اکسیداسیون، ته نشینی، ضرایب نیمه اشیاع مواد مغذی و فاکتورهای تصحیح دما	بده و غلظت جریان	غلظت جریان ورودی، دما، BOD، DO، شرایط اولیه و مرزی برای تمام شرایط و تمام متغیرهای حالت‌مدل شده	زبری کف (n ماینینگ) سری‌های زمانی جریان، هندسه مساحت مقطع، ارتفاع کف	بده سراب و ورودی‌های فرعی، برداشت‌ها	ضرایب (اختیاری) پوشش ابر، فشار بارومتریک، دمای تر و خشک، سرعت باد، ضریب کاهش گرد و خاک	طول رودخانه، نحوه اتصال	CE-QUAL-RIV1	
جریان‌ها، گام‌های زمانی محاسبات، فاکتور تبدیل مقیاس، اکسیرن‌خواهی رسوب، شار مواد مغذی از کف، ضریب خاموشی	نرخ هواهی، اکسیداسیون، ته نشینی، ضرایب نیمه اشیاع مواد مغذی و فاکتورهای تصحیح دما	سری‌های زمانی بارگذاری برای تمامی متغیرهای حالت کیفی مدل شده	غلظت جریان ورودی، دما، BOD، DO، شرایط اولیه و مرزی برای تمامی متغیرهای حالت مدل شده	ضرایب رگرسیون سرعت - بده جریان (حالت دایمی) هندسه مساحت مقطع، ارتفاع کف، سری حجم قطعه‌ها، جریان و زبری کف (n ماینینگ)	سری‌های زمانی بده سراب و جریان‌های فرعی	سری زمانی تشعشعات خورشیدی، سرعت و جهت باد، مدت ساعت آفتابی، دما	طول، عرض و جهت کانال، نحوه اتصال، مساحت و عمق هر قطعه	WASP5	

ادامه جدول ۴-۴ مقایسه مدل‌ها داده‌های ورودی مورد نیاز

سایر	واکنش‌ها	نرخ واکنش‌ها	پساب ورودی	کیفیت آب	هیدرولیکی	هیدرولوژیکی	هواشناسی	هندسی	مدل
			بده و غلظت جریان	غلظت جریان ورودی و رواناب، دما، اکسیژن خواهی کف، آلاینده‌های آلی سمی	حجم و بده/ عمق هر بازه، شیب متوسط کانال، زمان عبور جریان برای بده میانگین، سرعت در بده میانگین، زبری (n)	به صورت داخلی محاسبه می‌شود	تشمع خورشیدی، پوشش ابر، دمای هوا دمای نقطه شبنم، سرعت باد، بارش و نرخ تبخیر	جدول‌های بخش طول المان محاسباتی، مساحت حوضه زهکشی	HSPF
استاندارد کیفیت آب	نرخ هوادهی و واکنش، فاکتورهای	بده و غلظت جریان	بده و غلظت جریان	غلظت جریان ورودی، دمای رودخانه و نیاز		بده سراب و ورودی‌های فرعی		طول رودخانه، بازه‌های بکناخت	Multi-SMP

(توجه: داده‌های هواشناسی، اختیاری هستند)

جدول ۴-۵- سلسله مراتب مدل‌ها براساس ویژگی‌های منتخب

مدل‌ها (به ترتیب افزایش پیچیدگی)	منابع متعدد نقطه‌ای BOD	منابع پخش شده CBOD	اکسیژن خواهی کف	تولید خالص جلبک	پخش طولی	ته نشینی BOD	بارهای مواد زاید و کیفیت آب متغیر زمانی	جریان متغیر زمانی
QUAL2E	×	×	♦	Δ	×	•	+	
CE-QUAL-RIV1	×	×	♦		♦		×	×
WASP5	×	×	♦	Δ	♦	×	×	×
HSPF	×	×	×	×	×	×	×	×
Multi-SMP	×	∇	♦			♦		

× ویژگی موجود؛

♦ مشخص شده (یعنی به عنوان تابع ورودی به مدل)؛

Δ در چرخه مواد مغذی - جلبک شبیه‌سازی می‌شود؛

∇ به طور تخمینی با بار ورودی در ابتدای هر بخش مدل می‌شود؛

• با ایجاد  $Kr > Kd$  می‌تواند مدل شود؛

+ فقط هواشناسی.

#### ۴-۳-۶- CE-QUAL - RIV1<sup>۱</sup>

مدل کیفی یک بعدی و تمام دینامیک رودخانه‌های است. مدل از دو زیرمدل تشکیل شده است: مدل هیدرودینامیک (RIV1H) که می‌تواند مستقل استفاده شود و مدل کیفیت آب (RIV1Q) که نیاز به خروجی‌های RIV1H یا مدل متداول دیگری دارد. ده متغیر کیفیت آب می‌تواند، مدل شود: دما، DO، BOD، کربنی، نیتروژن آلی، آمونیاک، نترات، فسفات، آهن محلول، منگنز محلول و باکتری‌های کلیفرمی. علاوه بر آن، اندرکنش‌های فتوسنتز و تنفس جلبک/ماکروفیت و مواد مغذی را در نظر می‌گیرد. CE-QUAL-RIV1، از USACE<sup>۲</sup> قابل تهیه است.

#### ۴-۳-۷- RIVMOD<sup>۳</sup>

مدل عددی، هیدرودینامیکی و انتقال رسوب در رودخانه‌هاست که توزیع طولی جریان و غلظت رسوب را در یک بعد در امتداد رودخانه در طول زمان توصیف می‌کند. این مدل می‌تواند به عنوان گزینه‌ای برای DYNHYD5 مورد استفاده قرار گیرد. RIVMOD بر مبنای روش عددی ضمنی چهارگرهی و DYNHYD5 براساس روش عددی صریح کار می‌کند. RIVMOD از CEAM قابل تهیه است.



1 - Fully dynamic one – dimensional riverine water

2 - US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi

3 - Basin-Scale

سه مدل از میان مدل‌های بحث شده (WASP5، HSPF، CE-QUAL-RIV1) هنگامی که به صورت کاملاً دینامیکی استفاده شوند، کاملاً پیچیده بوده و نیاز به تحلیل‌گران کارآزموده دارند.

مشخصات شاخص پنج مدل اول در جدول‌های ۴-۲ تا ۴-۵ خلاصه شده است. از آنجائی که QUAL2E احتمالاً پرکاربردترین مدل کامپیوتری در پیش بینی آثار آلاینده‌های متعارف در رودخانه‌هاست، این مدل به عنوان مرجع مقایسه دیگر مدل‌ها با آن استفاده شده است. اطلاعات ارایه شده در سه جدول نخست (اجزاء، توانایی‌ها، و داده‌های ورودی) اساساً فنی بوده و جهت ارزیابی قابلیت مدل در شبیه‌سازی ویژگی‌های مهم فیزیکی و بیوشیمیایی مساله استفاده می‌شوند.

### ۴-۳-۸- سامانه<sup>۱</sup> BASINS

BASINS، یک سامانه تحلیل زیست‌محیطی چند منظوره است که برای مطالعات حوضه‌ای کیفیت آب به منظور بهبود ارزیابی و تجمیع منابع آلاینده نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای در سطح حوضه آبریز و مدیریت کیفیت آب توسط EPA تهیه شده است [۱۱]. این سامانه، با روش‌های مناسبی مجموعه‌های بسیاری از داده‌های کلیدی زیست محیطی را تحلیل می‌کند. انواع زیادی از برنامه‌های زیست محیطی می‌توانند از این سامانه در مراحل گوناگون برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری مدیریت زیست محیطی بهره‌گیرند.

سه هدف اصلی این سامانه عبارتند از:

- تسهیل بررسی‌های اطلاعات زیست محیطی؛
- پشتیبانی تحلیل سامانه‌های زیست محیطی؛
- ارایه چارچوبی برای بررسی گزینه‌های مدیریتی.

با توجه به اینکه امروزه بسیاری از سازمان‌های زیست محیطی در جهان در جهت شیوه مدیریت در سطح حوضه آبریز حرکت می‌کنند، سامانه BASINS برای پشتیبانی مطالعات زیست محیطی و اکولوژیکی در قالب حوضه آبریز طراحی شده است. یکی از کاربردهای مهم این سامانه، پشتیبانی تدوین TMDL برای آلاینده‌های مختلف از منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای و نیز ارزیابی گزینه‌های مختلف مدیریتی است. این سامانه خیلی انعطاف پذیر است، به طوری که می‌تواند تحلیل را در مقیاس‌های گوناگون و با ابزارهای ساده تا پیچیده انجام دهد.

سامانه BASINS بر خلاف شیوه‌های سنتی ارزیابی حوضه‌ای، داده‌های کلیدی و روش‌های تحلیل را اصطلاحاً زیر یک سقف آورده و بدین ترتیب مطالعات حوضه و کیفیت آب را آسان‌تر می‌کند. این سامانه از محیط ویندوز و GIS استفاده می‌کند و امکان استفاده از روش‌های گوناگون تحلیل داده‌ها و انواع مدل‌ها را دارد، مدل‌هایی مثل QUAL2E، SWAT<sup>۲</sup> و HSPF<sup>۳</sup>. انواع زیر برنامه موجود در این سامانه با هم کار می‌کنند و جنبه‌های مشخص گوناگونی را در سطح حوضه آبریز به وسیله قابلیت‌های زیر تحلیل می‌کنند:

- شناخت و اولویت بندی توده‌های آبی با محدودیت کیفیت آب؛



1 - Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS)

2 - Soil and Water Assessment Tool

3 - Hydrological Simulation Program-Fortran

- تامین داده‌ها برای توصیف منابع آلاینده نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای و ارزیابی مقدار و اهمیت بالقوه آن‌ها؛
- تجمع بارگذاری‌های نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای و فرایندهای زوال و انتقال؛
- ارزیابی و مقایسه ارزش و کارایی نسبی استراتژی‌های بالقوه کنترل آلودگی؛
- ایجاد محیط بصری و محاوره‌ای برای عموم به وسیله جدول‌ها، منحنی‌ها و نقشه‌ها.





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

# فصل ۵

---

---

شیوه مدل سازی رودخانه ها در مطالعات

ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL



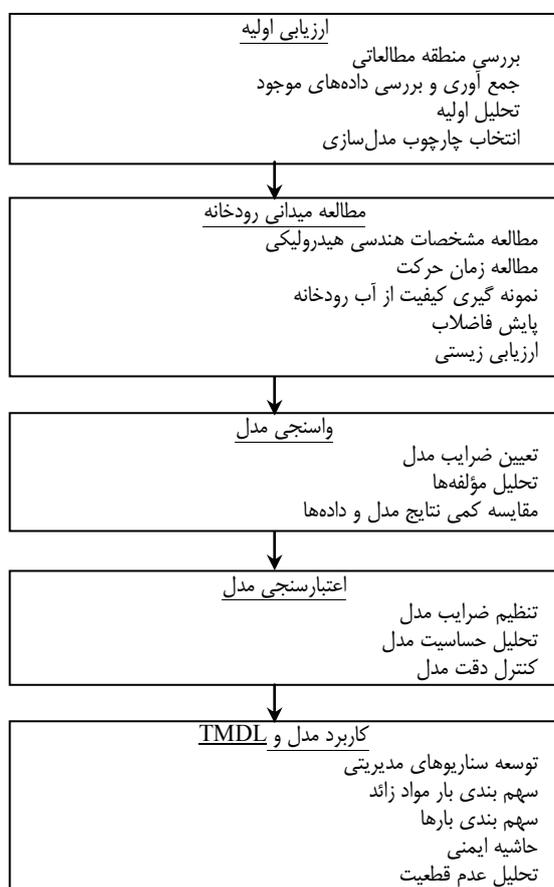


[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## ۱-۵- کلیات

هدف این فصل، مرور مختصر گام‌های مختلف ساخت مدل کیفیت آب برای یک رودخانه مشخص است. این گام‌ها عمومی بوده و می‌توانند براساس داده‌های موجود و نوع و پیچیدگی افت کیفیت آب رودخانه مورد مطالعه، تغییر و تعدیل یابند. علاوه بر آن، ممکن است میزان جزئیات مقتضی در هر گام مدل‌سازی بستگی به سطح یا فاز مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL داشته باشد. در مطالعات فاز اول، معمولاً تحلیل‌های ساده کافی است؛ هرچند ممکن است تحلیل‌های تفصیلی تری برای فازهای بعدی مورد نیاز باشد. پنج گام پیشنهادی برای ساخت مدل، که در نمودار ۱-۵ نمایش داده شده است، عبارت‌اند از:

- ۱- ارزیابی اولیه
- ۲- مطالعه میدانی رودخانه
- ۳- واسنجی<sup>۱</sup> مدل
- ۴- اعتبارسنجی مدل
- ۵- کاربرد مدل و تعیین TMDL



نمودار ۱-۵- مراحل استفاده از مدل کیفیت آب در مطالعات خود پالایی و TMDL



## ۵-۲- اهداف مدل‌سازی

پیش از پرداختن به جزئیات گام‌های مدل‌سازی، تعیین اهداف کلی مدل‌سازی ضروری است. تحلیل ظرفیت خودپالایی و تدوین TMDL چند مرحله‌ای (فازبندی شده) ممکن است تنها به ابزار ساده مدل‌سازی در مراحل (فازهای) اولیه نیاز داشته باشد؛ هرچند ممکن است در فازهای بعدی که داده‌های بیش‌تری قابل دسترس می‌شود، نیاز به افزایش سطح پیچیدگی مدل باشد. برای تحلیل ظرفیت خودپالایی و تعیین TMDL در رودخانه‌ها، اهداف زیر برای مدل‌سازی مدنظر می‌باشد [۵]:

- توسعه روابط کمی علت و معلولی که از نظر علمی معتبر بوده و بیان‌گر فرایندهای داخل رودخانه باشند؛
- اطمینان از این‌که نتایج مدل‌سازی جهت تعیین ظرفیت بارگذاری، بارها و TMDL قابل دفاع هستند؛
- فراهم نمودن ابزارهای تحلیلی یا مدل‌سازی که جهت ارزیابی پیامدهای گزینه‌های مختلف کاهش بار آلاینده‌ها کافی باشند؛

- تعریف میزان عدم قطعیت جهت تعیین حاشیه ایمنی.

در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL، تفکیک تاثیر منابع مختلف آلودگی بر کیفیت آب امری منطقی و ضروری است. برای مثال در برخی رودخانه‌ها که بار ورودی از منابع غیرنقطه‌ای قابل ملاحظه است، کنترل منابع نقطه‌ای ممکن است تنها بهبود اندکی در کیفیت آب داشته باشد. این کار با استفاده از یک یا ترکیبی از چند مدل (مدل‌های حوضه آبریز و/ یا مدل‌های آب پذیرنده) به خوبی قابل انجام است.

برای مثال، حالتی را در نظر بگیرید که پروفیل اکسیژن محلول شبیه‌سازی شده در دمای تابستان و حداقل میانگین ۷ روزه جریان با دوره بازگشت ۱۰ سال (7Q10)، استاندارد ۵ میلی گرم بر لیتر اکسیژن محلول را برآورده نمی‌سازد. تفکیک پروفیل اکسیژن محلول به اجزای آن ممکن است نشان دهد که منبع نقطه‌ای تخلیه سهم اندکی در افت اکسیژن محلول شبیه‌سازی شده دارد. برای مثال، عمده افت اکسیژن محلول ممکن است به واسطه شرایط بالادست و اکسیژن خواهی مواد کف باشد. این بررسی از این‌رو مهم است که نشان می‌دهد این تخلیه کننده نقطه‌ای احتمالاً تاثیر کمی بر اکسیژن محلول رودخانه دارد و تصفیه بیش‌تر این منبع نقطه‌ای، تنها اثر کمی بر بیلان اکسیژن محلول خواهد داشت.

حالت دیگری را در نظر بگیرید که شرایط بحرانی برای هردوی اکسیژن محلول و آمونیاک یونیزه نشده، در خلال تابستان- هنگامی که جریان رودخانه کم و دمای آن بالاست- اتفاق می‌افتد و فرایند نیتریفیکاسیون نیز در رودخانه بوقوع می‌پیوندد. در این شرایط، ارزیابی جداگانه آثار BOD کربنی و نیتروژنی بر اکسیژن محلول و تاثیر نیتریفیکاسیون بر آمونیاک ضروری است تا تصمیم‌گیری جهت کنترل بار مواد مغذی و انتخاب روش‌های تصفیه فاضلاب بهینه گردد (یعنی، انتخاب تاسیسات نیتریفیکاسیون در مقابل روش‌های پیشرفته حذف CBOD).

در این صورت، سوالات خاص زیر در تحلیل ظرفیت خودپالایی و تعیین TMDL مربوط به BOD/DO و مواد مغذی / تغذیه‌گرایی قابل طرح است:

- چگونه می‌توان تاثیر دو یا چند بار آلاینده را از یکدیگر تمیز داد؟
- چگونه می‌توان آثار منفرد اکسیژن خواهی رسوب، منابع غیرنقطه‌ای و منابع نقطه‌ای را کمی کرد؟
- آیا نیتریفیکاسیون در رودخانه اتفاق می‌افتد و آیا تحت شرایط آلاینده اتفاق خواهد افتاد؟

- کدام ماده مغذی باید کنترل شود تا زیست توده جلبک کاهش یابد؟
  - میزان نوسانات اکسیژن محلول که در تحلیل کنونی قابل تعیین نیست، چقدر است؟
  - چگونه این نوسانات با زمان و مکان تغییر می‌کنند؟
  - آیا اکسیژن محلول یاسمیت آمونیاکی (آمونیاک یونیزه نشده) عامل محدود کننده کیفیت آب است؟
- به طور خلاصه، هدف از مدل‌سازی در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL، ارزیابی کمی رفتار سامانه برای پشتیبانی تصمیم‌گیری است. جهت انجام این کار، الزامات عمومی وجود دارد که در بخش‌های بعدی توضیح داده می‌شود.
- مثال‌هایی از الزاماتی اصلی مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL عبارتند از:
- آنالیز کمی تمامی بارهای آلاینده و ورودی‌ها؛
  - داده‌های کافی جهت استخراج ضرایب مدل؛
  - مجموعه هماهنگی از ضرایب مدل که با استفاده از داده‌های مستقل استخراج و با واسنجی و اعتبارسنجی مدل تعدیل شده باشند؛
  - در نظر گرفتن مقادیری منطقی برای ضرایب مدل جهت پیش بینی آثار تحت شرایط آینده.
- الزامات پیشنهادی در بالا باید انعطاف پذیر باشند تا نیازهای خاص یک منطقه را ارضا کنند.

### ۳-۵- ارزیابی اولیه

یکی از اجرای مهم مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL، ارزیابی کمی آثار نسبی انواع مختلف آلاینده‌ها و منابع مختلف آن‌ها بر عوامل مشخص کیفیت آب است. این ارزیابی کمک می‌کند تا تمامی کارشناسان و آن‌هایی که در فرایند TMDL سهیم هستند به اهمیت نسبی منابع مختلف آلودگی در همان مراحل اولیه مطالعات پی برده و اولویت‌های مناسب تعریف گردد. حسن دیگر ارزیابی اولیه، تشخیص و لحاظ کردن تمامی بارهای آلاینده مهم است. این ارزیابی هم‌چنین کمک می‌کند تا از کم‌هزینه‌ترین و موثر بودن برنامه‌های آتی پایش در تامین نیازهای اطلاعاتی برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری اطمینان حاصل شود [۵].

### ۱-۳-۵- بررسی و ارزیابی منطقه مطالعاتی

در ارزیابی منطقه مطالعاتی، منطقه مطالعاتی و مساله کیفیت آب با تعیین استانداردهای قابل کاربرد کیفیت آب و نیز مسایل و مشکلات موجود یا بالقوه کیفیت آب، تعریف می‌شود. توضیحات بیش‌تر این ارزیابی در زیر آمده است.

### ۱-۱-۳-۵- استانداردهای کیفیت آب

ابتدا باید استفاده(های) مطلوب آب از سامانه رودخانه (برای مثال، تفریحی، تامین آب، کشاورزی) تعیین شود. در تعریف کاربری (ها) و نیز معیارهای مشخص کیفیت آب باید با سازمان حفاظت محیط زیست، به عنوان سازمان تعیین کننده مقررات و ناظر بر آن‌ها مشورت شود.



معمولا استاندارد جهت تنظیم و کنترل غلظت CBOD در رودخانه‌ها وجود ندارد. در عوض، استانداردهای وسیعی برای اکسیژن محلول، که از اکسیژن گیری BOD کربنی متاثر است، وجود دارد. در نتیجه، CBOD و نیتروژن قابل اکسید شدن (NBOD) بر مبنای استانداردهای اکسیژن محلول تنظیم و کنترل می‌شوند. استانداردهای اکسیژن محلول به منظور حفظ کاربری (های) تعیین شده هر رودخانه خاص یا هر بخش از آن باید توسط سازمان حفاظت محیط زیست تعیین شود [۵]. استانداردهای اکسیژن محلول ممکن است به یک یا تمامی شکل‌های زیر بیان شود:

#### - غلظت متوسط روزانه

غلظت حداقل روزانه یا غلظتی با درصد پایین‌تر (معمولا برای رودخانه‌هایی که به واسطه وجود جلبک نوسانات زیادی در طول شبانه‌روز دارند). غلظت حداقل، مقداری است که ۱۰۰ درصد اوقات شبانه روز و غلظتی با درصد پایین‌تر، مقداری است که مثلا ۹۰ درصد اوقات شبانه روز غلظت اکسیژن محلول باید از آن بیش‌تر باشد.

#### - درصدی از غلظت اشباع

استاندارد خاصی برای زیست توده جلبک در تحلیل تغذیه‌گرایی وجود ندارد؛ چراکه تعیین این‌که یک غلظت خاص کلروفیل a مساله ساز خواهد بود یا خیر مشکل است. مقایسه گستره غلظت کلروفیل a با وضعیت مشاهده شده کیفیت آب و غلظت هدف برای منابع مختلف آب می‌تواند به عنوان راهنما در تنظیم و کنترل ورود مواد مغذی به رودخانه مورد نظر جهت کنترل تغذیه‌گرایی مورد استفاده قرار گیرد.

#### ۳-۱-۲-۵- شناسایی مسایل موجود و بالقوه کیفیت آب

جدول ۵-۱، اجزای آلاینده و منابع آلودگی و پیامدهای مرتبط با اکسیژن محلول، غنای مواد مغذی و مسایل تغذیه‌گرایی را به طور خلاصه بیان می‌کند. نگرانی از غنای مواد مغذی و در پی آن، رشد جلبکی به طور عمده به خاطر تاثیر آن‌ها بر غلظت اکسیژن محلول رودخانه است. رشد گیاهان، افزایش میانگین روزانه اکسیژن محلول را باعث می‌شود؛ ولی تنفس باعث کاهش اکسیژن محلول در شب شده و برحیاتی گونه‌های حساس و کم تحمل ماهی‌ها اثر منفی می‌گذارد. همچنین در صورتی که شرایط زیست‌محیطی رودخانه باعث مرگ و میر گیاهان میکروسکوپی و ماکروسکوپی شود، زوال زیست توده می‌تواند کاهش شدید اکسیژن را باعث شود. بنابراین رشد بیش از حد گیاهان می‌تواند بر توانایی رودخانه در ارضای استانداردهای متوسط روزانه و لحظه‌ای اکسیژن محلول تاثیر داشته باشد [۵].

جدول ۵-۱- تشخیص مشکلات بالقوه کیفی آب: کمبود اکسیژن محلول، غنای مواد مغذی و تغذیه‌گرایی

منابع	مواد آلی و آمونیاک موجود در: فاضلاب، رواناب و سرریز فاضلاب‌روهای مرکب، اکسیداسیون مواد کف، تولید جلبک، تفریحگاه‌ها، قایق‌رانی و پساب گرم	نیتروژن، فسفر و کربن موجود در: فاضلاب، رواناب و سرریز فاضلاب‌روهای مرکب، ورود از طریق آتمسفر، برگشت از کف، تفریحگاه‌ها و قایق‌رانی
پیامدها	کشته شدن ماهی‌ها، کاهش تولید مثل ماهی‌ها، جمعیت آبزیان نامطلوب	مقادیر آلوده فیتوپلانکتون، جمعیت آبزیان نامطلوب، نوسانات شدید اکسیژن محلول، افت اکسیژن محلول

ارزیابی‌های زیستی نیز می‌توانند جهت وضع شرایط مبنا و ارزیابی آثار منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای آلودگی طراحی شوند. این ارزیابی‌ها می‌توانند نقش اساسی در برقراری معیارهای زیستی داشته باشند. معیارهای زیستی، عبارات عددی یا توصیفی هستند که شرایط زیستی مرجع برای موجودات و جوامع آبی در آب‌های با کاربری مشخص حیات آبی را توصیف می‌کنند. معیارهای زیستی اغلب به صورت اندازه‌گیری‌هایی از ترکیب، فراوانی و تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری نمایش داده می‌شوند. جوامع زیستی، سلامت کلی زیستی و آثار تجمعی آلاینده‌های مختلف را نشان می‌دهند. در مواردی که آثار خاصی وجود نداشته یا نامعلوم باشد (مثلا آثار منابع غیرنقطه‌ای که باعث تخریب زیستگاه می‌شوند)، ارزیابی زیستی می‌تواند تنها ابزار عملی ارزیابی باشد.

هر مشکل کیفیت آب ممکن است ابعاد زمانی و مکانی خاص خود را داشته باشد که می‌تواند تحلیل‌گر را در ارزیابی کارایی کیفیت آب و تشخیص مناسب‌ترین روش‌های تحلیل یاری کند. عموماً مشکلات اکسیژن محلول که از تخلیه مواد زاید آلی ناشی می‌شوند، مقیاس زمانی قابل توجهی از چند روز تا چند هفته و مقیاس مکانی تاثیر تا ۳۰ کیلومتر دارند. مواد مغذی معمولاً مقیاس زمانی طولانی‌تر چند فصل تا چند سال و مقیاس مکانی تا ۱۵۰ کیلومتر دارند. تشخیص این مقیاس‌های زمانی و مکانی در پرداختن به سوالات و مسایل کیفیت آب با کم‌ترین هزینه و فراهم آوردن تحلیل‌های معنی‌داری از مسایل، ضروری است. انتخاب مدل حالت دائمی یا حالت متغیر زمانی باید بر مبنای متغیرهای کیفی آب، بانک داده‌های موجود و مکانیزم‌های اصلی موثر بر متغیرها صورت پذیرد.

در ارزیابی آثار بر اکسیژن محلول آب شامل مواردی که آثار جلبک نیز مهم است، از تحلیل حالت دائمی می‌توان استفاده کرد. معمولاً غلظت کلروفیل a فیتوپلانکتون‌ها در طی دوره تحلیل حالت دائمی به حد کافی ثابت است تا استفاده از تحلیل حالت دائمی توجیه شود. در چنین مواردی، تحلیل حالت دائمی واکنش اکسیژن محلول به تخلیه BOD از منابع نقطه‌ای، بر نوسانات شبانه روزی ناشی از جلبک اضافه می‌شود. این نوسانات می‌توانند با تخمین‌های تحلیلی ساده شده محاسبه شوند. QUAL2E از هیدرولوژی حالت دائمی استفاده کرده و امکان شبیه‌سازی تغییرات شبانه روزی دما یا فتوسنتز و تنفس جلبک را دارد.

گاهی رویکرد متغیر زمانی (غیردائمی) به مسایل تغذیه‌گرایی وقتی که بانک داده‌های متغیر زمانی موجود (یا قابل توسعه) است، استفاده می‌شود تا مدل به صورت دینامیک در گستره‌ای از شرایط واسنجی شود. مدل‌هایی مانند HSPF، CE-QUAL-RIV1 و WASP5 به حالت متغیر زمانی اجرا می‌گردند. در هنگام استفاده از این مدل‌ها، محاسبات می‌تواند با استفاده از مقادیر ورودی ثابت تا رسیدن به شرایط دائمی ادامه یابد.

راهنمایی عمومی جهت تعیین مناسب بودن شیوه حالت دائمی در مقابل شیوه متغیر زمانی به صورت زیر خلاصه می‌شود:

- در صورتی که غلظت کلروفیل a فیتوپلانکتونی در طول دوره ۱ یا ۲ هفته‌ای نسبتاً ثابت باشد، استفاده از شیوه دائمی توجیه پذیر است. برای تحلیل اکسیژن محلول، این دوره باید منطبق بر فصل بحرانی از نظر بده جریان و دما باشد. با تغییرات مکانی زیست توده جلبک می‌توان با میانگین‌گیری در بازه‌های مناسبی از رودخانه رفتار کرد [۵].



- در صورتی که مساله اصلی کیفیت آب، میزان زیست توده به جای افت اکسیژن باشد، معمولاً دوره‌های زمانی طولانی‌تری (شامل یک تا چند فصل) انتخاب می‌شود. در چنین بعد زمانی، تغییرات مورد انتظار بزرگ بوده و مدل‌های تغذیه‌گرایی متغیر زمانی، مناسب‌ترین شیوه مدل‌سازی هستند [۳ و ۵].

### ۵-۳-۲- جمع‌آوری و بررسی داده‌های موجود

توصیف کامل ویژگی‌های رودخانه برای مطالعات کیفیت آب ضروری است. داده‌های بده جریان و مشخصات هندسی رودخانه معمولاً در ایستگاه‌های اندازه‌گیری خاصی بر روی رودخانه‌ها از وزارت نیرو و نیز از گزارش مطالعات رودخانه‌ها قابل دسترس است. داده‌های کیفیت آب را از وزارت نیرو، سازمان حفاظت محیط زیست و نیز مراکز پژوهشی مانند دانشگاه‌ها می‌توان تهیه کرد. داده‌های بارهای نقطه‌ای فاضلاب ورودی به رودخانه‌ها از سازمان حفاظت محیط زیست و نیز تصفیه‌خانه‌های فاضلاب‌های شهری و صنعتی تا حدی قابل دسترس است. برای محاسبه بارهای غیرنقطه‌ای، داده‌های رواناب شهری از مطالعات منطق‌های، شهری و محلی، داده‌های بارندگی و هواشناسی از سازمان هواشناسی و وزارت نیرو و داده‌های کاربری اراضی از سازمان‌های جهاد کشاورزی قابل دسترسی است.

### ۵-۳-۳- تحلیل اولیه

تحلیل غربال کردن اولیه بر مبنای اطلاعات موجودی که در بخش قبل توصیف شد را می‌توان با استفاده از معادلات تحلیلی، مدل‌های ساده شده و یا نسخه‌های اولیه مدل‌های کیفیت آب انجام داد. چند تحلیل ساده شده در بخش‌های بعد ارائه می‌شود.

### ۵-۳-۳-۱- شیوه غربال کردن<sup>۱</sup> جهت تعیین رابطه جلبک- مواد مغذی

با این شیوه ساده می‌توان به عدم وجود مشکل جلبک بر اثر مواد مغذی پی برد. اگر حداکثر مقدار ممکن کلروفیل  $a$  که رودخانه می‌تواند داشته باشد بسیار پایین باشد، می‌توان نتیجه گرفت که مواد مغذی مشکلی در رابطه با جلبک ایجاد نمی‌کنند. از رابطه میزان کلروفیل  $a$  با اکسیژن محلول (بخش فتوسنتز و تنفس) می‌توان استفاده کرد و تعیین کرد که غلظت کلروفیل  $a$  در یک شرایط خاص، باید چقدر کم باشد تا غیرقابل ملاحظه به شمار آید.

از طرف دیگر، با استفاده از این شیوه غربال کردن نمی‌توان نتیجه‌گیری کرد که مشکل جلبک وجود دارد؛ چرا که در بسیاری از سامانه‌های طبیعی، مبه‌ویژه رودخانه‌ها، مقدار واقعی کلروفیل  $a$  بسیار کم‌تر از حداکثر مقدار ممکن آن در شرایط ایده‌آل است. جمع‌آوری داده‌های کلروفیل  $a$  می‌تواند جهت اعتبارسنجی مقادیر برآورد شده کلروفیل  $a$  و تشخیص وجود یا عدم وجود مشکل به کار رود.

از نسبت‌های استوکیومتری (عنصرسنجی) می‌توان در تحلیل‌های غربال اولیه به منظور انجام دو ارزیابی مفید مقدماتی استفاده کرد که در برنامه جمع‌آوری داده‌ها، آزمون داده‌ها و تحلیل‌ها کمک اساسی خواهند کرد. ارزیابی اول، تعیین ماده مغذی محدود کننده (نیتروژن یا فسفر) است؛ یعنی ماده‌ای که کنترل آن برای حل مشکل، مناسب‌ترین است. دوم، تخمین حداکثر مقدار بالقوه کلروفیل  $a$



است که در این شرایط می‌تواند وجود داشته باشد. این مقدار، نیاز به کنترل مواد مغذی را تعیین می‌کند. در هر دو مورد، باید توجه کرد که چنین فرایند غربالی، خیلی دقیق نیست و نتایج باید با احتیاط تفسیر شود. هنگامی که شرایط تعیین شده به نحوی باشد که نتوان نتیجه گیری قطعی کرد، باید تحلیل‌های بیش‌تری انجام گیرد که در ادامه بیان می‌شود.

جلبک نیاز به کربن، نیتروژن، فسفر، سیلیکای غیرآلی (برای دیاتوم‌ها) و انواع عناصر کمیاب در حضور نور برای سنتز پروتوپلاسم خود دارد. از آن‌جا که کربن محلول اغلب (نه همیشه) به سادگی به صورت محلول قابل دسترس است و انواع عناصر کمیاب معمولاً به وفور در محیط‌های طبیعی وجود دارند، نیتروژن و فسفر تنها عناصر ضروری و اصلی هستند که می‌توانند کنترل شوند. برای مثال در بررسی استوکیومتری گیاهان آبی و فیتوپلانکتون‌ها، سلول‌ها حدوداً حاوی ۲-۵/۰ میکروگرم فسفر به ازای هر میکروگرم کلروفیل a و ۷ - ۱۰ میکروگرم نیتروژن به ازای هر میکروگرم کلروفیل a می‌باشند. گرچه نسبت وزن هریک از مواد مغذی به کلروفیل a با سن جمعیت جلبکی، ترکیب گونه‌ها و وضعیت غذایی تغییر می‌کند، نسبت‌های زیر معمولاً شرایط نمونه‌وار را بیان می‌کند:

$$7\mu\text{gN} / \mu\text{g chlorophyll} - a$$

$$1 \mu\text{g P} / \mu\text{g chlorophyll} - a$$

نسبت‌های استوکیومتری کلروفیل a به کربن و کربن به مواد مغذی در سلول‌های جلبکی دقیق نیستند و ممکن است تحلیل‌گران بر مبنای داده‌های محلی نسبت‌های متفاوت با نسبت‌های استفاده شده در این راهنما را ترجیح دهند. برای مثال، غلظت‌های مواد مغذی زیر را در نظر بگیرید:

$$N = 0.35 \text{ mg / lit} = 350 \mu\text{g N / lit}$$

$$P = 0.02 \text{ mg / lit} = 20 \mu\text{g P / lit}$$

با استفاده از نسبت‌های استوکیومتری فوق، حداکثر غلظت ممکن کلروفیل a یکی از دو مقدار زیر خواهد بود:

$$(350 \mu\text{g N / lit}) \frac{1}{7 \mu\text{g N} / \mu\text{g Chl} - a} = 50 \mu\text{g Chl} - a / \text{lit} \quad (\text{نیتروژن})$$

$$(20 \mu\text{g P / lit}) \frac{1}{1 \mu\text{g P} / \mu\text{g Chl} - a} = 20 \mu\text{g Chl} - a / \text{lit} \quad (\text{فسفر})$$

از آن‌جا که هر یک از غلظت‌ها حداکثر مقدار ممکن را نشان می‌دهند، کم‌ترین مقدار آن‌ها تعیین‌کننده است و بنابراین فسفر ماده مغذی محدودکننده است. حداکثر غلظت ممکن کلروفیل a که می‌تواند از تخلیه آلاینده به اضافه غلظت پایه رودخانه حاصل شود، ۲۰ میکرو بر لیتر می‌باشد. این میزان در صورتی به دست می‌آید که زمان ماند کافی در محل مورد مطالعه و نیز شرایط زیست محیطی بهینه (مثلاً دما و نور) وجود داشته باشد و تمامی فسفر به شکل قابل جذب توسط جلبک باشد. لکن شرایط رودخانه معمولاً به طور قابل توجهی پایین‌تر از شرایط بهینه است. کدروی رودخانه، سایه ایجاد شده توسط پوشش جنگلی، یا سایه خود جلبک‌ها معمولاً نور در دسترس را محدود می‌کنند.

اگر نسبت نیتروژن محیط (میلی‌گرم نیتروژن بر لیتر) به فسفر (میلی‌گرم فسفر بر لیتر) بزرگ‌تر از ۱۲ به ۱ باشد، فسفر ماده مغذی محدودکننده به شمار خواهد رفت و در صورتی که این نسبت کمتر از ۵ به ۱ باشد، نیتروژن ماده محدودکننده خواهد بود. با وجود



این، باید عوامل متعددی به شرح زیر در تفسیر نتایج تحلیل‌های ارائه شده در فوق در نظر گرفته شوند؛ به‌ویژه در مواقعی که نتیجه حاصل منطبق بر یکی از دو مقدار حدی بالا نباشد.

- قابل استفاده بودن مواد مغذی توسط جلبک‌ها مساله مهمی است. فرم‌های آلی و ذره‌ای مواد مغذی نمی‌توانند به طور مستقیم توسط جلبک مورد استفاده قرار گیرند. گرچه تبدیل به فرم‌های قابل دسترس در سامانه‌های طبیعی آب نسبتاً به کندی اتفاق می‌افتد، لکن زمان ماند در سامانه‌های رودخانه‌های بسیار کوتاه تر از آن است که عامل مهمی در فرایند تبدیل به‌شمار رود.
- عدم وجود نسبت‌های دقیق استوکیومتری، در شرایطی که نسبت‌های N به P تنها اندکی نشان‌دهنده محدود کننده بودن یک ماده مغذی باشد، مساله حایز اهمیتی است.
- جلبک‌های سبز-آبی تثبیت کننده نیتروژن ممکن است اعتبار تاثیر برنامه‌های کنترلی برمبنای نیتروژن به عنوان ماده محدود کننده را زیر سؤال ببرند و دلیل آن امکان استفاده آنها از منبع دیگری (اتمسفِر) به جز تخلیه فاضلاب است. دو مساله اول از این سه مساله را می‌توان با انجام تست‌های پتانسیل رشد جلبک (AGP)، به عنوان مکمل یا جایگزین تحلیل‌های ساده برمبنای نسبت‌های استوکیومتری، با اطمینان بیش‌تری حل کرد. انجام صحیح تست های AGP معمولاً به روش استوکیومتری ترجیح داده می‌شوند، چون نتایج دقیق‌تری دارند.

### ۵-۳-۲- تحلیل فیتوپلانکتون رودخانه‌های کوتاه

در بخش قبل نحوه تخمین غلظت حداکثر کلروفیل a برمبنای غلظت‌های مشخص مواد مغذی در شرایط بهینه نور و دما توصیف شد. در این بخش، شیوه‌های تخمین غلظت حداکثر کلروفیل a در رودخانه‌ها تحت شرایط ویژه نور، دما و مواد مغذی ارائه می‌گردد. یک «رودخانه کوتاه»، رودخانه‌های تعریف می‌شود که غلظت مواد مغذی آن بیش‌تر از غلظت‌های محدودکننده رشد در کل طول بازه مورد نظر باشد. فاصله و بنابراین زمان حرکت از نظر مشکل‌سازی مواد مغذی در رودخانه معمولاً کوتاه و احتمالاً کم‌تر از ۱۰ روز خواهد بود. این زمان حرکت، معادل فاصله ای کم‌تر از ۲۶۰ کیلومتر برای رودخانه‌هایی با سرعت حدود ۰/۳ متر بر ثانیه می‌باشد. در نتیجه ممکن است، زیست توده فیتوپلانکتون زمان کافی برای رشد تا رسیدن به میزان حداکثر محاسبه شده از نسبت N به P را نداشته باشد. بنابراین نرخ رشد فیتوپلانکتون و زمان پیمایش طول رودخانه اهمیت ویژه‌ای دارند.

مجموعه ساده شده‌ای از معادلات دیفرانسیلی برای کلروفیل a و فسفر و نیتروژن غیرآلی در شرایط دایمی عبارتند از [۵]:

$$\frac{dA}{dt^*} = G_n A \quad (۱-۵)$$

$$\frac{dP}{dt^*} = a_p G_p A \quad (۲-۵)$$

$$\frac{dN}{dt^*} = a_N G_p A \quad (۳-۵)$$

A - غلظت کلروفیل a، میکروگرم بر لیتر؛

N,P - غلظت فسفر و نیتروژن غیرآلی، میکروگرم بر لیتر؛

t\* - زمان پیمایش در رودخانه (x/u =) (روز)؛



x - فاصله پایین دست از نقطه تخلیه پساب (کیلومتر)؛

u - سرعت جریان رودخانه (کیلومتر بر روز)؛

a<sub>p</sub> - نسبت فسفر به کلروفیل، (۰/۰۰۱ میلی گرم فسفر بر میکروگرم کلروفیل a)؛

a<sub>N</sub> - نسبت نیتروژن به کلروفیل، (۰/۰۰۷ میلی گرم نیتروژن بر میکروگرم کلروفیل a)؛

G<sub>n</sub> - نرخ خالص رشد فیتوپلانکتون = [G<sub>p</sub>-D<sub>p</sub> -V<sub>s</sub>/H]، روز/۱؛

G<sub>p</sub> - نرخ رشد فیتوپلانکتون (rN = ۱/۰)، روز/۱؛

D<sub>p</sub> - نرخ مرگ فیتوپلانکتون روز/۱؛

V<sub>s</sub> - سرعت خالص ته نشینی فیتوپلانکتون متر بر روز؛

H - عمق متوسط رودخانه متر.

در این معادلات، فرض می شود فسفر غیرآلی ته نشین نمی گردد و از تنفس جلبک نیز باز یافت نمی شود. حل معادلات ۱-۵ تا

۳-۵ به صورت زیر است:

$$A = A_0 e^{G_n t^*} \quad (۴-۵)$$

$$P = P_0 - \frac{a_p G_p A_0}{G_n} (e^{G_n t^*} - 1) \quad (۵-۵)$$

(میلی گرم بر لیتر  $P > 0.025$  برای)

$$N = N_0 - \frac{a_N G_p A_0}{G_n} (e^{G_n t^*} - 1) \quad (۶-۵)$$

(میلی گرم بر لیتر  $N > 0.125$  برای)

توجه کنید که این معادلات تنها در مناطقی معتبر هستند که مواد مغذی بیش تر از نیاز رشد فیتوپلانکتون باشد.  $A_0$ ،  $P_0$  و  $N_0$  غلظت های کلروفیل a (میکروگرم بر لیتر)، فسفر غیرآلی (میلی گرم بر لیتر) و نیتروژن غیرآلی (میلی گرم بر لیتر) آب رودخانه بعد از اختلاط جریان رودخانه و پساب است. زمان پیمایش تا محلی از رودخانه که مواد مغذی شروع به اثرگذاری بر نرخ رشد فیتوپلانکتون می کنند، از معادله ۵-۶ یا ۶-۶ و با جایگذاری P برابر ۰/۰۲۵ میلی گرم بر لیتر برای فسفر غیرآلی و N برابر ۰/۱۲۵ میلی گرم بر لیتر برای نیتروژن غیرآلی بدست می آید:

$$t_p^* = \frac{1}{G_n} \ln \left[ \frac{A'_0 + P_0 - 0.025}{A'_0} \right] \quad (۷-۵)$$

$$t_N^* = \frac{1}{G_n} \ln \left[ \frac{A''_0 + N_0 - 0.125}{A''_0} \right] \quad (۸-۵)$$

$t_p^*$ ،  $t_N^*$  - زمان پیمایش تا مناطقی از رودخانه که غلظت فسفر و نیتروژن غیرآلی شروع به محدود کردن قابل ملاحظه رشد

فیتوپلانکتون می کنند (روز).

$$A'_0 = \frac{a_p G_p A_0}{G_n} \quad \text{میلی گرم بر لیتر}$$



$$A'' = \frac{a_N G_P A_0}{G_n} \text{ میلی گرم بر لیتر}$$

به طور خلاصه، رودخانه‌های کوتاه، رودخانه‌هایی تعریف می‌شوند که زمان پیمایش واقعی آنها کم‌تر از  $t_p^*$  یا  $t_N^*$ ، محاسبه شده از معادلات ۵-۷ و ۵-۸ باشد. برای چنین رودخانه‌هایی، غلظت فیتوپلانکتون طبق معادله ۵-۴ به صورت نمایی تغییر می‌کند و اساساً مستقل از غلظت مواد مغذی است (که غلظتی بیش از میزان محدود کننده رشد دارند). حذف مواد مغذی از منابع نقطه‌ای باعث کاهش غلظت  $P_0$  و یا  $N_0$  و در نتیجه کاهش زمان پیمایش  $t_p^*$  و یا  $t_N^*$  خواهد شد. در صورتی که  $t_p^*$  یا  $t_N^*$  کوچک‌تر از زمان پیمایش واقعی رودخانه شود، غلظت پیک کلروفیل کاهش خواهد یافت.

برای رودخانه‌های کوتاه، با طول ۱۶-۳۲ کیلومتر و سرعت ۰/۱۵-۰/۳۰ متر بر ثانیه (۲۶-۱۳ کیلومتر بر روز)، زمان پیمایش ۱ تا ۲/۵ روز خواهد بود. در صورتی که جریان خروجی از تصفیه‌خانه لجن فعال پر بار (HRAS) با غلظت  $P$  برابر ۵ میلی‌گرم بر لیتر (که ۷۵ درصد آن قابل جذب است) با رودخانه‌های با بده جریان برابر آن و غلظت‌های  $P$  برابر ۰/۰۲ میلی‌گرم بر لیتر و  $P_0$  برابر ۲۵ میکروگرم بر لیتر و روز  $G_p=1$  و روز  $G_n=0/5$  مخلوط شود،  $t_p^*$  در حدود ۷ روز خواهد بود. در صورتی که حذف فسفر نیز در این تصفیه‌خانه صورت پذیرد و غلظت فسفر به ۱ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یابد،  $t_p^*$  حدوداً ۴ روز خواهد بود. در هر دو حالت،  $t_p^*$  بیش‌تر از زمان پیمایش واقعی بوده و رودخانه در طبقه «رودخانه‌های کوتاه» طبقه‌بندی می‌شود که غلظت فیتوپلانکتون به صورت نمایی در طول آن تغییر می‌کند.

مراحل زیر برای تحلیل پیشنهاد می‌گردد:

- ماده مغذی محدود کننده را تعیین کنید (فسفر یا نیتروژن غیرآلی) شامل تخمینی از کسری از مواد مغذی غیر آلی که قابل جذب مستقیم است (برای مثال، ۰/۷۵).

- برای شرایط حاضر،  $G_p$ ،  $G_n$ ،  $D_p$  و  $V_s$  را با استفاده از داده‌های فیتوپلانکتون و روابط تجربی تخمین بزنید.

-  $t_p^*$  یا  $t_N^*$  را با استفاده از معادلات ۵-۷ و ۵-۸ برای شرایط حاضر محاسبه کنید.

• اگر  $t_p^*$  (یا  $t_N^*$ ) بزرگ‌تر از مقدار زمان واقعی پیمایش در بازه مورد بررسی رودخانه ( $t_a^*$ ) باشد، آن‌گاه مواد مغذی

$$\text{اضافی وجود داشته و } A_{\max} = A_0 e^{G_n t_a^*}$$

• اگر  $t_p^*$  (یا  $t_N^*$ ) کوچک‌تر از  $t_a^*$  باشد، امکان محدودکنندگی مواد مغذی در  $t_p^*$  و  $t_N^*$  وجود دارد و

$$A_{\max} = A_0 e^{G_n (t_p^* \text{ or } t_N^*)}$$

- تحت شرایط پیش‌بینی شده آینده و برنامه‌های آبی حذف، گام‌های ۱ تا ۳ تکرار شود. در صورتی که مقدار جدید  $t_p^*$

(یا  $t_N^*$ ) بزرگ‌تر از مقدار جدید  $t_a^*$  باشد، همچنان مواد مغذی اضافی وجود خواهد داشت.

یک مثال محاسباتی برای یک نهر کوتاه در پیوست الف ارائه شده است.

### ۵-۳-۳- تغییرات شبانه‌روزی اکسیژن محلول به واسطه وجود جلبک

در صورتی که تنها غلظت متوسط روزانه اکسیژن محلول در مطالعه ظرفیت خودپالایی و TMDL مورد نظر باشد، از تحلیل فوق

جهت تعیین تولید خالص متوسط روزانه اکسیژن محلول به واسطه فتوسنتز و تنفس جلبک می‌توان استفاده کرد. در مواردی که

استانداردهای حداقل روزانه مطرح باشد، باید تخمین تغییرات شبانه‌روزی اکسیژن محلول انجام پذیرد. تحلیل نظری مختصری در پاراگراف‌های بعدی ارائه شده است.

تولید اکسیژن توسط جلبک به عنوان تابعی از زمان در طول روز را می‌توان به صورت زیر تخمین زد [۶ و ۷]:

$$P_{(t)} = P_M \sin(\pi t / f) \quad 0 < t < fT \quad (9-5)$$

$$P_{(t)} = 0 \quad fT < t < T$$

$P_{(t)}$  - تولید ناخالص اکسیژن به واسطه فتوسنتز جلبکی، میلی گرم بر لیتر بر روز؛

$P_M$  - نرخ حداکثر تولید اکسیژن فتوسنتزی، میلی گرم بر لیتر بر روز؛

$t$  - زمان (روز)؛

$T$  - دوره (روز)؛

$f$  - دوره روشن (کسری از روز).

به منظور بسط  $P_{(t)}$  به بیش از یک روز، از یک سری فوریه می‌توان استفاده کرد

$$P_{(t)} = P_M \frac{2f}{\pi T} + \sum_{n=1}^{\infty} b_n \cos\left[\frac{2\pi n}{T}\left(t - \frac{f}{2}\right)\right] \quad (10-5)$$

$n$  = تعداد روز

$$b_n = \cos\left(\frac{\pi n f}{T}\right) \frac{4\pi T / f}{(\pi T / f)^2 - (2\pi n)^2}$$

و مقدار متوسط روزانه به دست آمده از این تابع مساوی میانگین روزانه تولید اکسیژن جلبکی قرار می‌گیرد که از رابطه زیر به دست می‌آید

$$P_{av} = P_M \frac{2f}{\pi T}$$

$P_{av}$  - نرخ متوسط روزانه تولید اکسیژن فتوسنتزی، میلی گرم بر لیتر بر روز.

با این فرض که تولید اکسیژن توسط فیتوپلانکتون را می‌توان با تابع سری فوریه دوره‌ای شبانه‌روزی که در بالا نشان داده شده،

نشان داد و نیز تنفس جلبک و اکسیژن خواهی کف ثابت باشد، حل حالت دایمی تناوبی معادل دیفرانسیل چنین خواهد بود [۶ و ۷]:

$$C_{(t)} = C_s + [(P_{av} - R) / K_a] - [S_b / (K_a H)] - P_m \left[ \sum_{n=1}^{\infty} \frac{b_n}{[K_a^2 + (2\pi n / T)^2]^{1/2}} \cos\left[\frac{2\pi n}{T}(t - f/2) - \tan^{-1} \frac{2\pi n}{K_a T}\right] \right] \quad (11-5)$$

$C_{(t)}$  - غلظت اکسیژن متغیر با زمان، میلی گرم بر لیتر؛

$C_s$  - غلظت اشباع اکسیژن، میلی گرم بر لیتر؛

$P_{av}$  - متوسط روزانه فتوسنتز جلبک، میلی گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛

$R$  - تنفس جلبک، میلی گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛

$K_a$  - ضریب هوادهی اتمسفری، روز / ۱؛

$S_b$  - اکسیژن خواهی رسوب، گرم اکسیژن بر متر مربع بر روز؛



H - عمق ستون آب، (متر)؛

$P_m$  - حداکثر تولید اکسیژن فتوسنتزی جلبک، میلی‌گرم اکسیژن بر لیتر بر روز؛

T - دوره تغییرات = ۱ روز؛

t - زمان در طول روز (کسری از روز)؛

f - طول دوره روشن (کسری از روز)؛

$b_n$  - ضریب تناوب ( $n=1$  و  $n=2$ ).

با استفاده از ویژگی‌های منحصر به فرد حل معادلات تناوبی، عبارتی تحلیلی (روش دلتا) جهت تخمین دامنه نوسانات شبانه‌روزی

اکسیژن مرتبط با فتوسنتز جلبک، به صورت زیر ارائه شده است:

$$\frac{(C_{\max} - C_{\min})}{P_{av}} = \frac{[1 - e^{-K_a f T}][1 - e^{-K_a T(1-f)}]}{f K_a [1 - e^{-K_a T}]} \quad (12-5)$$

که  $C_{\max}$  و  $C_{\min}$ ، حداکثر و حداقل روزانه (۲۴ ساعته) غلظت اکسیژن می‌باشند.

در رودخانه‌های کم عمق، جلبک‌های چسبیده و ماکروفیت‌های کفزی می‌توانند نقش اساسی در تولید اولیه و توزیع اکسیژن و مواد مغذی داشته باشند. به طور مشخص، بازه‌هایی از رودخانه که سرعت جریان بالا (حدود ۵۰ سانتی‌متر بر ثانیه) و مواد مغذی ورودی کافی دارند، حداکثر نرخ تولید اولیه از کف توسط پری فایتون‌ها را دارند. مشاهده شده است که افزایش سرعت جریان تا ۵۰ سانتی‌متر بر ثانیه، افزایش انباشت زیست توده و باروری پری فایتون چسبیده را سبب می‌شود. در سرعت‌های بیش‌تر از ۵۰ سانتی‌متر بر ثانیه به خاطر آب‌شستگی و حذف زیست توده چسبیده، انباشتگی زیست توده کاهش می‌یابد.

از آن‌جاکه که داده‌هایی برای توصیف زیست توده مواد کف یا تولید اولیه آن‌ها در رودخانه‌ها وجود ندارد، از مقادیر گزارش شده در منابع علمی می‌توان جهت تخمین مقادیر عوامل تولید ناخالص جلبک کف و نسبت‌های تولید به تنفس (P/R) استفاده کرد. با توجه به مقادیر موجود در منابع علمی، به نظر می‌رسد تولید ناخالص جلبک در محدوده ۵-۰/۵ برحسب گرم کربن بر متر مربع بر روز باشد. بر مبنای بازده فتوسنتزی و با فرض یک مول اکسیژن معادل ۱۱۲ کیلوگالری، تولید ناخالص کفزیان در محدوده ۵-۰/۵ درصد کل تشعشع خورشیدی ورودی است.

نتایج آنالیز تغییرات شبانه‌روزی به خوبی نشان داده است که تولید اکسیژن فتوسنتزی در کف می‌تواند عامل مهم تغییرات دوره‌ای مشاهده شده اکسیژن در سامانه‌های کم عمق باشد. هم‌چنین احتمال دارد ماکروفیت‌های کفزی عامل مهمی در مصرف نیتروژن کل آب باشند.

### ۵-۳-۴- انتخاب چارچوب مدل‌سازی

مدل شبیه‌سازی باید نمایانگر خوبی از مدل مفهومی بوده و به نحو کارایی آن را اجرا کند. در غیر این صورت، تحلیل‌گر می‌تواند

به صورت زیر عمل کند [۵ و ۷]:

- اصلاح و تغییر در کد مدل؛
- انجام محاسبات یا فرضیات خارج از کد مدل؛
- بررسی پیامدها با انجام تحلیل حساسیت مدل.



خاطر نشان می‌شود که چگونگی چارچوب مدل‌سازی در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL بیش‌تر از این‌که به طور دقیق کدام مدل استفاده شود، اهمیت دارد. انتخاب چارچوب مناسب مدل‌سازی، احتمال به دست آوردن نتایج صحیح را افزایش می‌دهد. طبیعت مساله و به طور مشخص ابعاد زمانی و مکانی آن، سادگی یا پیچیدگی تحلیل مدل‌سازی را مشخص می‌کند. برای مثال، در صورتی که افت اکسیژن در رودخانه بیش‌تر ناشی از تخلیه منابع نقطه‌ای BOD بوده و جلبک قابل توجهی در محل مورد مطالعه تشخیص داده نشده باشد، یک مدل ساده BOD/DO بدون تغذیه‌گرایی برای تحلیل کافی است. در مقابل، در صورتی که مساله اکسیژن محلول از تجزیه زیست توده جلبک در پی ورود مواد مغذی به رودخانه ناشی شود، باید سطح بالاتری از تحلیل با الحاق دینامیک جلبک - مواد مغذی، مدنظر قرار گیرد.

بسیاری از مسایل کیفی آب را می‌توان با تحلیل حالت دایمی و با استفاده از سینتیک خطی و مولفه‌های ساده انتقال (یک بعدی) پاسخ داد. مدل‌های ساده اکسیژن محلول در رودخانه از آن جمله هستند که می‌توانند تحلیل کافی برای تصمیم‌گیری در مورد سطح تصفیه فاضلاب انجام دهند. از طرف دیگر، برای تحلیل مساله تغذیه‌گرایی و به منظور تعیین تاثیر حذف مواد مغذی از فاضلاب، معمولاً نیاز به عبارات متغیر زمانی و غیرخطی است.

پیچیدگی نسبی مدل عامل مهمی در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL می‌باشد. در مدل‌های پیچیده‌تر، درجه اعتبارسنجی بالاترین نیاز است. پیچیدگی مدل با تعداد عبارات انتقال، سینتیک و ورودی‌ها در معادلات مدل تعیین می‌گردد. در مقایسه با سادگی معادلات مورد استفاده در توصیف حالت دایمی توزیع اکسیژن محلول رودخانه‌ها، معادلات توصیف کننده توزیع متغیر زمانی مواد مغذی و فیتوپلانکتون‌ها پیچیده‌تر می‌باشند. برای هر جزء بیش‌تر در تحلیل، یک درجه اعتبارسنجی بیش‌تر می‌شود و در نتیجه داده‌های بیش‌تری مورد نیاز خواهد بود. اگر داده‌های کافی از یک جزء خاص در دسترس نباشد، درنظر گرفتن آن جزء در تحلیل جای سوال دارد.

انتخاب مدلی که کاربر - دوست باشد، ضروری است. پشتیبانی‌های فنی در راهبری و استفاده از مدل نیز مهم است. در نهایت، نمایش گرافیکی نتایج مدل، بهره‌وری مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL را بیش‌تر می‌کند.

## ۵-۴ - مطالعات میدانی رودخانه

پس از انجام ارزیابی اولیه شامل بررسی داده‌های موجود (اگر موجود باشد) و تحلیل‌های اولیه و انتخاب چارچوب مدل‌سازی، مطالعات میدانی جهت پرکردن خلاءهای اطلاعاتی باید انجام شود. داده‌های بیش‌تر در واسنجی و اعتبارسنجی مدل در مطالعه ظرفیت خودپالایی و TMDL نقش کلیدی دارند. در حقیقت، ارزیابی اولیه باید تعیین کند که:

- کدام منابع آلودگی باید پایش شوند؟
- جمع‌آوری داده‌های کیفی به چه میزان و گستردگی باشد؟
- به طور عمومی، مطالعه میدانی رودخانه شامل سه جزء اساسی زیر است:
- اندازه‌گیری عوامل فیزیکی رودخانه، مانند مشخصات هندسی هیدرولیکی، سرعت، بده جریان و زمان پیمایش؛
- جمع‌آوری داده‌های کیفی (فیزیکی، شیمیایی و زیستی) آب پذیرنده.

در صورت نیاز و اگر بودجه و زمان‌بندی اجازه دهد، ممکن است مطالعات ویژه زیر نیز انجام گیرد:

- مطالعات زمان پیمایش و پخش رنگ؛
- اندازه‌گیری ضرایب هوادهی؛
- آزمایش‌های بطری روشن و تاریک؛
- اندازه‌گیری نوسانات شبانه روزی اکسیژن؛
- شمارش باکتری‌های نیتریفایر در آب و رسوب؛
- آزمایش‌های طولانی مدت BOD فاضلاب و آب پذیرنده؛
- اندازه‌گیری‌های میدانی اکسیژن خواهی رسوبات و شار مواد مغذی.

انجام هم‌زمان این فعالیت‌ها، اهمیت فراوانی در گردآوری داده‌های مختصر و مفید در مدل‌سازی کیفی آب دارد. پیش از هر فعالیت نمونه‌برداری، به منظور اطمینان از تولید داده‌ها با کیفیت مشخص و قابل قبول، باید برنامه تضمین کیفیت (QA) در مورد مطالعات میدانی رودخانه تدوین شود.

#### ۵-۴-۱- مطالعه مشخصات هندسی هیدرولیکی

داده‌های فیزیکی رودخانه، شامل مساحت مقطع عرضی، عمق متوسط، بده جریان و شیب رودخانه می‌باشد. این داده‌ها باید در هر ایستگاه منتخب اندازه‌گیری شوند. اگر در این ایستگاه‌ها، رودخانه منقبض شده یا معرف مقطع طبیعی رودخانه نباشد، داده‌های مساحت و عمق باید کمی بالاتر از این ایستگاه‌ها یا محلی که شرایط طبیعی از خود نشان می‌دهد، اندازه‌گیری شوند. دقت مورد نیاز در داده‌های مساحت مقطع حدود ۵ درصد و در مورد اندازه‌گیری بده جریان ۱۰ درصد می‌باشد. علاوه بر آن، باید روش‌های آزمون صحت داده‌ها تدوین شود.

#### ۵-۴-۲- مطالعه زمان پیمایش

داده‌های زمان پیمایش در تعیین زمان عبور بین ایستگاه‌های مختلف اندازه‌گیری و نیز تعیین مقدار پخش طولی در رودخانه مفید است. مطالعات زمان پیمایش باید تحت شرایط مختلف جریان انجام گیرد. این شرایط جریان ممکن است جریان کم یا جریان در شرایط آب و هوای خشک (غیربارانی) و جریان زیاد باشد. مطالعه زمان پیمایش باید در طول دوره‌های چند روزه با جریان ثابت انجام گیرد. در طول مطالعات، رنگ فلورسنت در هر محل انتخابی از رودخانه تخلیه و در ایستگاه بعدی پایین دست اندازه‌گیری می‌شود. ایستگاه‌ها باید به گونه‌ای انتخاب شوند که هر مشخصه حوضه رودخانه که ممکن است زمان پیمایش را تغییر دهد، مانند ورودی‌های فعلی و آبی فاضلاب، ورودی‌های فرعی و تغییر در مشخصات رودخانه، منظور نمایند. در ایستگاه بالادست، رنگ به صورت آبی تخلیه می‌شود و در ایستگاه پایین دست در طول زمان اندازه‌گیری می‌شود. نمونه‌های رنگ را می‌توان توسط نمونه گیرهای خودکار برای اندازه‌گیری فلورسنت جمع‌آوری کرد. بازه زمانی نمونه‌گیری از ابتدا تا انتهای نمونه‌گیری باید براساس بده جریان و طول هر بازه از پیش تعیین گردد. هر چند بسیاری از مطالعات با استفاده از تخلیه ناگهانی توده رنگ انجام می‌گیرد، از تزریق ممتد رنگ نیز می‌توان استفاده کرد. در هنگام مطالعه زمان پیمایش برای چندین بازه از رودخانه، تحلیل گر باید از پایین ترین بازه شروع و به سمت بالادست حرکت کند تا از هرگونه تاثیر ناشی از تخلیه رنگ در بالادست اجتناب شود.

### ۵-۴-۳- نمونه‌برداری کیفیت آب رودخانه

مدل‌های شبیه‌سازی کیفیت آب اغلب به منظور سهم‌بندی بار مواد زاید مورد استفاده قرار می‌گیرند. مدل‌ها، پیش از انجام سهم‌بندی بار مواد زاید باید واسنجی و اعتبارسنجی شوند. واسنجی و اعتبارسنجی، معمولاً با کمبود داده و نوع غلط داده مواجه است و باید داده‌های بیش‌تری جمع‌آوری شود. از این‌رو، متخصصان کیفیت آب باید در خصوص نواقص داده‌ها و اهمیت آنها تصمیم گرفته و مطالعات جمع‌آوری اطلاعات مورد نیاز را طراحی کنند.

منظور اول این بخش، کمک به متخصصان کیفیت آب در طراحی و اجرای برنامه پایش رودخانه به عنوان پشتوانه مدل‌سازی سهم‌بندی بار مواد زاید است.

منظور دوم، راهنمایی در خصوص نحوه استفاده از مدل در طراحی پایش رودخانه است. از آنجا که مدل‌ها در نهایت برای پیش‌بینی بارهای مجاز مواد زاید استفاده می‌شوند، آنها را می‌توان پیش از پایان پایش رودخانه به کار برد. این عمل برنامه‌ریزان را در امتحان داده‌های موجود یاری داده، امکان تحلیل‌های حساسیت اولیه را داده و از این‌رو در تشخیص داده‌های خیلی ضروری کمک می‌کند. سپس، پایش رودخانه بر جمع‌آوری داده‌های ضروری متمرکز شده و از جمع‌آوری داده‌های کم اهمیت و یا جمع‌آوری مجدد داده‌هایی که قبلاً خوب تهیه شده، خودداری می‌شود.

منظور سوم، آموزش کارکنان نمونه‌برداری در مورد رابطه بین الزامات نمونه‌برداری و الزامات مدل‌سازی است. گاهی اوقات این افراد ممکن است در مورد علت عدم کفایت داده‌های تاریخی، دلیل نیاز به یک برنامه ویژه پایش و دلیل انتخاب محل‌ها و عوامل انتخاب شده سوال داشته باشند. با شناخت عواملی که در فرایند انتخاب محل‌ها و عوامل موثر هستند، نمونه‌بردار کارهای خود را موثرتر انجام خواهد داد. علاوه بر این، هنگامی که بروز شرایط میدانی پیش‌بینی نشده تغییر در استراتژی نمونه‌برداری را ایجاد نماید، مبنای بهتری برای تصمیم در مورد نحوه اصلاح طرح برنامه نمونه‌برداری وجود خواهد داشت.

### ۵-۴-۱- ملاحظات مستقل از مدل

#### ۵-۴-۱-۱- داده‌های کیفیت آب

با توجه به طبیعت نیمه تجربی مدل‌های کیفیت آب، داده‌های کیفیت آب برای راه‌اندازی، واسنجی و اعتبارسنجی مدل لازم است. داده‌های ورودی مدل برای همه عواملی که شبیه‌سازی می‌شوند، مورد نیاز است. برای مدل‌هایی مانند QUAL2E که آلاینده‌های متعارف را شبیه‌سازی می‌کنند، این داده‌ها ممکن است شامل دما، اکسیژن محلول، BOD کربنی، فسفر، نیترژن (آمونیاک، نیتريت و نترات)، کلیفرم، کلروفیل a یا وزن خشک زیست توده فیتوپلانکتون و ترکیبات پایستاری مثل جامدات محلول کل شود. مدل‌های دیگری اجزای بیش‌تری مانند کربن غیرآلی کل، کلیاییت، pH، جامدات معلق غیرآلی، مواد آلی معلق، پریفایتون، زوپلانکتون و ارگانیزم‌های کف زی را هم شامل می‌شوند. مدل‌های زوال مواد سمی داده‌هایی برای مواد شیمیایی خاص تحت مطالعه نیاز دارند.

جمع‌آوری داده‌ها تنها برای اجزا و فرایندهای خاصی که مورد ارزیابی قرار می‌گیرند، به اضافه هر متغیر دیگری که تاثیر قابل توجهی بر این اجزا دارد، نیاز است. در ادامه در مورد برخی از ملاحظات نمونه‌برداری کیفیت آب که برای تمامی مطالعات ظرفیت خودپالایی اساسی هستند، بحث می‌شود.



## ۵-۴-۳-۱-۲- محل‌های نمونه‌برداری

پس از تخمین اولیه اجزا و عواملی که باید در یک مطالعه مدل‌سازی نمونه‌برداری شوند، تعیین مکان، زمان و تناوب نمونه‌برداری ضروری است. نمونه‌برداری از رودخانه باید حداقل از مکان‌های زیر انجام شود (شکل ۵-۱):

- انتهای بالادست (سرآب) هر بازه از رودخانه اصلی و شاخه‌های فرعی که مدل‌سازی می‌شوند (بده و غلظت به عنوان شرایط مرزی و غلظت پایه).
- دهانه تمامی شاخه‌های فرعی که در شبکه بندی مدل وارد نمی‌شوند، درست قبل از محل ورود به رودخانه اصلی. در صورتی که بده جریان و بارگذاری شاخه‌های فرعی کم‌تر از ۵ درصد رودخانه اصلی باشند، کم اهمیت تلقی شده و در شبکه بندی مدل جهت تحلیل وارد نمی‌شوند.
- نمونه پساب‌ها از تمامی منابع نقطه‌ای مهم، قبل از ورود به رودخانه؛
- انتهای بالادست و پایین دست آن نواحی رودخانه که انتظار می‌رود ورود منابع غیرنقطه‌ای قابل توجه باشد.
- انتهای پایین دست منطقه مطالعاتی (برای واسنجی و اعتبارسنجی).



شکل ۵-۱- محل‌های پیشنهادی برای حداقل برنامه نمونه‌برداری

با وجود آن‌که یک ایستگاه منفرد در پایین دست، حداقل نیاز برای مقاطع کوتاه رودخانه بدون هیچ‌گونه ورودی فرعی عمده است، ایستگاه‌های نمونه‌برداری بیش‌تری برای فراهم کردن داده‌های مکانی بیش‌تر برای واسنجی و اعتبارسنجی مدل مطلوب است.

موقعیت‌های منطقی برای این ایستگاه‌ها عبارت هستند از نواحی حساس از نظر زیستی، نواحی که امکان تخطی از استانداردهای کیفیت آب در آنها وجود دارد، نواحی که درست در بالادست الحاق شاخه‌های فرعی یا بارگذاری‌های نقطه‌ای عمده قرار دارند، و نواحی که تغییرات رودخانه ممکن است تغییرات مهمی در سینتیک را باعث شود. کیفیت آب در پایین محل الحاق شاخه‌های فرعی یا تخلیه مواد زاید را می‌توان مستقیماً با استفاده از محاسبات ساده اختلاط براساس داده‌های رودخانه اصلی در بالادست محل تلاقی یا تخلیه و داده‌های نرخ بارگذاری شاخه فرعی یا منبع نقطه‌ای محاسبه کرد.

$$C_b = \frac{Q_a C_a + Q_1 C_1}{Q_a + Q_1} \quad (۱۳-۵)$$

$C_b$  = غلظت متوسط رودخانه اصلی در پایین شاخه فرعی یا تخلیه مواد زاید، میلی‌گرم بر لیتر؛

$C_a$  = غلظت در رودخانه در بالای شاخه شاخه فرعی یا تخلیه مواد زاید، میلی‌گرم بر لیتر؛

$C_1$  = غلظت در شاخه فرعی یا تخلیه مواد زاید، میلی‌گرم بر لیتر؛

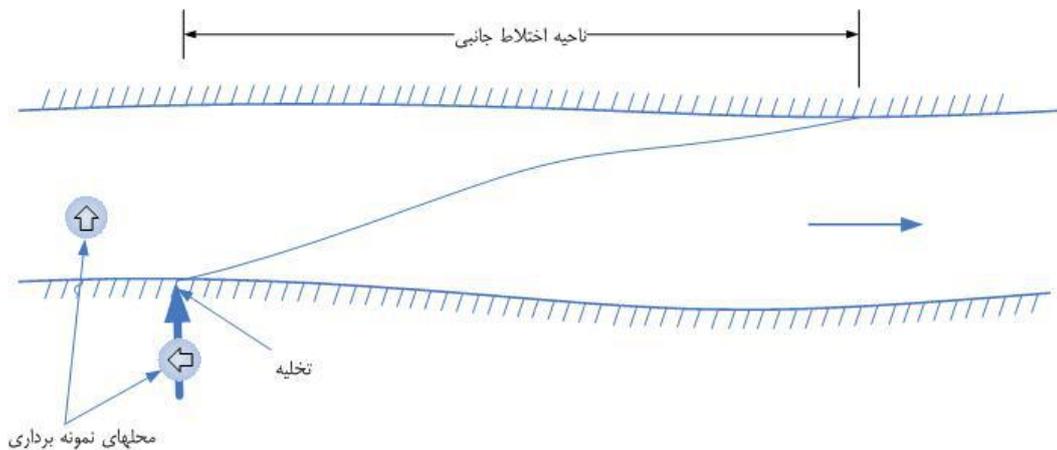
$Q_a$  = بده رودخانه بالای محل الحاق شاخه فرعی یا تخلیه مواد زاید، لیتر بر ثانیه؛

$Q_1$  = بده شاخه فرعی یا تخلیه مواد زاید، لیتر بر ثانیه.

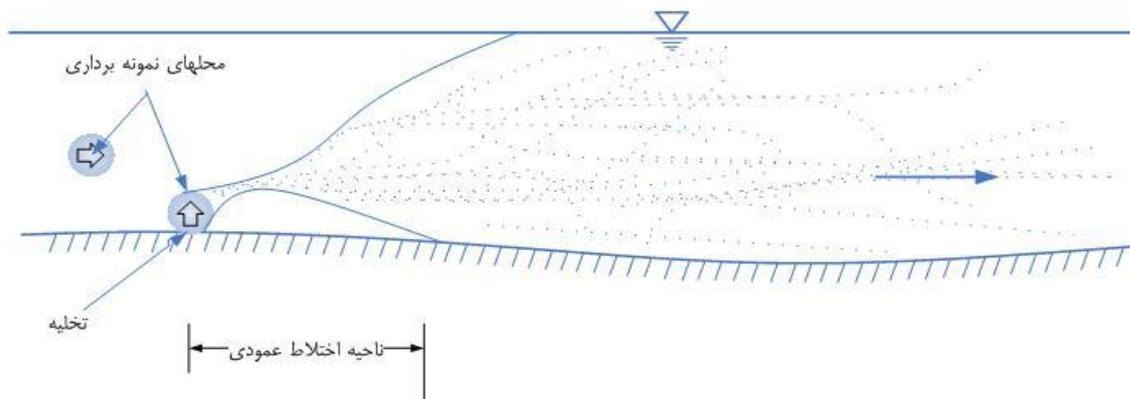
از این مقادیر می‌توان به عنوان شرایط مرزی بالادست در واسنجی مقطع بعدی رودخانه استفاده کرد. از آنجایی که که بیش‌تر مدل‌های رودخانه‌های یک بعدی هستند، فرض بر این است که اختلاط کیفیت آب در هر مقطع رودخانه به خوبی و به صورت یکنواخت انجام گرفته است. بنابراین، نمونه‌هایی که درست در پایین دست تخلیه مواد زاید یا شاخه فرعی برداشت می‌شوند ممکن است با شرایط مدل‌سازگار نباشند، مگر آن‌که به اندازه کافی پایین‌تر از ناحیه اختلاط کامل برداشت شوند (شکل ۵-۲). اگر رودخانه در پایین دست به دو کانال منشعب می‌شود، وجود ایستگاه نمونه‌برداری در محل انشعاب برای تعریف شرایط بالادست در هر بازه از رودخانه مفید است.

علاوه بر محل‌های نمونه‌برداری فوق که بر مبنای شکل رودخانه و محل‌های تخلیه مواد زاید می‌باشند، اگر گرادیان کیفیت آب، مثل افت اکسیژن محلول در پایین دست محل تخلیه مواد زاید مدنظر باشد، ایستگاه‌های بیش‌تری مورد نیاز است. این ایستگاه‌ها، داده‌های مورد نیاز برای واسنجی و اعتبارسنجی توانایی مدل در پیش‌بینی تغییرات مهم کیفیت آب را فراهم می‌سازند. تعیین محل‌های مناسب برای ایستگاه‌های اضافی از قبل معمولاً مشکل است. محاسبات غربالی ساده شده یا اجرای اولیه مدل‌ها اغلب می‌تواند در تعیین محل این ایستگاه‌ها مفید باشد. راهنمایی‌های لازم برای تعیین این نقاط در بخش‌های بعدی ارائه خواهد شد.





(الف) نمای هوایی از رودخانه



(ب) نمای جانبی از رودخانه

شکل ۵-۲- محل‌های نمونه‌برداری پیشنهادی در منابع نقطه‌ای

### ۵-۳-۱-۳-۴-۵- زمان و تناوب نمونه‌برداری

در صورت امکان، نمونه‌برداری کیفیت آب باید در خلال دوره‌هایی مشابه با شرایط طراحی بحرانی که در مطالعات تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL استفاده می‌شود، انجام داد. این دوره‌ها معمولاً نشان دهنده نوعی از شرایط «بدترین حالت» مانند شرایط حداقل بده و حداکثر دمای تابستان هستند. شرایط طراحی، نشان دهنده یک رویداد حدی مانند بده ۷ روزه ۱۰ ساله ( $vQ_{10}$ ) که به طور متوسط در هر ۱۰ سال به وقوع می‌پیوندد، است. نمونه‌برداری مستقیم از چنین شرایطی ممکن است عملی نباشد و با وجود آن که بده‌های مشابه در بازه‌های زمانی متوسط‌گیری کوتاه‌تری (مثلاً ۱ یا ۲ روز) ممکن است در هر سال روی دهند، طول دوره زمانی نمونه‌برداری ممکن است برای تحقق تمامی اهداف برنامه کافی نباشد. بنابراین، برنامه نمونه‌برداری باید در زمان‌هایی که به این شرایط نزدیک‌تر بوده و هنگامی که فرایندهای کیفیت آب مشابهی اهمیت دارد، انجام داد.

علاوه بر داده‌های واسنجی، باید نمونه‌های دیگری تحت شرایط مختلف بده و کیفیت آب به منظور اهداف اعتبارسنجی مدل جمع‌آوری گردند. در صورتی که شرایط مختلفی از بده و کیفیت آب در مطالعات تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL مورد ارزیابی قرار خواهند گرفت، نمونه‌های واسنجی و اعتبارسنجی باید در زمان‌هایی که شرایط تحلیل را حفظ می‌کنند برداشت شوند.

فاصله زمانی و تناوب نمونه‌برداری کیفیت آب بستگی زیادی به دینامیک یا دایمی بودن مدل دارد. از آن‌جاکه که استفاده از مدل‌های حالت دایمی ساده‌تر بوده و نیاز به داده‌های کم‌تری دارد، در مطالعات تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL معمولاً از آن‌ها استفاده می‌شود. مدل‌های حالت دایمی، وضعیت کیفیت آب را با فرض ثابت بودن همه عوامل در طول زمان محاسبه می‌کنند. این عوامل عبارتند از:

- بده و هندسه رودخانه (عمق‌ها، عرض‌ها و غیره)؛
- شرایط هواشناسی؛
- دما و کیفیت آب ورودی از مرز بالادست در هر بازه‌ای که مدل می‌شود (شرایط مرزی بالادست)؛
- دما، کیفیت و بده تمامی شاخه‌های فرعی؛
- دما، کیفیت و بده تمام بارگذاری‌های منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای؛
- نرخ فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی که در داخل رودخانه اتفاق می‌افتند.

مدل‌های حالت دایمی، تغییرات مکانی را برای عوامل فوق شبیه‌سازی می‌کنند، ولی تغییرات زمانی را شبیه‌سازی نمی‌کنند. این مدل‌ها هنگامی که شرایط بالادست در طول زمان تغییرات زیادی ندارد، برای پیش‌بینی شرایط کیفیت آب در نقاط مختلف رودخانه مناسب هستند. از آن‌جاکه که زمان پیمایش در طول یک بازه از رودخانه در حدود چند روز است، منطقی است که شرایط هیدرولوژیکی و هواشناسی را در طول این دوره ثابت فرض کرد و مدل حالت دایمی را به کار برد. تغییرات فصلی را می‌توان با اجرای مکرر مدل برای سناریوهای مختلف، مثل شرایط میانگین ماهانه، شرایط حدی ماهانه و غیره تحلیل کرد. محدودیت اصلی مدل‌های حالت دایمی، ناتوانایی آنها در لحاظ کردن تغییرات بده یا وقایع گذرا، مانند سیلاب‌ها یا تخلیه مواد سمی، و عدم شبیه‌سازی مستقیم تغییرات شبانه روزی دما و اکسیژن است.

از آن‌جاکه که در مدل‌های حالت دایمی، فرض بر این است که شرایط با زمان ثابت می‌ماند، انجام نمونه‌برداری در دوره‌های زمانی که این فرض در آن صادق است، اهمیت زیادی دارد. پایش سینوپتیک (مثل نمونه‌برداری از تمامی ایستگاه‌ها در ۱ تا ۲ روز) باید تا حد امکان انجام گیرد تا تغییرات آب هوا و تغییرات تخلیه مواد زاید تاثیر زیادی بر شرایط کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف نگذارد. هرچند از آن‌جاکه که دما در طول شبانه روز تغییر می‌کند و دما بر نرخ بسیاری از فرایندهای زیستی و شیمیایی موثر است، صرف نظر کردن از برخی تغییرات در نتایج نمونه‌برداری غیرقابل اجتناب خواهد بود. اگر تغییرات شبانه روزی مهم باشند (برای مثال، در برخی مشکلات اکسیژن محلول که فعالیت جلبکی قابل توجه است)، باید یک پایش ۲۴ ساعته برای حداقل یک ایستگاه (ترجیحاً ایستگاه واقع در محل افت اکسیژن) یا بیش‌تر انجام گیرد.

پایش‌های کوتاه مدت فشرده (اندازه‌گیری‌های شبانه روزی در طول ۲ تا ۳ روز) در تمامی مطالعات کیفیت آب پیشنهاد می‌شود، چون چنین پایشی داده‌های کافی برای تخمین تغییرپذیری نمونه (مثل واریانس‌ها، بازه‌های اطمینان و غیره) را فراهم می‌سازد. رویکرد جایگزین برای مدل‌سازی حالت دایمی، مدل‌سازی دینامیکی می‌باشد. مدل‌های دینامیک، رودخانه را با مبانی مشابه مدل‌های حالت دایمی شبیه‌سازی می‌کنند. به بیان دیگر، هر دو نوع مدل در رودخانه به سمت پایین دست حرکت کرده، فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی واقع در رودخانه و تغییرات حاصل در عوامل کیفیت آب را محاسبه می‌کنند. هرچند علاوه بر آن،

مدل‌های دینامیک تغییرات پیوسته در طول زمان به واسطه تغییرات بده رودخانه، کیفیت آب و دمای بالادست و بده رودخانه‌های فرعی، بارگذاری‌های نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای، هواشناسی و فرایندهای واقع در رودخانه را نیز محاسبه می‌کنند. در مدل‌های دینامیک، تمامی عواملی که در تحلیل‌های حالت دائمی ثابت فرض شده بودند مجاز به تغییر پیوسته در طول زمان هستند. این امتیاز، اجازه تحلیل تغییرات شبانه روزی دما و کیفیت آب و پیش‌بینی پیوسته تغییرات روزانه یا فصلی در کیفیت آب را می‌دهد.

مطالعات مدل سازی دینامیکی، معمولاً به برنامه نمونه‌برداری مفصل تری نسبت به مطالعات حالت دائمی نیاز دارند. برای تعریف تغییرات کیفیت آب در طی دوره شبیه‌سازی، باید داده‌های کافی در انتهای بالادست تمامی شاخه‌های رودخانه و بارگذاری‌های اصلی مواد زاید جمع‌آوری گردد تا شرایط مرزی مدل قابل تعیین باشد. از آن‌جا که مدل‌های دینامیک برای مطالعه وقایع گذرا مانند سرریز شبکه فاضلاب مرکب در هنگام بارندگی، ریزش مواد سمی و تغییرات شبانه روزی دما یا اکسیژن محلول مورد استفاده قرار می‌گیرند، دوره زمانی و تناوب نمونه‌برداری باید با دوره زمانی این وقایع به اضافه زمان پیمایش در محدوده مطالعات متناسب باشد. برای تخلیه مواد سمی، زمان پیمایش به اضافه زمان مورد نیاز برای گذر گوشه انتهایی توده، جهت رهگیری ماده سمی در سامانه ضروری است. در مسایل رواناب‌های ناشی از بارندگی، دوره زمانی رواناب را باید به دوره نمونه‌برداری افزود، چون بارگذاری آلاینده‌ها و پاسخ هیدرولوژیکی سامانه در طول دوره رواناب تغییر می‌کند. برای مطالعات شبانه روزی دما و اکسیژن محلول، باید نمونه‌برداری را در فواصل خاص (برای مثال ۱ یا ۲ ساعت) در طول ۲۴ ساعت انجام داد.

شبیه‌سازی‌های دینامیک درازمدت تغییرات فصلی کیفیت آب رودخانه ممکن است عملی نباشد. هرچاکه تغییرات فصلی مدنظر است، معمولاً یک مدل حالت دائمی یا یک مدل دینامیک (با شبیه‌سازی کوتاه مدت) برای مجموعه‌های مختلفی از شرایط که کل طیف شرایط مورد انتظار در طول دوره مورد نظر را در برمی‌گیرند، چندین بار اجرا می‌شود. باید داده‌های کافی برای تعریف تغییرات فصلی جمع‌آوری گردد و داده‌های مناسب برای واسنجی و اعتبارسنجی مدل فراهم آید. در صورت امکان، باید داده‌های کافی برای پوشش کل گستره شرایط تحلیل مدل جمع‌آوری گردد. این داده‌ها حداقل باید شامل شرایط حدی حداقل و حداکثر در گستره فصلی و شرایط میانی (مثل میانگین‌های ماهانه) باشد.

#### ۵-۴-۳-۱-۴- استفاده از مدل در طراحی برنامه نمونه‌برداری

مدل‌ها می‌توانند ابزار بسیار موثری در طراحی برنامه‌های نمونه‌برداری باشند که شامل مدل‌های کامپیوتری و تکنیک‌های محاسبات دستی ساده است. از آن‌جا که منابع نمونه‌برداری محدود می‌باشند، ایجاد ایستگاه در محل‌هایی که اطلاعات بیش‌تری فراهم خواهند کرد، مهم است. محاسبات اولیه مدل می‌تواند در تعیین بهترین محل‌ها و زمان‌های بحرانی نمونه‌برداری برای انجام تحلیل‌های دینامیکی مورد استفاده قرار گیرد. برای مثال، در هنگام تحلیل مسایل اکسیژن محلول در رودخانه‌ها با نقاط متعدد تخلیه مواد زاید، بسیاری از نمونه‌برداری‌ها باید در نقاطی انجام گیرد که احتمال تخطی از استانداردهای کیفیت آب بسیار زیاد است.

هم‌چنین در نواحی که گرادیان بزرگ کیفیت آب وجود دارد، باید نمونه‌برداری‌های زیادی انجام شود. این نواحی را می‌توان با محاسباتی از نوع استریتر-فلپس یا مدل‌های کامپیوتری ساده شده، تعیین کرد. محاسبات اختلاط ساده را می‌توان برای کمک به تعیین اهمیت منابع مواد زاید به‌کار برد. از محاسبات ناحیه اختلاط می‌توان برای تخمین فاصله مورد نیاز برای اختلاط کامل فاضلاب با آب رودخانه و محاسبه غلظت‌ها در محدوده اختلاط استفاده کرد. ضرایب نرخ و عوامل مدل را می‌توان پیش از اندازه‌گیری میدانی از مقادیر پیشنهاد شده در منابع علمی تخمین زد. برای عوامل مهمی مانند نرخ زوال  $BOD (K_d)$ ، می‌توان آنالیز حساسیت انجام

داد تا آثار مقادیر مختلف  $K_d$  بر موقعیت افت DO ارزیابی گردد. این تحلیل‌ها باید اطلاعات کافی برای تعیین محل ایستگاه نمونه‌برداری در بخش بحرانی منحنی افت را فراهم سازند.

### ۵-۳-۲- نمونه‌برداری آلاینده‌های متعارف

#### ۵-۳-۲-۱- اجزای مورد نمونه‌برداری

اجزای مورد نمونه‌برداری و تناوب آن تا حدود زیادی به چارچوب خاص مدل سازی که در تحلیل‌های سهم‌بندی بار مواد زاید مورد استفاده قرار خواهند گرفت، بستگی دارد. مدلی باید انتخاب شود که شامل تمامی فرایندهای مهم در رودخانه مورد تحلیل باشد، بدون پیچیدگی غیرضروری به خاطر در نظر گرفتن فرایندهایی که اهمیت ندارند. چندین اندازه‌گیری ساده ممکن است برای تعریف فرایندهای مهم مفید باشد.

حداقل نیازهای نمونه‌برداری برای تمامی مطالعات اکسیژن محلول باید شامل اکسیژن محلول، دما، BOD کربنی و نیتروژن کلدال کل (BOD نیتروژنی) باشد، چرا که این عوامل در هر تحلیل اکسیژن محلول اساسی می‌باشند. BOD معمولاً به صورت BOD ۵ روزه ( $BOD_5$ ) اندازه‌گیری می‌شود. هرچند چون در مدل‌ها BOD نهایی شبیه‌سازی می‌شود، چندین اندازه‌گیری BOD درازمدت یا نهایی ( $BOD_{20}$ ) نیز برای ایجاد نسبت  $BOD_{20}/BOD_5$  لازم است. اگر مدلی که تنها BOD کل را در نظر می‌گیرد، انتخاب شود، تحلیل‌گر باید نسبت به این مساله آگاه باشد که BOD نیتروژنی و BOD کربنی با نرخ‌های مختلفی زوال می‌یابند که باعث تغییر ترکیب BOD باقیمانده و زوال خالص در طی حرکت مواد زاید به سمت پایین دست می‌گردند. بنابراین رویکرد BOD کل را باید تنها در شرایطی استفاده کرد که ترکیبات نیتروژنی در منابع آلودگی، کم اهمیت تشخیص داده شوند (مثلاً کم‌تر از ۱۰ درصد BOD کل).

علاوه بر نیتروژن کلدال (TKN)، آمونیاک و نیترات (یا نیتريت به‌علاوه نیترات) را باید در مطالعات اکسیژن محلول و تغذیه گرایبی برای مدل‌هایی که چرخه نیتروژن را شبیه‌سازی می‌کنند اندازه گرفت.

### ۵-۳-۳-۲- داده‌های میدانی مورد استفاده در تخمین ضرایب مدل

در کنار نمونه‌گیری اجزای مورد شبیه‌سازی، ممکن است اندازه‌گیری‌های بیش‌تری برای کمک به تعیین ثابت‌های مختلف و عوامل موجود در معادلات مدل لازم باشد. مقادیر ضرایب را می‌توان از چهار راه به‌دست آورد: (۱) اندازه‌گیری مستقیم، (۲) تخمین از داده‌های میدانی، (۳) منابع علمی، و (۴) واسنجی مدل.

واسنجی مدل، معمولاً بدون توجه به رویکرد منتخب ضروری است؛ هرچند، ضرایبی که مختص یک محل خاص هستند یا می‌توانند گستره وسیعی از مقادیر داشته باشند، باید به طور مستقیم اندازه‌گیری شده یا از نمونه‌های میدانی تخمین زده شوند. این عوامل شامل عوامل زیر می‌باشد:



- نرخ زوال BOD کربنی؛

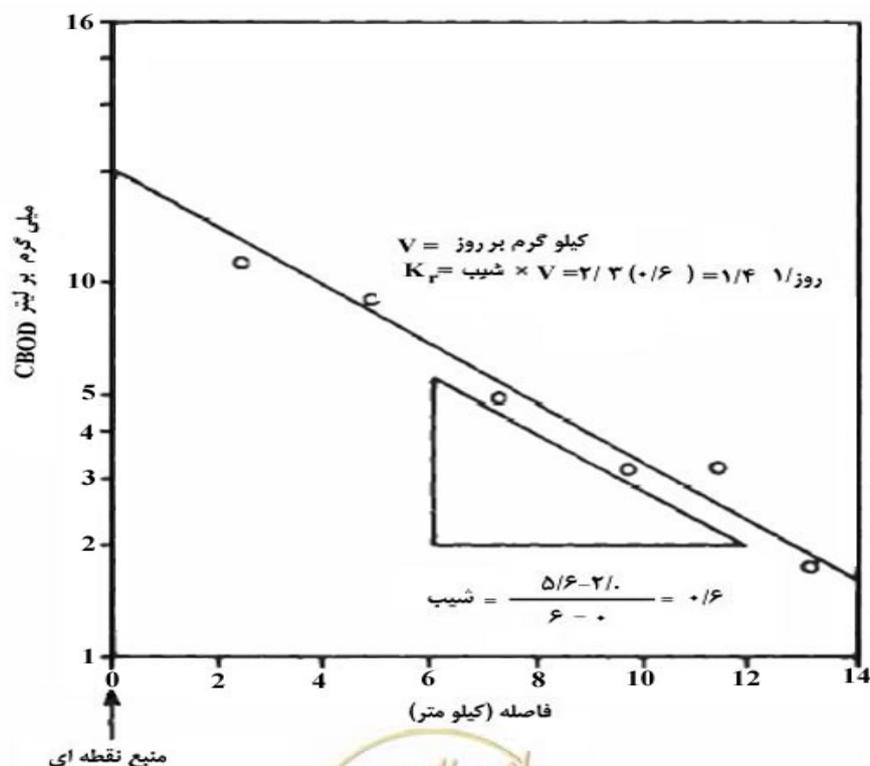
- نرخ ته نشینی BOD کربنی؛

- نرخ اکسیداسیون آمونیاک (نرخ زوال BOD نیتروژنی)؛

- تقاضای اکسیژن رسوب.

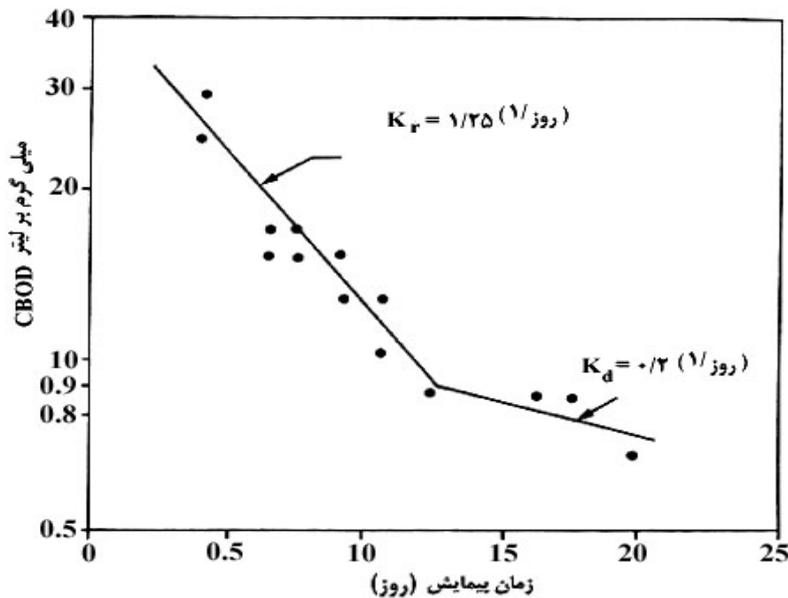
نرخ‌های زوال BOD کربنی و ته نشینی را می‌توان با رسم مقادیر اندازه‌گیری شده CBOD در مقابل زمان پیمایش در کاغذ نیمه لگاریتمی تخمین زد. نرخ زوال از شیب خط به‌دست می‌آید (شکل ۵-۳). محاسبات شیب باید محدود به بازه‌هایی شود که رودخانه‌های فرعی قابل چشم‌پوشی هستند. در شرایطی که ته‌نشینی CBOD قابل توجه است، معمولاً یک منحنی دو مرحله‌ای با یک شیب در قسمت اول و یک شیب بسیار ملایم در قسمت دوم نتیجه می‌شود (شکل ۵-۴). قسمت اول منحنی، نرخ کلی حذف را برای زمانی که هم ته‌نشینی و هم زوال مهم است ( $K_T$ ) به دست می‌دهد، در حالی که قسمت دوم معمولاً زوال CBOD را پس از آن که بیش‌تر ته‌نشینی ( $K_d$ ) اتفاق افتاده نتیجه می‌دهد. پس نرخ ته‌نشینی ( $K_a$ ) را می‌توان از اختلاف بین  $K_d$  و  $K_T$  تخمین زد. نرخ زوال BOD کربنی می‌تواند در آزمایشگاه با استفاده از آزمایش‌های بازدارندگی نیتروژن یا محاسبه با روش‌های دیگر تعیین شود، ولی رویکرد فوق به دلیل آن که بازتاب شرایط واقعی اندازه‌گیری شده میدانی است ترجیح داده می‌شود [۱۳].

ضریب نرخ اکسیداسیون آمونیاک (یا زوال BOD نیتروژنی) می‌تواند از داده‌های میدانی با استفاده از روش مشابه گرافیکی تخمین زده شود. معمولاً نیتروژن کج‌للال (TKN) و نه آمونیاک ترسیم می‌شود، چون TKN شامل نیتروژن آلی و آمونیاک قابل هیدرولیز شدن است که هر دو در نهایت به نیترات اکسید خواهند شد. متأسفانه، غلظت آمونیاک علاوه بر اکسیداسیون از برداشت و تنفس جلبکی هم متأثر می‌گردد، پس این فرایندها ممکن است بر شیب منحنی تاثیر گذارند.



شکل ۵-۳- نمونه محاسبه نرخ حذف BOD ( $K_T$ ) بر مبنای اندازه‌گیری‌های BOD





شکل ۵-۴- فرایند تخمین  $K_r$  و  $K_d$  از اندازه‌گیری‌های BOD

#### ۵-۴-۳-۲-۳- محل‌های نمونه‌برداری

محل‌های نمونه‌برداری عمومی مستقل از مدل که پیش از این مورد بحث قرار گرفت (به بیان دیگر مرزهای بالادست، رودخانه‌های فرعی، منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای)، حداقل محل‌های مورد نیاز برای تمامی مطالعات آلاینده‌های متعارف است. علاوه بر آن، باید از ایستگاه‌های کافی برای تعیین شکل پروفیل اکسیژن محلول در پایین هر منبع عمده مواد زاید در مطالعات اکسیژن محلول نمونه‌برداری گردد. حداقل ۵ یا ۶ ایستگاه برای تعریف شکل منحنی افت DO با فرض از پیش مشخص بودن محل و گستردگی منحنی افت مورد نیاز است. از آن‌جا که این امر معمولاً نادر است، چند ایستگاه بیش‌تر (۲ یا ۳) باید معمولاً اضافه شود که حداقل یک ایستگاه نزدیک حداقل اکسیژن محلول باشد. نمونه‌برداری از این نقطه، به خاطر احتمال تخطی از استاندارد کیفیت آب حایز اهمیت است. در صورتی که تخطی از استاندارد وجود دارد، باید نمونه‌برداری فشرده‌ای در منطقه افت انجام گیرد تا میزان تخطی تعیین گردد. به طور عمومی، باید نمونه‌برداری بیش‌تری برای محل‌های تخلیه مواد زاید که تاثیر زیادی بر رودخانه دارند تخصیص یابد، که می‌تواند با مقایسه شارهای جرمی CBOD و NBOD با شارهای مرتبط با آب رودخانه تعیین گردد. در بسیاری از موارد، افت‌های DO از منابع مختلف هم‌پوشانی خواهند داشت که تعداد کل محل‌های نمونه‌برداری مورد نیاز را کاهش می‌دهد.

محل افت DO پیش از نمونه‌برداری را می‌توان با محاسبات استریتر-فلیس یا اجرای مدل‌های اولیه تخمین زد. طول کل منطقه افت را می‌توان با توجه به نرخ زوال BOD و طول زمان پیمایش و سرعت رودخانه در پایین دست محل تخلیه تخمین زد، چون زوال BOD معمولاً فرایند اصلی حذف اکسیژن از رودخانه است. هرچند، این اطلاعات اخیر هیچ اطلاعاتی در خصوص محل حداقل DO فراهم نمی‌آورد.

تمامی عوامل مورد نظر کیفیت آب (DO، CBOD، TKN،  $\text{NH}_3$ ،  $\text{NO}_3$ ،  $\text{PO}_4$ ، دما، pH و غیره) باید در هر ایستگاه در شبکه نمونه‌برداری اندازه‌گیری شوند، هرچند برخی از ترکیبات، مثل BOD در ناحیه بازبایی (پس از نقطه حداکثر افت) ممکن است

در محل‌های خاصی کم اهمیت باشند. اندازه‌گیری جلبک ممکن است در همه ایستگاه‌ها در نواحی که شبکه نمونه‌برداری نزدیک و فشرده است مورد نیاز نباشد (برای مثال اگر نمونه‌برداری فشرده در مناطق حساس افت DO انجام می‌گیرد)، چون غلظت جلبک در فواصل کوتاه تغییر قابل توجهی ندارد. فرایندهای مرتبط با رسوب مانند SOD تنها در نقاط اندکی نیاز به اندازه‌گیری دارند. این محل‌ها ضرورتاً نباید بر محل نمونه‌های سایر عوامل کیفیت آب منطبق باشد. این نقاط باید در مناطقی قرار گیرند که تغییرات در مشخصه‌های رسوب در منطقه مطالعات را نشان دهند. محل‌های معمول نمونه‌برداری در پایین دست محل‌های تخلیه عمده است تا SOD را در مناطقی که ته‌نشینی قابل توجهی از BOD روی می‌دهد و نیز در محل‌های دور از محدوده تاثیر تخلیه است تا SOD پس زمینه را تعیین کند.

#### ۵-۳-۲-۴- استراتژی اندازه‌گیری اکسیژن خواهی رسوب

انتخاب محل‌های نمونه‌برداری برای اندازه‌گیری SOD معمولاً توسط مدل‌سازهای کیفیت آب به طور کمی صورت نمی‌گیرد. اولین قدم، تعیین بازه‌ای از رودخانه است که باید برای اندازه‌گیری SOD انتخاب شود و سپس استراتژی تعیین تناوب اندازه‌گیری برای بازه‌های انتخاب شده است.

در توسعه استراتژی اندازه‌گیری SOD، منطقی است که فرض شود عوامل مهم در تعیین بازه‌ها یا قطعه‌های مدل، در انتخاب محل‌های اندازه‌گیری SOD نیز تاثیر دارند. مهم‌ترین این عوامل عبارتند از:

- مشخصات هندسی - عمق و عرض؛
- هیدرولیک - سرعت، شیب، جریان، زبری کف؛
- کیفیت آب - محل‌های منابع نقطه‌ای، رواناب‌های منابع غیرنقطه‌ای، تغییرات شدید (گرادیان‌های شدید) در غلظت‌های BOD/DO، رودخانه‌های فرعی، سدها و مخازن ذخیره.

مهم‌ترین عوامل برای SOD احتمالاً محل تغییرات شدید غلظت‌های BOD/DO می‌باشد.

در غیاب سوابق اطلاعات کیفیت آب، برای اهداف برنامه‌ریزی خوب فرض است که SOD باید در هر بازه از رودخانه اندازه‌گیری شود. این پیشنهاد، به خصوص در رودخانه‌هایی که افت DO قابل توجهی روی می‌دهد، مهم است. در این موارد، مدل‌کننده باید داده‌های کافی برای لحاظ کردن مستقل آثار منابع نقطه‌ای و SOD بر کیفیت آب را به دست آورد. برای مثال، ادغام زوال BOD داخل رودخانه با SOD، در مدل‌سازی مناسب نیست و باید در مدل‌هایی که برای سهم‌بندی بار مواد زاید استفاده می‌شوند، از این امر اجتناب شود.

هرچند از دید عملی، اجرای کامل این پیشنهاد به واسطه محدودیت‌های مالی مطالعات مدل‌سازی مشکل است. در چنین شرایطی توصیه می‌شود که مدل نیمه واسنجی شده در تعیین بازه‌های بحرانی از نظر غلظت DO استفاده گردد. سپس اندازه‌گیری‌های SOD می‌تواند بر این مناطق متمرکز گردد.

مدل‌کننده باید نسبت به تغییرات حساسیت DO به SOD (و سایر مکانیزم‌های مدل) هنگامی که پیش‌بینی‌ها برای بده  $Q_1$  (یا بدترین شرایط دیگر) انجام می‌گیرد، آگاه باشد. به طور معمول، مدل با داده‌های کیفیت آب در بده‌های بالاتر از بده  $Q_1$  واسنجی می‌شود. در این حالت، ممکن است حساسیت DO به SOD کم باشد و مدل‌کننده ممکن است تعداد نمونه‌های SOD را بر این

اساس کم کند. در صورتی که حساسیت DO رودخانه به SOD در زمان‌های پیمایش طولانی تر مرتبط با بده  $Q_1$  افزایش یابد، این کار ممکن است صحیح نباشد.

هنگامی که بازه‌های بحرانی تعریف می‌گردند، چندین مساله که باید مدنظر مدل‌کننده قرار گیرد عبارت است از: روش‌های اندازه‌گیری، دقت اندازه‌گیری و تناوب اندازه‌گیری.

باید توجه کرد که در مقایسه با روش‌های در محل، دقت روش‌های مناسب آزمایشگاهی جای بحث دارد. شواهد زیادی وجود دارد که نشان می‌دهد روش‌های آزمایشگاهی را می‌توان با اطمینان جایگزین اندازه‌گیری‌هایی در محل کرد. علاوه بر این، این داده‌ها حاکی از آن است که همبستگی حوضه ای SOD آزمایشگاهی با SOD در محل گزینه قابل اعتمادی برای اندازه‌گیری‌های در محل است. در این مورد، مدل‌کننده، داده‌هایی برای توسعه همبستگی در یک محل جمع‌آوری کرده و سپس روش‌های آزمایشگاهی کم هزینه‌ای برای سایر قطعات رودخانه پیش می‌گیرد. این گزینه مبه‌ویژه برای حوضه‌های بزرگ با مشخصه‌های رسوب مشابه در کل حوضه مفید خواهد بود.

داده‌هایی برای دقت اندازه‌گیری SOD برای هر دو روش در محل و آزمایشگاهی وجود دارد. دقت، تا حد زیادی تابعی از تجربه پرسنل کارهای میدانی یا تحلیل‌گر آزمایشگاهی است. برای کارهای در محل با پرسنل مجرب، دقت که به صورت ضریب تغییرات اندازه‌گیری‌های متعدد تعریف می‌شود می‌تواند تا حد  $\pm 40\%$  درصد باشد. با تجارب میدانی بیشتر، دقت باید تا محدوده  $\pm 20\%$  درصد بهبود یابد. دقت آزمایشگاهی معمولاً بهتر از دقت در محل بوده و در گستره  $\pm 10\%$  درصد تا  $\pm 20\%$  درصد قرار دارد. توصیه می‌گردد، پرسنل اندازه‌گیری توجه بیشتری به دقت اندازه‌گیری‌ها در مطالعات مدل مورد استفاده در سهم‌بندی بار مواد زاید داشته باشند. ۵ دفعه تکرار آزمایش‌ها در یک محل، پیش از شروع کار گسترده SOD در کل حوضه برای تعریف این عامل بالقوه مهم برای واسنجی مدل، پیشنهاد می‌شود.

از آن‌جا که بیش‌تر مدل‌های کیفیت آب به یک مقدار منفرد SOD به ازای هر بازه نیاز دارند، مقدار ورودی مدل باید میانگین کل بازه باشد. برای رودخانه‌های بزرگ با سرعت کم، حداقل ۲ تا ۳ اندازه‌گیری در هر بازه توصیه می‌شود و باید شامل وسط مقطع و مناطق کم عمق ساحلی باشد. یک اندازه‌گیری در هر بازه ممکن است برای رودخانه‌های کوچک و کم عمق در صورت ثابت بودن شرایط کف در هر سطح مقطع مناسب باشد. مشاهده عینی بستر رودخانه، می‌تواند مبنایی برای قضاوت مدل‌ساز باشد. با این وجود برای تمامی رودخانه‌ها تکرار حداقل ۱۰ درصد از تمامی اندازه‌گیری‌های SOD برای اهداف تضمین کیفیت توصیه می‌شود.

آخرین نکته اساسی حایز اهمیت آن است که SOD ممکن است با فصل تغییر کند. این اتفاق مبه‌ویژه در برخی خورها و مخازن با فعالیت غالب جلبکی و یا اکسیداسیون مواد مغذی آلی و غیرآلی توسط میکروارگانیزم‌های کف زی که هر دو به صورت فصلی روی می‌دهند، مشاهده شده است. مدل‌کننده باید نسبت به این نکته آگاه بوده و اندازه‌گیری SOD را براساس زمان، برنامه‌ریزی کند.

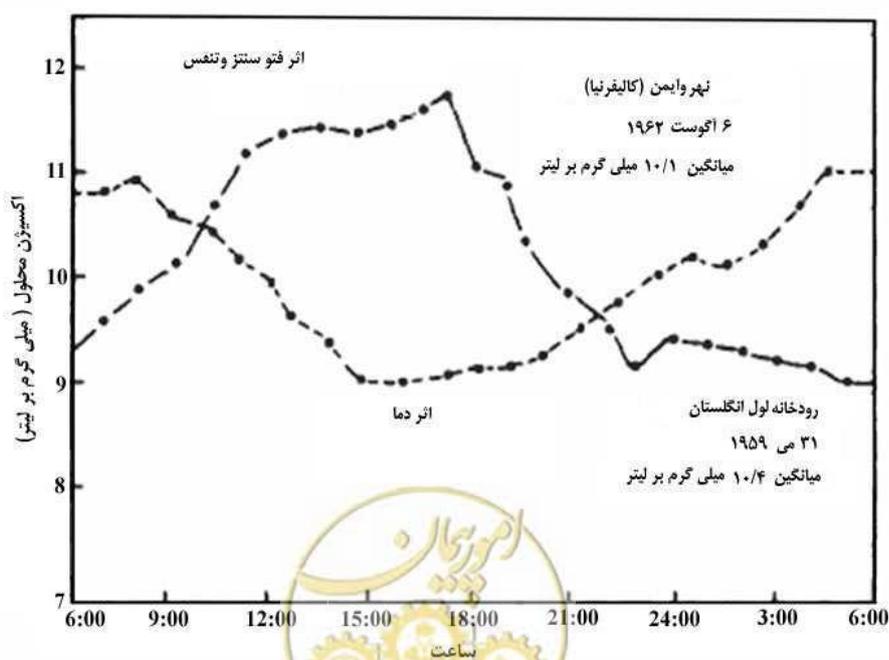
### ۵-۴-۳-۲-۵- زمان و تناوب نمونه‌برداری

مسایل و نکات عمومی نمونه‌برداری مستقل از مدل که پیش از این بحث شد، به طور مستقیم بر مطالعات آلاینده‌های متداول قابل اعمال است. بسیاری از مطالعات تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL، از مدل‌های حالت دایمی استفاده می‌کنند، مگر در شرایطی که تغییرات شبانه روزی اکسیژن مهم بوده یا هنگامی که تحلیل‌های درازمدت تغذیه‌گرایی موردنیاز است. تحلیل‌ها به طور نمونه برای شرایط بده کم با یک دمای تابستانی بالا انجام می‌گیرد، چون مشکلات اکسیژن محلول معمولاً تحت این شرایط شدید هستند. برنامه نمونه‌برداری باید در خلال ایامی از سال انجام گیرد که به شرایط مورد تحلیل نزدیک است. نمونه‌ها باید در خلال دوره‌ای انجام گیرد

که انتظار می‌رود آب و هوا، بارگذاری مواد زاید و بده‌های رودخانه تقریباً ثابت باقی بمانند. در صورت امکان باید یک پایش کوتاه مدت فشرده‌ای که در آن نمونه‌های مختلفی در هر مقطع در زمان‌های مختلف در یک دوره ۲ تا ۳ روزه جمع‌آوری می‌گردد، انجام شود. این رویکرد، داده‌های کافی برای تعریف دقیق پروفیل DO متوسط و نیز تغییرپذیری DO در پروفیل فراهم می‌آورد.

تغییرات شبانه روزی در اکسیژن محلول می‌تواند در رودخانه‌هایی که تراکم فیتوپلانکتون، پری فایتون یا گیاهان آبی بالاست یا در رودخانه‌هایی که تغییرات شبانه‌روزی زیاد دارند (۵ درجه سانتی‌گراد یا بیش‌تر) مهم باشد. در حالت نخست، تغییرات DO به واسطه فتوسنتز و تنفس می‌باشد، در حالی که در حالت دوم تغییرات به طور عمده به واسطه آثار دما بر غلظت می‌باشد. فتوسنتز و تنفس حداکثر غلظت DO را در اواخر بعد از ظهر و حداقل غلظت را در اوایل صبح دارد. تغییرات دما، ضرورتاً آثار معکوسی دارد. به طوری که حداقل DO در اواسط بعداز ظهر و حداکثر در هنگام طلوع است. شکل ۵-۵ مثال‌هایی از دو رودخانه که این آثار تغییرات شبانه‌روزی DO در حد ۲ تا ۳ میلی‌گرم بر لیتر را سبب می‌شوند، نشان می‌دهد. این آثار ممکن است در صورتی که غلظت پس زمینه به استانداردهای کیفیت آب نزدیک باشند، مهم باشند.

در صورتی که تغییرات شبانه‌روزی دما مهم باشد، مدل دینامیک یا شبه حالت دایمی که این آثار را شبیه‌سازی می‌کند باید در تحلیل ظرفیت خودپالایی استفاده گردد. برای تعیین اهمیت آثار شبانه‌روزی، نمونه‌برداری اولیه در یک دوره ۲۴ ساعته در تعداد اندکی ایستگاه باید انجام شود. اهمیت تغییرات به شرایط مساله بستگی دارد. برای مثال، اگر غلظت متوسط روزانه DO حدود ۵ میلی‌گرم بر لیتر یا کم‌تر باشد، تغییرات شبانه‌روزی به کمی ۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌تواند باتوجه به استانداردهای کیفیت آب بسیار مهم باشد؛ در حالی که اگر غلظت DO حدود ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر باشد، آن‌گاه تغییرات شبانه‌روزی ۲ تا ۳ میلی‌گرم بر لیتر ممکن است مهم نباشد. این حالت اخیر می‌تواند در صورتی مهم باشد که بارهای مواد زاید پیش‌بینی شده برای آینده مورد تحلیل قرار گیرند، چون این بارها می‌توانند DO رودخانه را به حدی کاهش دهند که ۲ تا ۳ میلی‌گرم بر لیتر نوسانات شبانه‌روزی باعث تخطی از استانداردها شود.



شکل ۵-۵- تغییرات شبانه‌روزی اکسیژن محلول در دو رودخانه

در صورتی که نمونه‌برداری اولیه نشان دهد که تغییرات شبانه روزی مهم است، برنامه نمونه‌برداری باید شامل نمونه‌برداری ۲۴ ساعته برای اکسیژن محلول و دما در همه ایستگاه‌های کلیدی باشد. به عنوان حداقل، این برنامه باید شامل مرز بالادست، تمامی شاخه‌های عمده، و چندین ایستگاه نزدیک نقاط پست منحنی اصلی افت DO باشد. اگر دلیلی برای شک کردن به وقوع تغییرات شبانه‌روزی قابل توجه در مشخصات تخلیه مواد زاید وجود دارد، باید از تخلیه مواد زاید نیز نمونه‌برداری کرد. این محل‌ها حداقل الزامات تعریف شرایط مرزی و شرایط بارگذاری را به اضافه چندین ایستگاه واسنجی در بخش‌های بحرانی منحنی افت DO، برآورده می‌کنند. هرچند ایستگاه‌های بیش‌تر نیز مورد نیاز خواهند بود، برای مثال بالادست محل تلاقی شاخه‌ها و تخلیه مواد زاید و در چندین محل در طول منحنی افت DO. مثل سایر داده‌ها، دو مجموعه از داده‌های نمونه‌برداری نیاز است، یکی برای واسنجی و دیگری برای اعتبارسنجی مدل. نمونه‌برداری شبانه‌روزی باید در زمان‌های مشابه یا تا حد ممکن نزدیک به زمان‌های نمونه‌برداری از سایر عوامل کیفیت آب انجام گیرد.

### ۵-۴-۵- پایش فاضلاب

انواع مختلف منابع نقطه‌ای نیاز به آنالیز مشخصات فاضلاب دارند تا میزان اکسیژن خواهی نهایی به دقت تعیین گردد. عامل بسیار مهم برای این تشخیص، نسبت  $CBOD_u$  به  $CBOD_5$  است. در صورت عدم وجود داده‌های کافی از  $CBOD_u$  و  $CBOD_5$ ، ممکن است از مقادیر محافظه‌کارانه (نسبت‌های بالا) استفاده شود؛ لکن باید توجه شود که نسبت‌های بسیار محافظه‌کارانه  $CBOD_u$  به  $CBOD_5$ ، تسهیم بار آلودگی را شدیدتر از حد مورد نیاز نتیجه خواهد داد. بنابراین اگر صنایع و دیگر منابع آلاینده تمایل به تسهیم کافی و مناسب بار آلودگی دارند، نیاز به داده‌های کافی برای توجیه نسبت پایین‌تر  $CBOD_u$  به  $CBOD_5$  می‌باشد و آزمون طولانی مدت BOD از پساب خروجی و نمونه‌هایی از رودخانه مورد نیاز است. آزمون‌های طولانی مدت BOD حدود ۹۰ تا ۱۰۰ روز زمان نیاز دارند که بسیار ساده ولی وقت‌گیر می‌باشند.

### ۵-۴-۵- ارزیابی زیستی

چند روش برای ارزیابی ویژگی‌های زیستی سامانه رودخانه وجود دارد. روش‌های ارزیابی زیستگاه (HEPs)<sup>۱</sup> جهت تشخیص کیفیت و کمیت زیستگاه به کار می‌رود. این کار با فراهم آوردن اطلاعاتی جهت مقایسه محیط‌های زیستی داخل و در سواحل رودخانه در مناطق مختلف یا در یک منطقه تحت شرایط مختلف انجام می‌پذیرد. روش‌های ارزیابی زیستی سریع (RBP)<sup>۲</sup> برای زیستگاه، ابزارهای غربال‌سازی جهت تشخیص مناسب یا نامناسب بودن رودخانه برای کاربری حیات آبی مشخص شده برای آن می‌باشند. یکی از اجزای این روش‌ها، روش ارزیابی زیستگاه داخل رودخانه است که مشخصات فیزیکی بازه‌ای از رودخانه را اندازه می‌گیرد. RBPIII یک روش ارزیابی زیستی سریع موجودات بی‌مهره کف است که بر نمونه‌گیری کمی از مناطق خروشان رودخانه‌ها یا سازه‌های مستغرق و ثابت تمرکز دارد. داده‌های جمع‌آوری شده، جهت محاسبه معیارهای متنوع مرتبط با ساختار اجتماع کف، تعادل اجتماع زیستی و گروه‌های تغذیه‌کننده به کار می‌رود. شاخص تمامیت زیستی (IBI)<sup>۳</sup> در بسیاری از ایالت‌های آمریکا جهت ارزیابی دامنه وسیعی از آثار در رودخانه‌ها مورد استفاده قرار گرفته است. IBI شامل دوازده ماتریس در سه موضوع اصلی ویژگی‌های جمعیت

1 - Habitat Evaluation Procedures  
2 - Rapid Bioassessment Protocols  
3 - Index of Biological Integrity



ماهی‌هاست: ترکیب گونه‌ها، ترکیب غذایی و وضعیت و فراوانی ماهی‌ها. هریک از این روش‌ها می‌تواند در تعیین تاثیر بارهای آلاینده بر جوامع زیستی داخل رودخانه به کار رود [۵].

## ۵-۵- واسنجی مدل

واسنجی مدل، نخستین مرحله در آزمودن و وفق دادن مدل با مجموعه‌ای از داده‌های میدانی (ترجیحا مجموعه‌ای از داده‌ها که در ایجاد مدل اولیه استفاده نشده‌اند) می‌باشد. با معلوم بودن عوامل و متغیرهای برون مدل، مانند بده جریان رودخانه، زمان حرکت، شرایط مرزی و شرایط زیست‌محیطی، تخمین اولیه‌ای از نرخ‌های مناسب انتقال و هوادهی در مدل به دست می‌آید. این ضرایب ممکن است از تحلیل‌های بنیادی مربوط به هر ضریب خاص (مثلا تحلیل‌های هیدرولوژیکی یا هیدرولیکی) تعیین گردد. همچنین ممکن است ضرایب از طریق تحلیل‌های آماری به دست آیند؛ همان‌گونه که معمولا در مورد عبارتهای سینتیک زیستی و شیمیایی عمل می‌شود. درهرحال، در صورتی‌که گستره این مقادیر مشخص باشد، بهترین مقدار را برای هریک تخمین زده و مدل با آن اجرا می‌گردد و خروجی‌های مدل با داده‌ها مقایسه می‌شود. دستیابی به تطابق کافی و منطقی خروجی‌های مدل و داده‌ها، مستلزم تکرارها و اصلاح‌های پی در پی است. این فرایند به عنوان واسنجی مدل شناخته می‌شود.

## ۵-۵-۱- تعیین ضرایب مدل

واسنجی مدل بخشی از فرایند تعیین ضرایب مدل نیز می‌باشد. یک مثال ساده، استخراج ضریب اکسیداسیون BOD در رودخانه، با استفاده از اندازه‌گیری  $CBOD_5$  یا  $CBOD$  نهایی (مثلا  $CBOD_{20}$ ) می‌باشد. در بسیاری از تحلیل‌های مدل‌سازی  $BOD/DO$ ، اکسیژن خواهی رسوبات (SOD) در مدل مدنظر قرار نمی‌گیرد. جهت واسنجی مدل با داده‌های واقعی اکسیژن محلول، تاثیر SOD در نرخ‌های دیگر مدل‌سازی، مانند ضریب اکسیداسیون BOD، ضریب نیتریفیکاسیون و ضریب هوادهی وارد می‌گردد. در شرایطی که ضریب هوادهی از فرمول هوادهی محاسبه می‌گردد و تعدیل نمی‌شود، تاثیر اکسیژن خواهی رسوبات می‌تواند در ضریب اکسیداسیون BOD و ضریب نیتریفیکاسیون وارد شود. این روش، تاثیر حذف BOD نیتروژنی و کربنی بر اکسیژن محلول را بیش‌تر از مقدار واقعی تخمین خواهد زد. متعاقبا، این مقدار تعیین شده باید در مدل وارد شود تا پروفیل‌های  $CBOD_5$  و اکسیژن محلول محاسبه شده در مقابل داده‌های میدانی کنترل شود [۸].

واسنجی نادرست مدل ممکن است از کارهای غلط در فرایند واسنجی مدل نیز ناشی شود. برای مثال، ضریب هوادهی می‌تواند تا هنگامی که اکسیژن محلول به داده‌های اندازه‌گیری شده نزدیک گردد، تعدیل و اصلاح شود؛ به جای این‌که ضریب اکسیداسیون BOD برای هم‌خوانی با داده‌های  $CBOD_{11}$  تعدیل شود. اگر اکسیژن‌خواهی رسوب که در مدل منظور نشده مقدار مشخصی اندازه‌گیری شده باشد، تاثیر SOD می‌تواند غیرعمدی در نرخ ضریب اکسیداسیون BOD وارد گردد تا خروجی مدل با داده‌های اندازه‌گیری شده هم‌خوانی پیدا کند. بدین ترتیب، مقدار نرخ ضریب اکسیداسیون BOD مورد استفاده در مدل می‌تواند به طور قابل ملاحظه‌ای بیش‌تر از ضریب اکسیداسیون BOD تخمین زده شده براساس داده‌های  $CBOD$  باشد. از آن‌جا که ضریب اکسیداسیون BOD مورد استفاده در مدل از مقدار محتمل آن فراتر می‌رود، افزایش اکسیژن محلول ناشی از حذف  $CBOD$  ممکن است بیش‌تر از مقدار واقعی تخمین زده شود.

در واسنجی مدل، تعدیل ضرایب مدل نباید از محدوده از پیش تعیین شده هر ثابت نرخ، فراتر رود. برای مثال، در صورتی که داده‌های  $CBOD_5$ ، ضریب اکسیداسیون BOD را در محدوده  $0.25-0.3$  (روز/۱) (بسته به این که چگونه شیب منحنی زوال  $CBOD$  رسم شده باشد) نشان دهد، ضریب اکسیداسیون BOD نباید فراتر از این محدوده تعدیل شود. روش دیگر واسنجی مدل، قراردادن همه نرخ‌ها به جز ضریب هوادهی برابر با مقدار منطقی آن بر مبنای داده‌های موجود و سپس تغییر ضریب هوادهی در رژیم‌های مختلف جریان، در محدوده مشخص شده توسط فرمول‌های مناسب هوادهی، می‌باشد. اگر تعدیل ضریب هوادهی در این محدوده، نتایج هم‌خوان با داده‌ها را ندهد، می‌توان ثوابت دیگر را در محدوده عدم قطعیت آن‌ها تعدیل بیش‌تری کرد. اگر این تعدیل‌ها بازهم هم‌خوانی خوبی نشان ندهند، تحلیل کننده باید داده‌های موجود، فرمول‌های هوادهی مورد استفاده و خود رودخانه پذیرنده را مجدداً ارزیابی کند تا عواملی که مانع از هم‌خوانی نتایج مدل با داده‌های واقعی می‌شوند، شناخته شوند. هرچند باید توجه کرد که اگر ضریب هوادهی با استفاده از داده‌های میدانی محاسبه یا اندازه‌گیری شده باشد، تغییر مقدار ضریب هوادهی کار درستی نیست و باید ضرایب تخمینی دیگر مانند SOD تعدیل گردند.

حالت مشکل‌تر در تعیین ضرایب مدل، تغذیه‌گرایی است؛ چراکه به دست آوردن مستقل بسیاری از فرایندهای سینتیکی مرتبط با رشد فیتوپلانکتون و بازگردش مواد مغذی در آب، اگر غیرممکن نباشد، بسیار مشکل است که ناشی از محدودیت‌های مالی و زمانی است. شیوه عملی تعیین مقدار این ضرایب در مطالعات ظرفیت خودپالایی و تحلیل TMDL، اتکا به واسنجی مدل و تحلیل حساسیت است. بدین ترتیب، مقدار ضرایب مدل معمولاً از منابع علمی استخراج می‌گردد که ترجیحاً مربوط به مطالعات گذشته همان محل یا دیگر منابع آبی است که مشکلات مشابهی داشته‌اند. اجراهای بعدی مدل جهت تعدیل بیش‌تر ضرایب مدل و هم‌خوان کردن آن با داده‌های میدانی انجام می‌گیرد. با این که مقدار برخی از ضرایب مدل از داده‌های موجود در منابع علمی استخراج می‌گردد، تخمین مستقل متغیرهای برون مدل، مانند بده جریان رودخانه، زمان پیمایش، شرایط مرزی و شرایط زیست‌محیطی باید از داده‌های میدانی استخراج شود تا میزان تعدیل موردنیاز به حداقل برسد.

هنگامی که اندازه‌گیری‌های میدانی در دسترس باشد، ضرایب مدل را می‌توان به شیوه برازش منحنی به دست آورد. هرچند باید خاطر نشان ساخت که واسنجی مدل، برازش منحنی نیست. ضرایب مدل (مانند نرخ رشد جلبک) با اجراهای مختلف مدل با استفاده از دامنه منطقی و کوچکی از مقادیر استخراج شده این ضرایب از منابع علمی نیز تعدیل می‌گردند. مدل برای تقلید رشد جلبک در حالت دایمی و دینامیک مواد مغذی طراحی می‌گردد و باید توده زیستی جلبک و غلظت‌های مواد مغذی رودخانه را به خوبی شبیه‌سازی کند. در تحلیل حساسیت مدل، تعدیل ضرایب و ثوابت سینتیکی (در محدوده از پیش تعیین شده آن) به منظور بهبود واسنجی اجزای کیفی مشخصی از آب، اغلب نتایج معکوسی بر دیگر اجزای کیفی آب دارد. این امر در فرایند واسنجی مدل که در نهایت باید به تعیین مجموعه واحدی از ضرایب قابل اعتماد مدل بینجامد، یک محدودیت به شمار می‌رود.

### ۵-۲-۵- تحلیل مولفه‌های اکسیژن خواه

در تحلیل مدل‌سازی BOD/DO رودخانه در حالت دایمی، میزان افت اکسیژن محلول که از هر مولفه اکسیژن خواه ناشی می‌شود، قابل محاسبه است. افت اکسیژن محلول برای هر منبع به طور جداگانه محاسبه و سپس رسم می‌شود. شکل ۵-۶ نتایج تحلیل مدل‌سازی رودخانه‌ای را در یک دوره بحرانی نشان می‌دهد. در این شکل، منحنی افت کل DO به همراه منحنی‌های افت

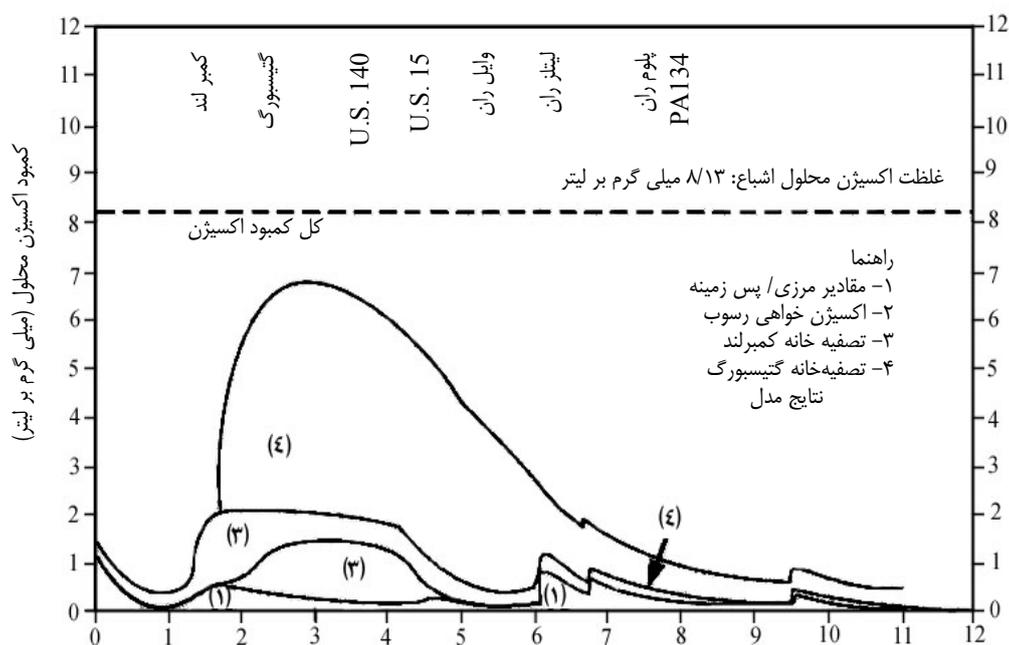


اکسیژن هر منبع اکسیژن خواه رسم شده است. نتایج نشان می‌دهد که تصفیه‌خانه فاضلاب گتیسبورگ و اکسیژن خواهی مواد کف، عوامل اصلی افت اکسیژن در رودخانه می‌باشند. این نوع تحلیل در واسنجی / اعتبارسنجی مدل و تحلیل سهم‌بندی بار مواد زاید بسیار مهم است. تحلیل مولفه‌ها، نمایشی ترسیمی از ارتباط علت و معلولی برای کیفیت آب رودخانه به تحلیل گر ارائه می‌کند. در حالی که تحلیل مولفه‌ها به منظور کمی کردن سهم هر منبع منفرد در افت اکسیژن به کار می‌رود، استفاده از چنین تحلیلی در مدل‌سازی تغذیه‌گرایی مناسب نیست که دلیل آن طبیعت غیرخطی دینامیک رشد فیتوپلانکتون - مواد مغذی است. تحلیل مولفه‌ها، زیست توده جلبک را برحسب منابع مختلف فسفر بدون توجه به دیگر عوامل موثر در کنترل تولید جلبک به دقت تخمین نمی‌زند.

### ۳-۵-۵- مقایسه کمی نتایج مدل و داده‌ها

مقایسه آماری ساده در کمی کردن دقت مدل می‌تواند مکمل مقایسه‌های غیرکمی پروفیل‌های اندازه‌گیری شده و محاسبه شده کیفیت آب باشد. چهار روش مورد استفاده عبارتند از:

- مقایسه میانگین‌ها؛
- تحلیل رگرسیون؛
- خطای نسبی؛
- جذر میانگین مربع خطا.



شکل ۵-۶- تحلیل مولفه‌های اکسیژن محلول برای نهر راک - پنسیلوانیا

در روش اول، میانگین داده‌های اندازه‌گیری شده با میانگین پروفیل محاسبه شده در شرایط مشابه بارگذاری، انتقال و دما مقایسه می‌شود. تابع دانسیته احتمال، جهت مقایسه میانگین‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد.

در تحلیل رگرسیون، غلظت‌های محاسبه شده و داده‌های اندازه‌گیری شده به عنوان زوج نقاط در معادله آزمون در نظر گرفته می‌شوند:

$$x = \alpha + \beta C + B$$

که  $\alpha$  و  $\beta$  به ترتیب عرض از مبدا و شیب خط برازش داده شده بر مقادیر محاسبه شده  $C$  و داده‌های اندازه‌گیری شده  $x$  می‌باشند.  $E$ ، خطای ناشی از داده‌های مشاهداتی  $x$  می‌باشد. در تحلیل رگرسیون فرض بر این است که مقادیر محاسبه شده  $C$  با قطعیت درست می‌باشد و خطای  $E$  در داده‌های اندازه‌گیری شده می‌باشد، که ضرورتاً فرض درستی نیست. از روش‌های استاندارد رگرسیون خطی می‌توان برای محاسبه مربع ضریب همبستگی ( $r^2$ ) و خطای استاندارد برآوردها که نشان دهنده اختلاف بین داده‌های مشاهداتی و نتایج مدل می‌باشند، استفاده کرد. تخمین‌های شیب و عرض از مبدا محاسبه شده و آزمون معنی‌داری آن‌ها انجام می‌شود. مدل‌هایی که به خوبی واسنجی شوند، عرض از مبدا صفر و شیب یک خواهند داشت.

خطای نسبی، قدر مطلق اختلاف بین مقادیر اندازه‌گیری و محاسبه شده تقسیم بر مقدار اندازه‌گیری شده می‌باشد. فراوانی تجمعی خطای نسبی را می‌توان طی زمان یا مکان محاسبه کرد و خطای نسبی میانه و یا خطای نسبی با فراوانی ۱۰ درصد و ۹۰ درصد را برآورد کرد. آماره<sup>۱</sup> اخیر در دنباله بالایی تابع توزیع تجمعی و مقادیر کم  $x$  ضعیف عمل می‌کند. با توجه به اینکه خطای میانه به خوبی قابل فهم است، در صورتی که قرار باشد دقت مدل در مطالعه ظرفیت خودپالایی و تحلیل TMDL به صورت آماری ارایه شود، این آماره پیشنهاد می‌شود [۵].

جزر میانگین مربع خطا (RMSE) نیز سنجه آماری متداولی است که اختلاف نتایج مدل با مقادیر متوسط روزانه اندازه‌گیری شده و یا در حقیقت عدم قطعیت نتایج مدل را در مراحل واسنجی و اعتبارسنجی آن نشان می‌دهد. باید واقف بود که معیارهای آماری دقت، در بهترین حالت، حد پایین مقدار خطا را برآورد می‌کنند.

## ۶-۵- اعتبارسنجی مدل

### ۶-۵-۱- تعدیل ضرایب مدل

پس از آن که در مرحله واسنجی مجموعه‌ای از ضرایب مدل که معرف مجموعه‌ای از شرایط برونی مدل هستند (مثل دما، بده جریان و ورودی بارها) تعیین شد، مدل برای مجموعه دیگری از شرایط مجدداً اجرا می‌گردد. در صورتی که خروجی مدل به طور منطقی و کیفی با مجموعه دوم داده‌ها مشابه باشد (هم‌خوانی داشته باشد)، مدل در مرتبه اول اعتبار شناخته می‌شود. در برخی موارد، در صورتی که داده‌های کافی وجود داشته باشد، مقایسه کمی نیز امکان پذیر است و معیارهایی مانند خطای استاندارد میانگین قابل استفاده است و اگر نتایج مدل در محدوده یک خطای استاندارد قرار گیرند، مدل معتبر شناخته می‌شود. مقایسه‌های بیش‌تر با استفاده از ترکیب‌های متفاوتی از عوامل برونی، مرتبه بالاتری از اعتبار مدل را نتیجه می‌دهد.



در برخی موارد، مقدار یک ضریب باید کمی تغییر یابد تا داده‌ها در فرایند اعتبارسنجی به هم نزدیک‌تر شوند. سپس، مقدار تغییر یافته باید برای مجموعه داده‌های مورد استفاده در واسنجی مدل تست شود. مثال خوبی از چنین عملی، واسنجی نرخ نیتریفیکاسیون است. هنگامی که داده‌های مربوط به مطالعات میدانی زمستان در ابتدا برای واسنجی مدل به کار رود، موازنه اکسیژن محلول نسبت به نرخ نیتریفیکاسیون حساس نبوده و بنابراین این نرخ را نمی‌توان به دقت تعیین کرد. در طی اعتبارسنجی مدل، مجموعه دیگری از داده‌ها که در ماه‌های تابستان جمع‌آوری شده است، استفاده می‌شود. از آن‌جا که فرایند نیتریفیکاسیون خیلی نسبت به دما حساس است، تحلیل مدل‌سازی قادر به تنظیم نسبتاً دقیق نرخ نیتریفیکاسیون است. اکنون ضریب اصلاح شده نرخ نیتریفیکاسیون باید مجدداً با اجرای داده‌های زمستان کنترل شود. به دلیل دمای پایین در ماه‌های زمستان، نتایج مدل متاثر نخواهد شد. این شیوه، در تحلیل‌های واسنجی و اعتبارسنجی مدل برای دو وضعیت بسیار متفاوت جریان رودخانه نیز صادق است. در شرایط جریان زیاد، ممکن است برخی ضرایب سینتیکی اهمیت نداشته باشند، بنابراین مدل تا پیش از فرارسیدن شرایط جریان کم که ضرایب سینتیکی اهمیت بیش‌تری پیدا می‌کنند، به دقت واسنجی نمی‌شود [۵].

### ۵-۶-۲- تحلیل حساسیت مدل

با واسنجی یا اعتبارسنجی مدل ریاضی کیفیت آب، تحلیل‌گر برخی عوامل ورودی مدل را به طور گزینشی تعیین می‌کند تا با کاربرد آنها در مدل، شبیه‌سازی مناسبی از داده‌های کیفی آب انجام پذیرد. برخی از این عوامل ورودی، مانند مشخصات هندسی رودخانه، مساحت مقطع و عمق، به طور مستقیم اندازه‌گیری می‌شوند. در حالی که عامل دیگر مدل مانند انتقال در سامانه، نرخ‌های اکسیداسیون، نرخ‌های هوادهی و نیتریفیکاسیون به طور مستقیم اندازه‌گیری نمی‌شوند. این عوامل از فرمول‌های تجربی، منابع علمی، یا شبیه‌سازی‌های پی در پی مدل تعیین می‌شوند. هدف از تحلیل حساسیت، آزمودن حساسیت مدل به برخی از این عوامل ورودی مدل است. برخی از تحلیل‌های حساسیت متداول در مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL در رودخانه عبارتند از:

- حساسیت مدل به ضرایب انتقال؛
- حساسیت مدل به نرخ ضریب اکسیداسیون BOD؛
- حساسیت مدل به نرخ ضریب هوادهی؛
- حساسیت مدل به نرخ ضریب نیتریفیکاسیون؛
- حساسیت مدل به نرخ خالص تولید اکسیژن جلبک (P-R)؛
- حساسیت به SOD.

### ۵-۶-۳- دقت مدل

مساله دقت مدل در شرایطی که سهم‌های تعیین شده مورد بحث و اختلاف باشد، بسیار مهم و حساس است. محققان این موضوع را بررسی کرده و توزیع خطای نسبی بین داده‌های اندازه‌گیری شده و محاسبه شده توسط مدل را تحلیل نموده‌اند. آنها میانه خطای نسبی را برای داده‌های اندازه‌گیری شده و محاسبه شده اکسیژن محلول برای حوضه‌هایی با پیچیدگی مختلف نمایش داده‌اند. مدل‌های استفاده شده عموماً جدیدترین مدل‌هایی بوده‌اند که توسط کاربران مجرب براساس بهترین قضاوت از بارها، عوامل و

ساختار مدل مورد استفاده قرار گرفته اند. آن‌ها واسنجی مدل را بر مبنای فرضیات نظری قابل دفاع به جای سعی در هم‌خوان کردن با مقادیر اندازه‌گیری شده اکسیژن محلول از طریق تعدیل دلخواه ضرایب مدل انجام دادند. با این شیوه مدل‌سازی، نتایج مطالعات نشان داد که از ۲۰ مدل ارائه شده، ۵۰ درصد آن‌ها خطای نسبی میانه اکسیژن محلول برابر  $\pm 10$  درصد دارند و حداکثر خطای نسبی تا ۶۰ درصد در رودخانه‌ها و خورهای کوچک‌تر رخ می‌دهد. از این مقایسه، توانایی یک مدل معتبر در تولید داده‌های نزدیک به مقادیر اندازه‌گیری را می‌توان نتیجه گرفت [۵].

## ۵-۷- کاربرد مدل و حداکثر بار کل روزانه

یک بخش مهم مطالعات ظرفیت خودپالایی و فرایند TMDL، تحلیل روابط علت- معلولی بارهای ورودی و پاسخ (واکنش) کیفیت آب توسط یک مدل ریاضی است. تعیین ظرفیت خودپالایی و TMDL، وابستگی شدیدی به قابلیت اطمینان و توان پیش بینی مدل‌سازی ریاضی دارد. با این وجود، کفایت چارچوب مدل‌سازی تنها یکی از نکات متعددی است که باید در فرایند TMDL مورد توجه قرار گیرد. به بیان دیگر، مطالعه ظرفیت خودپالایی رودخانه که با مدل‌سازی انجام می‌شود زمینه لازم برای تدوین TMDL را فراهم می‌کند. جهت تدوین TMDL واقعی، نیاز به انجام چند کار دیگر نیز است. بخش‌های بعدی توصیف مختصری از این کارها را ارائه کند.

### ۵-۷-۱- تدوین سناریوهای مدیریتی

در بسیاری موارد، گزینه‌های مدیریتی را می‌توان با استفاده از مدل ارزیابی کرد؛ به‌ویژه در سامانه‌های رودخانه‌های که بارهایی از چندین منبع می‌پذیرند. سازمان‌های مسوول باید با نظرخواهی از تخلیه‌کننده‌ها، عموم مردم و دیگر گروه‌های ذینفع، عملی‌ترین گزینه‌های مدیریتی را تعیین کنند. در تمامی موارد، بسته به سناریو، باید تمام منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای را به هنگام تدوین سناریوهای سهم‌بندی بار مدنظر قرار داد.

در هنگام تدوین سناریوی سهم‌بندی TMDL، مدیران منابع آب باید بهترین ترکیب کنترل منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای را جهت دستیابی به استانداردهای کیفیت آب انتخاب کنند. انتخاب یک گزینه سهم‌بندی، بستگی زیادی به منابع فنی و مالی موجود دارد. بهترین ترکیب کنترل‌های آلودگی، کم هزینه‌ترین<sup>۱</sup> و عملی‌ترین آن‌ها است. سناریوهای سهم‌بندی معمولاً تخلیه از منابع نقطه‌ای را از طریق صدور مجوز و تخلیه از منابع غیرنقطه‌ای را از طریق اجرای بهترین روش‌های مدیریتی (BMPs)<sup>۲</sup> یا استفاده ترکیبی از هر دو، کاهش می‌دهند [۵].

در تولید گزینه‌های (سناریوهای) سهم‌بندی بار آلاینده‌ها، تعامل هزینه مساله مهمی است. تعامل منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای یکی از گزینه‌های اقتصادی در ارضای معیارهای کیفیت آب یا دیگر اهداف مناسب TMDL می‌باشد. ضرورتاً در این روش معامله، کاهش بار آلاینده بین منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای با معیار حداقل هزینه انجام می‌پذیرد؛ هرچند این کار را می‌توان به شکل‌های



1 - Cost-effective  
2 - Best Management Practices

مختلفی انجام داد. برای مثال، به جای ارتقای فناوری کنترل آلودگی، تخلیه کننده‌های منابع نقطه‌ای مجاز هستند، هزینه کاهش مقدار معادل یا بیش‌تر آلاینده از منابع غیرنقطه‌ای حوضه را بپردازند. روش معامله در مواقعی که هزینه کاهش یک واحد آلاینده با "اجرای بهترین روش‌های مدیریتی" در کنترل منابع غیرنقطه‌ای، کم‌تر از هزینه ارتقای فناوری تصفیه‌خانه منابع نقطه‌ای است، عملی می‌باشد.

همان‌طور که قبلاً نیز گفته شد، هدف از سهم‌بندی بار آلاینده‌ها، تقسیم منطقی بارهای مجاز بین منابع مختلف است، به طوری که از لحاظ فنی نیز عملی باشد. طرح سهم‌بندی بار آلاینده‌ها باید نشان دهد که (۱) استانداردهای کیفیت آب تحقق خواهند یافت و (۲) کاهش بارها از نظر فنی قابل دسترسی می‌باشند. در نهایت، استراتژی سهم‌بندی به عنوان پایه برنامه اجرا و پایش مورد استفاده قرار می‌گیرد. درک رابطه بین بار آلاینده‌ها و وضعیت توده آبی، شالوده ارزیابی گزینه‌های مختلف استراتژی‌های سهم‌بندی است. در تعیین بهترین استراتژی برای سهم‌بندی بار آلاینده‌ها، به عواملی مانند توجیه پذیری فنی و برنامه ریزی، کمترین هزینه، ثمربخش‌ترین، سهم نسبی منابع، عدالت و احتمال اجرا توجه می‌شود.

سهم‌بندی‌ها، الزامات یا انتظارات کنترل آلاینده‌ها را بین منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای مختلف توزیع می‌کند. باتوجه به این‌که، هزینه‌های کنترل منابع مختلف می‌تواند بسیار متفاوت باشد، تحلیل‌های سهم‌بندی باید توزیع منطقی هزینه‌های کنترل را نیز مورد توجه قرار دهند. تحلیل گران باید تحلیل هزینه- سود فعالیت‌های کنترل را انجام دهند تا هزینه‌های کنترل را منصفانه توزیع کنند. در صورتی که این هزینه‌ها به طور عادلانه توزیع گردند، تولیدکنندگان آلاینده‌ها رغبت بیش‌تری در کنترل منابع خود خواهند داشت. روش‌های مختلفی برای سهم‌بندی بار آلاینده‌ها وجود دارد. از جمله این روش‌ها می‌توان موارد زیر را نام برد:

#### - درصد حذف مساوی (درصد مساوی تصفیه)

در این روش برای تمامی منابع نقطه‌ای سطح تصفیه یکسانی اعمال می‌گردد تا استانداردها در تمامی نقاط برآورده شود. هر چند این روش، ساده‌ترین راه از نظر اجرایی است، اما به خاطر بهینه نبودن با مشکل مواجه است و در بسیاری موارد باعث تصفیه مازاد و در نتیجه تحمیل هزینه‌های بیش‌تر خواهد شد.

- غلظت‌های مساوی؛
- جرم کل مساوی در واحد زمان (روز، ماه یا سال)؛
- کاهش مساوی در بار خام؛
- میانگین سالانه مساوی کیفیت؛
- هزینه مساوی به ازای جرم حذف شده آلاینده؛
- درصد حذف متناسب با بار خام در واحد زمان (روز، ماه یا سال)؛
- درصد‌های حذف بیش‌تر برای تخلیه کننده‌هایی که سهم بیش‌تری دارند؛
- محدودیت‌های فصلی براساس تحلیل هزینه؛
- حداقل هزینه کل تصفیه.



در گزینه اخیر که "سه‌م‌بندی با کم‌ترین هزینه کل" است، هزینه حذف آلاینده از هر منبع نقطه‌ای تعیین می‌گردد. سپس از روش‌های بهینه‌سازی مانند برنامه‌ریزی خطی برای رسیدن به حد استاندارد کیفیت آب با کم‌ترین هزینه استفاده می‌شود.

### ۵-۷-۱-۱- سه‌م‌بندی بار آلاینده‌ها بر اساس حداقل هزینه

اهداف سه‌م‌بندی بار آلاینده - هدف از تحلیل سه‌م‌بندی بار آلاینده، تعیین مقدار مجاز تخلیه آلاینده در رودخانه است، به نحوی که با کم‌ترین هزینه اهداف کیفیت آب را برآورده سازد. تحلیل سه‌م‌بندی در مواردی کاربرد دارد که دو یا چند منبع آلودگی موثر بر کیفیت آب وجود داشته باشد. منابع می‌توانند منحصرأ نقطه‌ای، غیرنقطه‌ای یا ترکیبی از آن‌ها باشند و تمامی منابع یا بعضی از آن‌ها ممکن است قابل کنترل باشند.

تعیین ظرفیت خودپالایی یا تعریف بار(های) قابل سه‌م‌بندی - ابتدا لازم است که شرایط بحرانی جریان و دما و نیز در برخی موارد شرایط بارگذاری (مثل وقایع بارندگی) که بر سه‌م‌بندی بار آلاینده موثر است، تعیین شود. ممکن است یک یا چند شرایط بحرانی مورد توجه قرار گیرد. معمولاً جریان بحرانی، جریان  $Q_{10}$  انتخاب می‌شود. دمای بحرانی، معمولاً با این حداقل جریان تابستان همراه است.

در مدل واسنجی و اعتبارسنجی شده کیفیت آب، شرایط بحرانی جهت پیش‌بینی پروفیل‌های بحرانی اکسیژن محلول قرار داده می‌شود. این پروفیل‌ها براساس پیش‌بینی بارهای آلاینده از تمام منابع آلاینده محاسبه می‌شوند. این پروفیل‌ها باید اکسیژن محلول و نیز افت واحد اکسیژن محلول ناشی از هر منبع و بار را نشان دهند. اگر عدم قطعیت‌هایی در ضرایب مدل وجود داشته باشد، باید محدوده ممکن ضرایب مدل در پیش‌بینی‌ها استفاده شود.

از پروفیل اکسیژن محلول تحت شرایط بحرانی، جهت تعیین موقعیت مکانی و زمانی که تخطی از استانداردها و یا مشکلات دیگر کیفیت آب بروز می‌کند، استفاده می‌شود. معمولاً تنها یک نقطه منفرد زمانی و مکانی با حداقل اکسیژن محلول، فرایند سه‌م‌بندی را تعیین می‌کند. در برخی موارد، چندین موقعیت مکانی و زمانی که زیر استاندارد می‌باشند در تعیین فرایند سه‌م‌بندی نقش دارند.

در فرایند سه‌م‌بندی بار آلاینده، نقطه (یا نقاط) بحرانی و مقدار اشباع اکسیژن محلول در دمای بحرانی مورد توجه قرار می‌گیرد. در شیوه مقدماتی سه‌م‌بندی، ابتدا تمامی افت‌های ناشی از منابع و واکنش‌هایی که سه‌م‌بندی نمی‌شوند و نیز اختلاف مقدار اکسیژن محلول محاسبه شده توسط مدل و مقدار مشاهده شده از مقدار اشباع کسر می‌شود. سپس اهداف کیفی آب، مانند استاندارد اکسیژن محلول از مقدار باقیمانده کسر می‌شود. مقدار اکسیژن محلول حاصل، مقدار قابل سه‌م‌بندی است. بار قابل سه‌م‌بندی یا ظرفیت خودپالایی رودخانه را می‌توان از رابطه زیر محاسبه کرد:

$$L_{\alpha} = \frac{D_{\alpha}}{D_p} L_p \quad (5-14)$$

$L_{\alpha}$  - بار قابل سه‌م‌بندی یا ظرفیت خودپالایی، کیلوگرم BOD بر روز؛

$D_{\alpha}$  = افت قابل سه‌م‌بندی اکسیژن محلول، میلی‌گرم بر لیتر؛

$D_p$  = افت پیش‌بینی شده اکسیژن محلول در نقطه بحرانی از منابع قابل کنترل، میلی‌گرم بر لیتر؛

$L_p$  = بار منابع قابل کنترل به کار رفته در پیش بینی شرایط بحرانی، کیلوگرم BOD بر روز.  
توضیحات بیش تر به همراه مثال‌هایی برای محاسبه بار قابل سهم‌بندی یا ظرفیت خودپالایی و نیز سهم‌بندی بار آلاینده در پیوست الف آورده شده است.

### ۵-۷-۱-۲- سهم‌بندی بار آلاینده‌ها برای منابع نقطه‌ای

سهم‌بندی بار آلاینده‌ها باید به صورت (۱) بارهای حداکثر مجاز (به صورت عددی)، (۲) کاهش موردنیاز بار آلاینده و یا (۳) الزامات توصیفی تخلیه، بیان گردد. بیان این سهم‌بندی‌های عددی برای حداکثر بار مجاز و کاهش بار آلاینده برای هر تخلیه کننده‌ها پیوسته مفید است. برنامه صدور مجوز و روش‌های تدوین محدودیت‌های تخلیه مبتنی بر کیفیت آب با استفاده از استانداردهای کیفیت آب و سهم‌بندی بار آلاینده، در اصل برای کنترل تخلیه پیوسته از منابع نقطه‌ای صنعتی و شهری که تغییرپذیری جریان پساب و کیفیت آن با روش‌های نسبتاً ساده قابل پیش بینی است طراحی شده‌اند [۴]. در صورتی که محدودیت حداکثر بار متوسط ماهانه نیز برای صدور مجوزهای تخلیه پساب لازم باشد، با روشی آماری می‌توان آن را حساب کرد. حداکثر بار مجاز متوسط ماهانه بستگی به تغییرپذیری غلظت BOD پساب یا دیگر آلاینده‌ها مثل آمونیاک دارد. از روش پیشنهادی EPA می‌توان مضربی را حساب کرد که با ضرب کردن آن در حداکثر بار مجاز متوسط روزانه، حداکثر بار مجاز متوسط ماهانه برای منابع نقطه‌ای (WLA) برآورد می‌شود. این مضرب بستگی به ضریب تغییرات غلظت پساب و نیز تعداد بار نمونه گیری لازم در ماه دارد [۱۲].

### ۵-۷-۲- سهم‌بندی بارها برای منابع غیرنقطه‌ای و منابع پایه طبیعی

سهم‌بندی بارها باید به صورت حداکثر بارهای مجاز، کاهش مورد نیاز بار و یا عبارات توصیفی شرایط مطلوب بیان گردد (مثل زیستگاه، بیولوژی). TMDL هنگامی قابل تصویب است که از کاهش بار منابع غیرنقطه‌ای در نظر گرفته شده در TMDL اطمینان منطقی حاصل شود.

### ۵-۷-۳- سهم حاشیه ایمنی

حاشیه ایمنی به صورت ظرفیت خودپالایی غیرقابل تخصیص و یا با فرضیات محافظه کارانه تحلیلی مورد استفاده در تدوین بار آلاینده مجاز ابراز می‌شود. جدول ۵-۲ نگرش‌های موجود برای در نظر گرفتن حاشیه ایمنی در حداکثر مجاز بار آلاینده، TMDL، را ارائه می‌کند.

جدول ۵-۲- نگرش‌های موجود برای منظور کردن حاشیه ایمنی در TMDL [۴]

روش‌های موجود	نوع حاشیه ایمنی
اهداف عددی محافظه کارانه تر از نتایج تحلیل انتخاب شود. ضریب ایمنی بر بار آلاینده تخمینی اعمال شود. تمامی ظرفیت بارگذاری را تخصیص داده شود، مقداری برای حاشیه ایمنی کنارگذاشته شود (رزرو).	صریح
از فرضیات محافظه کارانه در تعیین اهداف عددی استفاده شود. در استفاده از مدل‌های عددی از فرضیات محافظه کارانه استفاده شود. در امکان سنجی برنامه‌ها و فعالیت‌های بهسازی، از فرضیات محافظه کارانه استفاده شود.	غیرصریح

در ارزیابی و تعیین حاشیه ایمنی مناسب باید به عوامل زیر توجه داشت:

- محدودیت داده‌های موجود برای توصیف توده آبی و آلاینده‌ها؛
  - تحلیل و روش‌های مورد استفاده در ارزیابی اجزای بار مجاز آلاینده و تعیین نحوه سهم‌بندی؛
  - بیان نتایج تحلیل به صورت بازه‌ها یا حدود اطمینان (به صورت اثر تجمعی بر سهم‌بندی بار یا به طور مجزا برای هر جزء تحلیل)؛
  - شناخت الزامات حاشیه ایمنی در کاهش کلی بار از نظر امکان‌پذیری کاهش و چارچوب زمانی اجرا.
- تدوین TMDL مستلزم استفاده از روش‌های تحلیلی متنوعی است. برخی روش‌های تحلیلی به طور گسترده در ارزیابی بارگذاری منابع و تعیین آثار بر توده‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند. برای آلاینده‌های خاصی، روش‌های مورد استفاده جدیدتر هستند یا در حال توسعه می‌باشند. باین وجود، برای برخی از آلاینده‌ها، فرایند تعیین صریح سهم حاشیه ایمنی ممکن است مشکل‌تر باشد. در ارزیابی حدود اطمینان برای روش‌های تحلیلی باید به موارد زیر توجه داشت:

**تفسیر داده‌ها در تحلیل‌ها:** در روش‌های تحلیلی متداول، تحلیل‌گر باید اطلاعات پایش را تفسیر کرده و فرضیات و ساده‌سازی‌هایی انجام دهد. تحلیل‌گران آموزش دیده، تصمیم می‌گیرند که چگونه به بهترین وجه از مدل جهت پرداختن به ویژگی‌های غالب و مهم سامانه استفاده کنند. در برخی موارد ممکن است تنها بخشی از تحلیل به خوبی معلوم نباشد. برای مثال، در ارزیابی رودخانه‌های که تخطی اکسیژن محلول دارد، بارهای منابع نقطه‌ای، بارهای منابع غیرنقطه‌ای بالادست و ویژگی‌های داخلی رودخانه ممکن است به خوبی تعریف شده باشد، ولی سهم مواد کف در BOD روشن نباشد. تحلیل‌گر می‌تواند اهمیت این منبع را فرض کرده و مقداری برای آن برآورد کند تا بارهای مجاز آلاینده را تعیین کند. البته در برنامه پایش و اجرا، این فرضیات باید بیشتر بررسی شوند.

**کفایت واسنجی:** تحلیل ممکن است تحت برخی شرایط مورد نظر (نه همه شرایط) به خوبی معتبر شناخته شود. برای مثال، تحلیل‌های آماری بین داده‌های مشاهده شده و شبیه‌سازی شده ممکن است تطابق خوبی را برای تعدادی از شرایط جریان نشان دهند، اما داده‌های کافی برای کنترل دیگر شرایط جریان وجود نداشته باشد.

**روش‌های جدید و در حال توسعه:** در هنگام استفاده از روش‌های جدید یا در حال توسعه، انتخاب روش‌های تحلیلی باید براساس منطقی علمی و یا تفسیر داده‌های مشاهده شده انجام گیرد. نگرانی‌های مرتبط با مناسب بودن و انسجام علمی تحلیل باید تعریف شده و شیوه تصدیق مدل براساس داده‌های پایش تعیین شود.

- اطمینان از نتایج تحلیل می‌تواند به صورت بازه اطمینان بیان گردد. برای مثال، مقدار بارگذاری از یک منبع ممکن است بین  $\pm 10\%$  درصد مقدار تخمینی متغیر باشد. میزان اطمینان می‌تواند بسته به ویژگی‌های خاص هر تحلیل کم تا زیاد باشد. داده‌ها و تحلیل‌های بیش‌تر می‌توانند با بهبود نتایج، دامنه تخمین‌ها را کوچک‌تر سازند. در تعیین حداکثر بار آلودگی مجاز به کمک داده‌های محدود، دامنه بازه اطمینان می‌تواند بزرگ باشد (مثلاً  $\pm 50\%$  درصد). در چنین مواردی باید دقت کرد که حاشیه ایمنی را مقداری منطقی انتخاب کنیم تا نتایج سهم‌بندی بهترین برآورد برای چگونه رسیدن به استانداردها باشد. انتخاب حاشیه ایمنی باید الزامات برنامه‌های پایش و اجرا را برای برآورد بهتر سهم‌بندی روشن سازد.

- برای مثال، در یک مساله TMDL، چنانچه تحلیل حساسیت نتایج مدل به دقت یا تغییرات بارگذاری منبع نقطه‌ای و نیز شرایط پایه بالادست، ۵ درصد تغییر در نتایج مدل را نشان دهد، حاشیه ایمنی به خوبی تعریف می‌شود و در این صورت باید ۵ درصد بیش‌تر در بار منابع آلاینده کاهش داد.
- شیوه دیگر در نظر گرفتن عدم قطعیت به خاطر تغییرپذیری عواملی مانند دما، بارهای ورودی به رودخانه و کیفیت آب بالادست و شاخه‌های ورودی در تعیین شرایط بحرانی، مشابه تعیین مقدار بحرانی بده رودخانه است که معمولاً آن را حداقل جریان میانگین ۷ روزه با دوره بازگشت ۱۰ سال منظور می‌کنند. برای این منظور با تحلیل آماری- احتمالی داده‌های مربوط به عوامل، چندک‌های ۱۰ درصد یا ۹۰ درصد (هرکدام محدوده کننده تر باشند) براساس داده‌های فصلی و یا چندک‌های ۵ درصد یا ۹۵ درصد براساس داده‌های سالانه را به عنوان شرایط بحرانی انتخاب می‌کنند.

**تغییرات فصلی: TMDL** ها باید استانداردهای کیفیت آب را در طول سال برآورده ساخته و عواملی مانند تغییرات در ظرفیت خودپالایی توده آبی بر اثر تغییرات فصلی بده و دما و یا دوره‌های حساس برای آبزیان (مانند رشد جلبک، تخم‌ریزی ماهی‌ها و ظهور لارو ماهی‌ها) و دیگر عوامل را مدنظر قرار دهند. TMDL باید نوسانات فصلی در بارهای آلاینده را نیز در نظر بگیرد. برخی منابع غیرنقطه‌ای، تنها در هنگام وقوع بارانی و یا دوره‌های مشخص بارندگی، ذوب برف در بارهای آلاینده سهیم هستند. به طور مشابه، برخی منابع نقطه‌ای تنها در دوره‌های زمانی خاصی از سال مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرند (مانند برخی صنایع غذایی فصلی یا تصفیه فاضلاب مناطق توریستی در فصول خاص). بسته به زمان بروز افت کیفی در توده آب و ارتباط بار آلاینده‌ها با آن، تغییرات فصلی می‌تواند بر ویژگی TMDL نهایی موثر باشد یا نباشد. برای مثال، رشد جلبک در یک دریاچه ممکن است واکنش به کل بارگذاری سالانه فسفر باشد و نه بارگذاری در خلال دوره رشد جلبک در تابستان. بنابراین ممکن است تمامی منابع نیاز به اجرای سهم‌بندی و کنترل در طول سال داشته باشند و نه فقط منابعی که در بارگذاری تابستان سهیم می‌باشند. با این وجود، در برخی شرایط، TMDL های فصلی ممکن است از نظر اقتصادی بهینه باشد.

**رشدهای آبی:** در بیش‌تر موارد، رشد جمعیت و تغییرات کاربری اراضی، به طور بالقوه توان اعمال آثار منفی بر توده‌های آبی تهدید شده یا تخریب شده را دارند. افزایش جریان‌های فاضلاب، افزایش میزان رواناب‌ها در اثر توسعه مناطق غیرقابل نفوذ و دیگر تغییرات هیدرولوژیکی ناشی از رشد مناطق شهری، می‌توانند چالش‌های پیچیده‌ای در مقابل حفظ و احیای توده‌های آبی ایجاد کنند. بنابراین لحاظ کردن رشدهای قابل پیش بینی در تدوین موثر TMDL ضروری است. مستندسازی TMDL باید به وضوح تاثیر تصمیمات مرتبط با سهم رشدهای آبی بر منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای آلودگی را نشان دهند.

- تقویت تصمیمات اتخاذ شده در قالب TMDL: برخی راه‌های تقویت تصمیمات مهم عبارتند از:

- نظرات متخصصین؛
- گروه‌های مشورتی علمی و فنی؛
- منابع علمی، ترجیحاً مطالعات داوری شده؛
- گزارش‌ها یا مطالعات موسسات محلی؛
- مطالعات و مشاهدات میدانی مستند از شرایط محلی؛
- رایحه اسناد و شواهد مبنی بر عدم وجود داده یا استفاده از بهترین داده‌های موجود؛
- شناسایی فعالیت‌های تکمیلی پایش و جمع‌آوری داده‌ها.



### ۵-۷-۴- حداکثر بار کل روزانه

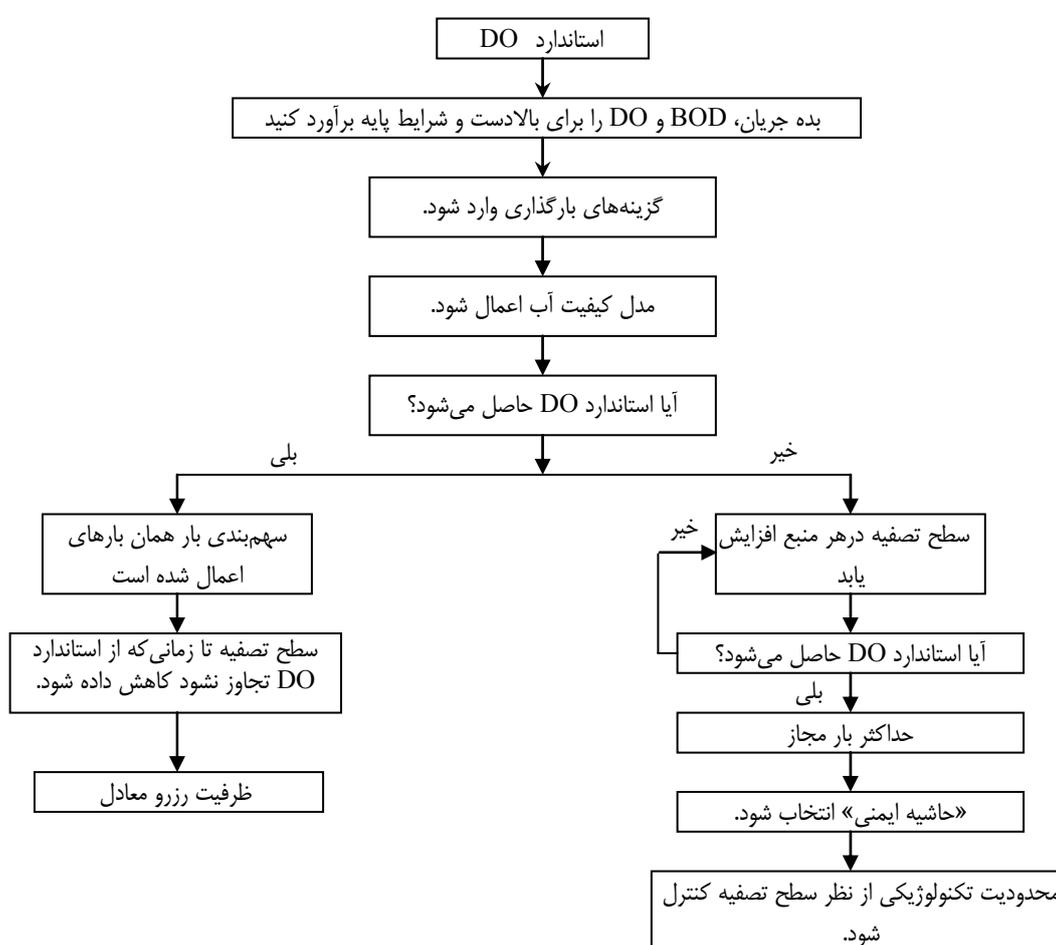
کاربرد مدل در سهم‌بندی بار آلاینده‌های نقطه‌ای و بارهای غیرنقطه‌ای، بسته به استاندارد کیفیت آب مورد نظر و ویژگی‌های رودخانه مورد مطالعه، معمولاً تحت شرایط حداقل جریان میانگین ۷ روزه با دوره بازگشت ۱۰ سال انجام می‌گیرد. همچنین لازم است که شرایط بحرانی دمایی برقرار باشد. نمودار ۵-۲، شیوه پیشنهادی سهم‌بندی برای BOD/DO رودخانه‌ها را با استفاده از مدل ارائه می‌کند و مراحل آن در زیر بحث می‌شود؛ گرچه روش استاندارد وجود ندارد. در این شیوه، مسایل هزینه/ سود بحث نشده است.

تعیین استاندارد اکسیژن محلول به عنوان اولین گام، شامل ارزیابی الزامات آماری استانداردهاست. بدین ترتیب، در صورتی که استاندارد ایجاد کند که اکسیژن محلول هرگز نباید کمتر از ۵ میلی گرم بر لیتر باشد، باید به تغییرات تصادفی غیرقابل کنترل اکسیژن محلول توجه کرد. در مورد رودخانه‌ها، این نوسانات می‌تواند در حدود انحراف معیاری برابر ۰/۲۵ میلی گرم بر لیتر باشد. بدین ترتیب اگر ۰/۵ میلی گرم بر لیتر بر میزان استاندارد اضافه شود، رقم ۵/۵ میلی گرم بر لیتر به دست آمده حداقل سطح هدف خواهد بود که اگر حاصل شود، سطح حداقل مطلق ۵ میلی گرم بر لیتر را فقط با احتمال ۲/۵ درصد کمتر از استاندارد برآورده می‌سازد. این موضوع به مفهوم آسیب رسیدن یا نرسیدن به زیست‌بوم در اثر نوسانات کوتاه مدت نیست؛ بلکه تعیین آن، بخشی از تفسیر استاندارد است.

انتخاب کمبود اکسیژن محلول پایه رودخانه، بسته به مشخصات منطقه، مانند کاربری‌های شهری، حومه‌ای یا روستایی منطقه، با تغییرات گسترده‌ای مواجه است. این کمبود اکسیژن را می‌توان از شرایط BOD و اکسیژن محلول بالادست تعیین و در منطقه مورد نظر رودخانه با استفاده از مدل محاسبه کرد. این روش نیاز به تعیین ضرایب اکسیژن‌گیری BOD دارد. راحت‌ترین کار این است که به سادگی، افت ثابتی برای اکسیژن محلول در طول هر بازه رودخانه به میزان ۰-۱ میلی‌گرم بر لیتر، بسته به شرایط مساله، در نظر گرفت. این گام به‌طور مسلم بستگی به قضاوت‌های مهندسی دارد که خیلی متغیر است. باید دقت کرد که در نظر گرفتن افت ۱ میلی گرم بر لیتر اکسیژن محلول ممکن است نیاز به درجه‌های بسیار بیش‌تری از تصفیه را در مقایسه با حالتی که غلظت پایه منظور نمی‌شود، نتیجه دهد.

سپس تمامی ورودی‌ها به رودخانه از منابع نقطه‌ای براساس رهنمودهای کلی برای غلظت‌های خروجی مورد انتظار از این منابع تخمین زده می‌شود. بار آلاینده‌های منابع غیرنقطه‌ای از داده‌های موجود یا جمع‌آوری شده حوضه آبریز تخمین زده می‌شود. مطالعات بیلان مواد مغذی به عنوان بخشی از فرایند TMDL، جهت تخمین مقدار بار آلاینده از منابع غیرنقطه‌ای به کار می‌رود. مدل کیفیت آب می‌تواند بسته به سطح مطالعات ظرفیت خودپالایی و TMDL، از محاسبات ساده دستی تا مطالعات کامل میدانی و واسنجی مدل، بسیار متنوع باشد. در صورتی که استاندارد اکسیژن محلول، با میزان قانونی فعلی تخلیه از منابع نقطه‌ای ارضا می‌شود، سهم‌بندی بار براساس مقدار آنها می‌باشد و فقط ظرفیت رزرو معادل را باید برآورد کرد. در برخی موارد، استاندارد اکسیژن محلول تنها با افزایش سطح تصفیه منابع نقطه‌ای حاصل می‌گردد. هرچند در مواقعی که کاهش بیش‌تر آلاینده‌ها از منابع نقطه‌ای امکان‌پذیر نباشد یا از نظر اقتصادی محدودیت داشته باشد، کنترل منابع غیرنقطه‌ای ضرورت می‌یابد. در این موارد باید بالاترین حد فناوری ممکن مورد بررسی قرار گیرد. بنابراین حداکثر بار مجاز تخلیه، باری است که استاندارد را ارضا می‌کند. هرچند این میزان، لزوماً باری نیست که تخصیص داده شود.

در صورتی که رشد نسبتاً سریعی برای منطقه پیش بینی شود، پیشنهاد می‌شود بخشی از حداکثر بار مجاز به عنوان رزرو برای توسعه آینده در نظر گرفته شود. بخشی از حداکثر بار مجاز را نیز می‌توان به خاطر عدم قطعیت علمی در تعیین TMDL به عنوان ظرفیت واقعی منبع آب در پذیرش بارهای آلاینده، به صورت صریح یا تلویحی به عنوان حاشیه ایمنی در نظر گرفته و کنار گذاشت. این عدم قطعیت می‌تواند از داده‌های ناکافی یا با کیفیت ضعیف و نبود دانش کافی از منبع آب و آثار آلاینده‌ها بر آن باشد. بنابراین، اگر حاشیه ایمنی برابر  $0/8$  در نظر گرفته شود، ۲۰ درصد از بار مجاز به عنوان رزرو کنار گذاشته می‌شود. سهم‌بندی از حاصل ضرب حاشیه ایمنی و حداکثر بار مجاز به دست می‌آید. با این وجود، جهت اطمینان از عملی بودن سطح تصفیه مورد نیاز از نظر فناوری، باید کنترل نهایی صورت گیرد. اگر از حد بالای فناوری موجود تصفیه تجاوز شده باشد، حاشیه ایمنی باید تعدیل گردد.



نمودار ۵-۲- شیوه TMDL برای مسایل BOD/DO [۵]

### ۵-۷-۵- تحلیل عدم قطعیت

تحلیل عدم قطعیت باید به عنوان بخشی از مدل‌سازی کیفی آب انجام گیرد. یکی از اهداف اولیه آن، کمی کردن خطاهای پیش بینی کیفیت آب و ارزیابی آثار عوامل ورودی بر خروجی مدل است. بهترین تصمیمات مدیریتی باید با کمی کردن این خطاها اتخاذ گردد. چنین عملی، مطالعات بعدی از قبیل ارزیابی ریسک را در ارزیابی گزینه‌های سهم‌بندی تسهیل می‌کند.

علاوه بر آن، تحلیل عدم قطعیت می تواند دید کافی از لزوم جمع آوری داده های بیش تر جهت بهبود تخمین برخی بارها، شرایط اولیه یا نرخ هوادهی فراهم آورد. برای مثال اگر مدل نسبت به نرخ هوادهی حساس است (یعنی یک تغییر کوچک در نرخ هوادهی، تغییرات بزرگی در پیش بینی عوامل بحرانی کیفی آب مانند اکسیژن محلول ایجاد می کند)، ممکن است صرف وقت و هزینه بیش تر برای به دست آوردن تخمین های دقیق تر از نرخ هوادهی رودخانه مناسب باشد.

سه روش متداول برای تحلیل عدم قطعیت وجود دارد: تحلیل حساسیت<sup>۱</sup>، تحلیل خطای مرتبه اول<sup>۲</sup> و شبیه سازی مونت کارلو<sup>۳</sup>. هر یک از روش ها از نظر قابلیت کاربرد و حجم محاسباتی محاسن و معایبی دارد که برای هر تحلیل خاص، یک روش به سایر روش ها ترجیح داده می شود. در بسیاری مواقع، ممکن است مدل کننده نیاز به بررسی نتایج هر سه روش داشته باشد. ممکن است سه روش نتایج متناقضی داشته باشند که ناشی از اختلاف در فرض ها و روش هاست. هر یک از این سه روش در QUAL2E-UNCAS قابل انجام است [۵].



- 1 - Sensitivity Analysis
- 2 - First-order Error Analysis
- 3 - Monte Carlo



[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

# پیوست الف

---

---

## مثالها





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## الف. ۱- تحلیل فیتوپلانکتون در رودخانه کوتاه

برای مثالی محاسباتی برای یک رودخانه کوتاه، داده‌هایی در جدول الف-۱ به صورت خلاصه ارائه شده است. فرض بر این است که مواد مغذی، رشد جلبک را محدود نمی‌سازند.

تحلیل:

- نرخ رشد خالص فیتوپلانکتون را تخمین زنیید ( $G_n$ ):

از داده‌های کلروفیل a در  $x = 0$  و  $x = 30$  کیلومتر استفاده کرده و فرض کنید رشد به صورت نمایی باشد.

$$P(x = 30) = P(x = 0) \exp(+G_n x / u)$$

$$\frac{x}{u} = t^* = 30(\text{km}) / 13 \text{ km/day} = 2.31 \text{ day}$$

زمان پیمایش در بازه مورد مطالعه

$$P(x = 30) = 65 = 25e^{(2.31)(G_n)}$$

کلروفیل a در انتهای ۳۰ کیلومتر:

$$G_n = [\text{Ln}(65.25)] / 2.31 = 0.414 \text{ day}^{-1}$$

نرخ خالص رشد:

- فاکتورهای نرخ دینامیک جمعیت جلبک را تعیین کنید.

$$G_p = G_{\max} 1.066^{(T-20)} \left[ \frac{2.718f}{K_e HT} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2}) \right] \left[ \frac{N_{ut}}{K_m + N_{ut}} \right] \quad (\text{الف-۱})$$

(با فرض عدم محدودیت مواد مغذی)

$$G_T = (1.8 \text{ day}^{-1})(1.066)^{(23-20)} = 2.18 \text{ day}^{-1}$$

$$\alpha_1 = \frac{600(\text{ly})}{300(\text{ly/da}) \times (0.5 \text{ day})} e^{-(1.1)(0.9)} = 1.47 \quad (\text{الف-۲})$$

$$\alpha_2 = \frac{600(\text{ly})}{300(\text{ly/da}) \times (0.5 \text{ day})} = 4.00 \quad (\text{الف-۳})$$

$$r_L = \frac{2.718(0.5)}{(1.1)(0.9)(1.0)} (e^{-1.37} - e^{-4.00}) = 0.287 \quad (\text{الف-۴})$$

$$G_p = (2.18 \text{ day}^{-1})(0.287)(1) = 0.626 \text{ day}^{-1}$$

$$D_p = (0.1 \text{ day}^{-1}) 1.08^{(23-20)} = 0.126 \text{ day}^{-1}$$



جدول الف-۱ داده‌هایی جهت محاسبه تغذیه کرایبی رودخانه‌ها

پارامتر	واحد	فعلی	طراحی
نرخ‌های بده جریان:			
جریان رودخانه	لیتر بر ثانیه	۶۰۰	۶۰۰
فاضلاب	لیتر بر ثانیه	۱۰	۱۵
کل جریان	لیتر بر ثانیه	۶۱۰	۳۶۵
مشخصات هندسی:			
عمق جریان	متر	۰/۹	۰/۷
سرعت	متر بر ثانیه	۰/۱۵	۰/۱۲
سرعت	کیلومتر بر روز	۱۳/۰	۱۰/۵
دمای آب	سانتی‌گراد	۲۳/۰	۲۵/۰
تشعشع خورشیدی:			
تشعشع روزانه خورشید ( $I_T$ )	لانژلیه	۶۰۰	۶۰۰
شدت بهینه نور ( $I_S$ )	لانژلیه بر روز	۳۰۰	۳۰۰
دوره روشن (f)	روز	۰/۵	۰/۵
دوره میانگین گیری (T)	روز	۱/۰	۱/۰
ضریب زوال نور (ke)	متر / ۱	۱/۱	۱/۱
$K_e H$		۰/۹۹	۰/۷۷
غلظت فسفر غیرآلی:	میلی‌گرم بر لیتر		
بالادست		۰/۰۲	۰/۰۲
فاضلاب		۵/۰	۱/۰
غلظت حداکثر محدودکنندگی فسفر	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰۲۵	۰/۰۲۵
غلظت کلروفیل-a:			
بالادست ( $x < 0$ )	میکروگرم بر لیتر	۲۵/۰	۲۵/۰
پایین دست ( $x = 30 \text{ km}$ )	میکروگرم بر لیتر	۶۵/۰	?
نرخ رشد جلبک، $G_{max}$ ( $20^\circ\text{C}$ )	روز / ۱	۱/۸	۱/۸
نرخ تنفس جلبک، $\mu R$ ( $20^\circ\text{C}$ )	روز / ۱	۰/۱	۰/۱
نرخ خالص ته نشینی جلبک، $V_s$	روز / متر	۰/۰۸	۰/۰۸

از آن‌جا که  $G_n = [G_p - D_p - V_s/H]$  است، نرخ خالص ته‌نشینی را می‌توان از رابطه زیر تخمین زد:

$$V_s = H(G_p - D_p - G_n) = 0.9(0.626 - 0.126 - 0.414)$$

$$V_s = 0.08 \text{ m/day}$$

خلاصه‌ای از نرخ‌های دینامیک جمعیت:

$$G_p = 10, 626/\text{day}, G_p = 0.626 \text{ نرخ ویژه رشد,}$$

$$D_p = 0.126, 1/\text{day} D_p = 0.126 \text{ نرخ تنفس}$$

$$V_s/H = 0.133, 1/\text{day} V_s/H = 0.133 \text{ نرخ حذف جلبک از طریق ته نشینی,}$$

$$G_n = 0.391, 1/\text{day} G_n = 0.391 \text{ نرخ خالص رشد جلبک,}$$



- کنترل محدودیت مواد مغذی:

با استفاده از نسبت فسفر به کلروفیل a (ap) برابر ۱/۰، میزان فسفر غیرآلی مورد نیاز برای تولید خالص ۴۰ میکروگرم بر لیتر کلروفیل a برابر است با

$$P'_0 = A'_0 / a_p = \left( \frac{a_p G_p A_0}{G_n} \right) / a_p = 40 \mu\text{g} / \text{lit}$$

غلظت اولیه فسفر پس از اختلاط کامل فاضلاب ورودی و جریان رودخانه عبارت است از:

$$P'_0 = \frac{(600)(0.02) + (10)(5.0)}{600 + 10} = 0.102 \text{ mg} / \text{lit} = 102 \mu\text{g} / \text{lit}$$

نزدیک انتهای بازه ۳۰ کیلومتری، غلظت فسفر غیرآلی برابر (۶۲ = ۴۰-۱۰۲) میکروگرم بر لیتر خواهد بود که بسیار بیش‌تر از غلظت حداکثر محدود کننده، ۲۵ میکروگرم بر لیتر (جدول الف-۱) می‌باشد. بنابراین تحلیل فوق مناسب است.

- عوامل نرخ دینامیک جمعیت جلبک را برای شرایط طراحی آینده تخمین زنید.

فرض کنید نرخ ته‌نشینی فیتوپلانکتون ( $V_s$ ) و ضریب زوال نور ( $k_e$ ) در شرایط طراحی آینده تغییر نمی‌یابد. ضرایب نرخ مربوط را برای شرایط طراحی جریان رودخانه، دما و عمق زوال اصلاح کنید.

با استفاده از شرایط طراحی که در جدول الف-۱ خلاصه شده است و روابط مربوط که در بخش‌های قبل تعریف گردید، نرخ دینامیک رشد جلبک به دست می‌آید:

$r_L = 0.236$	عوامل محدودکنندگی نور،
$r_n = 1.0$ (فرض اولیه)	عوامل محدودکنندگی مواد مغذی،
$G_p = 0.585, 1 / \text{day}$	نرخ ویژه رشد جلبک،
$D_p = 0.147, 1 / \text{day}$	نرخ تنفس جلبک،
$V_s / H = 0.114, 1 / \text{day}$	نرخ ته‌نشینی جلبک،
$G_n = 0.358, 1 / \text{day}$	نرخ خالص رشد جلبک،

غلظت پیش‌بینی شده کلروفیل a در (کیلومتر)  $x = 30$  برابر خواهد بود با:

$$25e^{0.358} (\text{day}^{-1}) \times 30(\text{km}) / 10.5(\text{km} / \text{day}) = 69.5 \mu\text{g} / \text{lit}$$

که مقدار فسفر غیرآلی مورد نیاز آن خواهد بود.

$$P'_0 = \frac{(1.0)(0.585)(25)}{0.358} = 40.9 \mu\text{g} / \text{lit}$$

در همین حال، غلظت فسفر غیرآلی بعد از اختلاط کامل در نقطه  $x = 0$  برابر است با:

$$P_0 = \frac{(350)(0.02) + (15)(1.0)}{350 + 15} = 0.0603 \text{ mg} / \text{lit} = 60.3 \mu\text{g} / \text{lit}$$

هرچند این غلظت فسفر غیرآلی کمی بیش از مقدار مورد نیاز برای رشد جلبک است، اما برای حفظ شرایط بدون محدودیت در فواصل نزدیک به انتهای رودخانه ۳۰ کیلومتری کافی نیست [توجه کنید که غلظت فسفر غیرآلی برابر ۲۵ میکروگرم بر لیتر (جدول

الف-۱) برای شرایط بدون محدودیت در آب مورد نیاز است. به بیان دیگر، محدودیت سفر قبل از انتهای بازه ۳۰ کیلومتری رودخانه اتفاق خواهد افتاد. به دلیل همین محدودیت، غلظت کلروفیل a در  $x=30$  (کیلومتر) که قبلاً برابر  $69/5$  میکروگرم بر لیتر محاسبه شده است، حد بالای زیست توده جلبک خواهد بود. حد پایین آن را می‌توان ابتدا با محاسبه زمان رسیدن به پتانسیل محدود کنندگی فسفر (به بیان دیگر، غلظت فسفر غیرآلی ۲۰ میکروگرم بر لیتر) محاسبه کرد:

بنابراین، حد پایین غلظت کلروفیل a برابر است با:

$$\frac{1}{G_n} = \frac{40.9 + 60.3 - 25}{40.9} = 1.86 \text{ day}$$

$$25e^{(G_n)(1.86)} = 48.7$$

بر مبنای تحلیل فوق، حداکثر غلظت کلروفیل a در  $x=30$ ، بین ۴۸ میکروگرم بر لیتر و ۷۰ میکروگرم بر لیتر خواهد بود. این تحلیل همچنین نشان می‌دهد که فرض رودخانه کوتاه، تحت شرایط طراحی آینده نقض خواهد شد. تحلیل‌های بسیار قوی تری (به کمک مدل‌های کامپیوتری) جهت پرداختن به این موضوع مورد نیاز است.

## الف.۲- محاسبه ظرفیت خود پالایی و تخصیص بار برای منبع منفرد

فرض کنید بر اساس چندین مجموعه داده، مدل کیفیت آب واسنجی و اعتبارسنجی شده است. فرض کنید که با استفاده از این مدل، پیش‌بینی اکسیژن محلول رودخانه تحت شرایط طراحی (بارگذاری از منبع نقطه‌ای در آینده و شرایط بحرانی دما و بده جریان) انجام شده و داده‌های زیر به دست آمده است:

- غلظت اشباع اکسیژن محلول در درجه حرارت طراحی  $28^\circ$  سانتی‌گراد  $= 7/8$  میلی‌گرم بر لیتر

- افت اکسیژن محلول در موقعیت بحرانی:

• از منابع غیرقابل کنترل بالادست:

افت اولیه  $= 0/2$  میلی‌گرم بر لیتر

اکسیداسیون BOD  $(2/82)$  میلی‌گرم بر لیتر  $= 1$  میلی‌گرم بر لیتر

اکسیداسیون  $NH_3$   $(0/15)$  میلی‌گرم بر لیتر  $= 0/3$  میلی‌گرم بر لیتر

مجموع افت ناشی از منابع غیرقابل کنترل  $= 1/5$  میلی‌گرم بر لیتر

از منبع نقطه‌ای که قرار است کنترل شود:

اکسیداسیون BOD  $= 3/0$  میلی‌گرم بر لیتر

افت کل اکسیژن محلول از تمامی منابع

$$1.5 + 3 = 4.5 \text{ mg / lit}$$

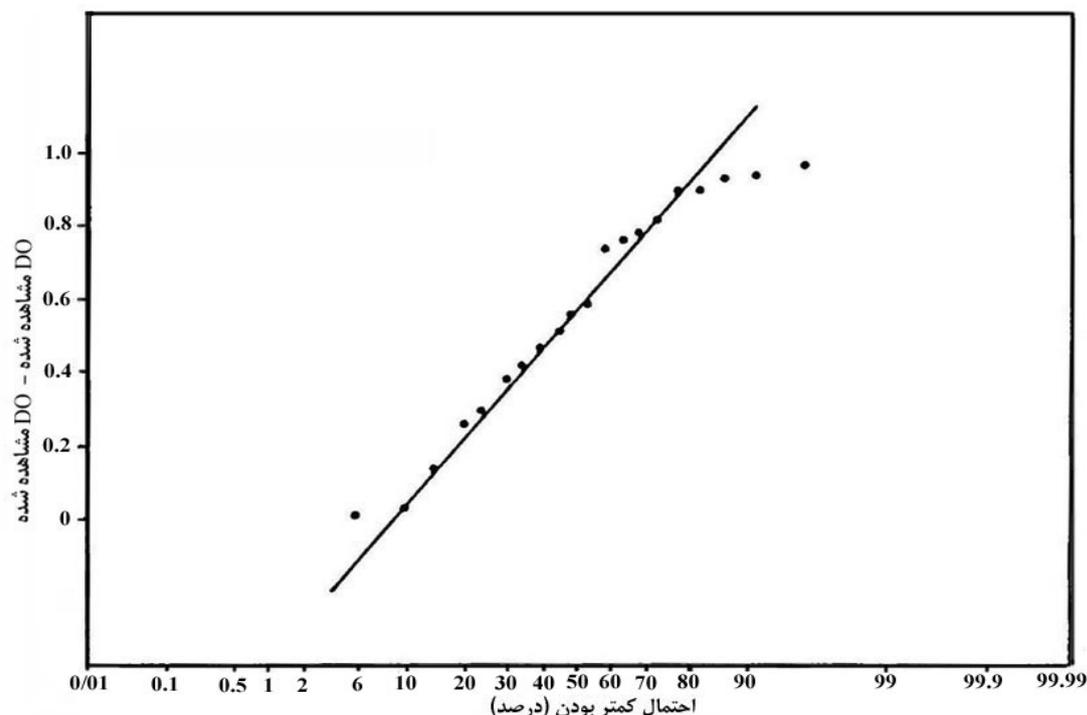
$$7.8 - 4.5 = 3.3 \text{ mg / lit}$$

حداقل غلظت DO پیش‌بینی شده

همچنین فرض کنید، مقایسه آماری داده‌های اکسیژن محلول محاسبه شده توسط مدل اعتبارسنجی شده و داده‌های اندازه‌گیری شده برای تمامی مجموعه داده‌های مورد استفاده در واسنجی و اعتبارسنجی مدل انجام شده و نمودار توزیع احتمال اختلاف مطلق آن‌ها در شکل الف-۱ ارائه شده است.



این نمودار، بازتاب تاثیر عواملی است که در تحلیل مدل‌سازی مدنظر قرار نگرفته‌اند و موجب تفاوت غلظت اکسیژن محلول محاسبه شده با اندازه‌گیری شده اند. باید توجه داشت، هنگامی که آزمون عدم قطعیت شامل مقایسه مقادیر پیش بینی شده و اندازه‌گیری شده می‌باشد تعداد و ترتیب قرارگرفتن ایستگاه‌های نمونه‌گیری در معنی‌دار بودن آزمون بسیار مهم است.



شکل الف-۱- توزیع احتمال اختلاف مطلق غلظت اکسیژن محلول محاسبه شده و مشاهده شده

در صورتی که خطرات زیست محیطی ناشی از عدم حفظ حداقل غلظت اکسیژن محلول به میزان ۵ میلی‌گرم بر لیتر به حد کافی زیاد باشد، توزیع احتمال فوق، که نشان‌دهنده عدم قطعیت در پیش‌بینی‌های کیفیت آب است، می‌تواند به عنوان اساس تعیین «ضریب ایمنی» در سهم‌بندی بار آلاینده مورد استفاده قرار گیرد. اگر یک انحراف معیار ( $\sigma$ ) از میانگین اختلاف‌های محاسبه شده و اندازه‌گیری شده به عنوان اساس تعیین ضریب ایمنی در مقابل عدم قطعیت خطای مدل فرض شود، افت اکسیژن محلول براساس احتمال ۸۴ درصد انتخاب می‌شود (به این معنی که ۸۴ درصد مقادیر کمتر از «میانگین اختلاف‌ها +  $\sigma$ » هستند). این معیار، غلظت ۱ میلی‌گرم بر لیتر را برای افت اکسیژن محلول نتیجه می‌دهد. به طور مشابه، اگر مقدار میانگین اختلاف‌ها به عنوان معیار فرض می‌گردید، مقدار ۰/۶ میلی‌گرم بر لیتر به عنوان ضریب ایمنی انتخاب می‌شد.

هیچ قاعده و قانون خاصی جهت انتخاب معیار منطقی برای یک مورد مطالعاتی خاص وجود ندارد. در این مواقع، قضاوت‌های شخصی، براساس احتمال خطرات زیست محیطی ناشی از عدم قطعیت خطای مدل و دیگر عدم قطعیت‌ها در محاسبه رشد جمعیت، تغییرات بالادست و غیره و نیز سیاست‌های احتیاطی (رزرو) مورد نیاز خواهد بود؛ هرچند شیوه فوق باید با کمی کردن مساله، قضاوت را تسهیل کند.



سه‌م‌بندی بار آلاینده برای BOD از منبع نقطه‌ای قابل کنترل به صورت زیر خلاصه می‌شود:

DO (میلی‌گرم بر لیتر)	
۷/۸	غلظت اشباع
۷/۸	کل افت ممکن
-۵/۰	استاندارد DO
۲/۸	افت (کمبود) اکسیژن محلول بدون تخطی از استاندارد
-۱/۵	افت ناشی از بارهای غیرقابل کنترل
۱/۳	افت قابل تخصیص
-۰/۶	رزرو به واسطه عدم قطعیت در پیش بینی آثار بار آلودگی (با استفاده از احتمال ۵۰٪)
-۰/۴	رزرو برای رشدهای آتی (طبق سیاست سازمان)
میلی‌گرم بر لیتر ۰/۳	افت قابل تخصیص به منبع نقطه‌ای که قرار است کنترل شود

حداکثر بار آلاینده (BOD) قابل تخلیه به رودخانه بدون تجاوز از افت تخصیص یافته DO به منبع نقطه‌ای به راحتی از نسبت آن به افت ناشی از بار موجود قابل محاسبه است. بنابراین تحت شرایط بحرانی:

$BOD_{4000} \text{ kg/day} = 3.0 \text{ mg/day}$  افت DO ناشی از

$$\text{بار مجاز} = \frac{0.3}{3.0} 4000 \text{ (kg/day)} = 400 \text{ (kg/day)}$$

در این مورد خاص، بار تخصیص یافته به منبع نقطه‌ای مورد نظر معادل ۴۰۰ کیلوگرم در روز می‌باشد که نیازمند به روش تصفیه‌ای است که قادر به کاهش ۹۰ درصدی BOD باشد.

باید توجه کرد که ضریب ایمنی به دست آمده به روش فوق که براساس عدم قطعیت خطای نتایج مدل حاصل می‌شود، ممکن است در برخی شرایط بخش اعظمی از بار قابل تخصیص (بدون در نظر گرفتن ضریب ایمنی) را تشکیل دهد. در صورتی که داده‌های قابل دسترس محدود باشد، اعتبارسنجی مدل را با مشکل مواجه ساخته و مقدار عدم قطعیت برآورد شده از تحلیل احتمال خطا، بزرگ‌تر خواهد بود. در صورتی که آثار اقتصادی (هزینه) ایجاد تصفیه‌خانه، شدیداً متأثر از مقدار ضریب ایمنی تعیین شده باشد و خطرات زیست محیطی اجازه صرف نظر کردن از آن را ندهد، انجام فعالیت‌های گسترده تر جهت اعتبارسنجی مدل (با تهیه داده‌های پیش‌تر) ممکن است کار صحیحی باشد.

### الف.۳- سه‌م‌بندی بار آلاینده برای منابع متعدد

هنگامی که بیش از یک منبع جهت کنترل مطرح باشد، مساله پیچیده تر می‌شود. دو نوع وضعیت در تعیین جزییات تحلیل سه‌م‌بندی بار آلاینده قابل تشخیص است.

در وضعیت اول، حذف بار از هر منبع، پاسخ (تاثیر) قابل قیاسی در کیفیت آب دارند. پاسخ قابل قیاس در شرایط زیر حاصل

می‌شود:



- تمامی منابع از نظر جغرافیایی به حدی نزدیک به یکدیگر هستند، که واکنش‌ها در آب پذیرنده قابل قیاس با یکدیگر می‌باشند.
- نرخ‌های واکنش برای منابع مختلف، متفاوت است، به طوری که حداکثر تاثیرات آنها (مانند حداکثر افت اکسیژن محلول) در موقعیت یکسانی روی می‌دهد.
- آلاینده کنترل کننده کیفیت آب پایستار بوده یا به حدی کند واکنش می‌دهد که آثار در پایین دست تجمع می‌یابند؛ مانند عدم استفاده از مواد مغذی توسط فیتوپلانکتون‌ها پیش از تغییر مشخصات هندسی رودخانه در پایین دست، یا تخلیه NH<sub>3</sub> که قبل از رسیدن به محدوده محیطی مناسب، نیتریفیکاسیون اتفاق نمی‌افتد.
- در وضعیت دوم، تغییرات مکانی و زمانی پاسخ کیفیت آب به منابع مختلف، وجود دارد. پاسخ متغیر بار در شرایط زیر پدید می‌آید:
  - منابع، فاصله زیادی از هم دارند، به طوری که سهم هر بار در محل بحرانی رودخانه متفاوت بوده و برابر با حداکثر پاسخ به بار نیست،
  - زمان بارگذاری هر منبع متفاوت است، به طوری که بسته به زمان، منابع مختلف تعیین کننده کیفیت آب هستند. مثالی از این وضعیت، آثار کوتاه مدت بار سرریز از شبکه‌های مرکب فاضلاب و رواناب‌های شهری در دوره‌های بارندگی در مقایسه با بارهای منابع نقطه‌ای است.
- پاسخ متغیر بار می‌تواند منجر به ملاحظاتی مانند احتمال وقوع هم‌زمان پیک بارگذاری‌ها و تصفیه گروهی از تخلیه کننده‌ها به صورت «جمعی» گردد. هدف از تحلیل جمعی، کاهش محدودیت‌های بارگذاری برای تخلیه کننده‌ها به واسطه سهم‌بندی گروهی آلودگی، در مقایسه با سهم‌بندی انفرادی منابع، بدون تسامح در اهداف کیفیتی آب است.
- در ادامه، مباحث مربوط به پاسخ قابل قیاس و پاسخ متغیر بار در سهم‌بندی بارها مورد بررسی قرار می‌گیرد. تحلیل سهم‌بندی بار آلاینده باید مشخص کند که برای یک مساله خاص چه وضعیتی وجود دارد.
- منحنی‌های پاسخ واحد به دست آمده در واسنجی و اعتبارسنجی مدل در صورتی که یک یا چند محاسبه واسنجی، نزدیک شرایط بحرانی انجام گرفته باشد، می‌تواند اطلاعات مفیدی فراهم آورد. در غیر این صورت، باید یک سری پاسخ‌های واحد در شرایط بحرانی طراحی، به دست آورد.
- در صورتی که تمامی بارهای قابل کنترل، در شرایط بحرانی افت‌های تقریباً موازی باهم داشته باشند، از روش پاسخ قابل قیاس می‌توان استفاده کرد. در غیر این صورت از تحلیل پاسخ متغیر بار استفاده می‌شود.

### الف.۳-۱- مثال سهم‌بندی بار آلاینده در شرایط پاسخ قابل قیاس (مشابه) بار

مثال زیر شرایط پاسخ قابل قیاس بار را نمایش می‌دهد. روش پاسخ متغیر بار پس از آن ارائه خواهد شد.

شکل الف-۲ مثالی عددی از جزییات روش محاسبه بار آلاینده قابل سهم بندی را نمایش می‌دهد. فرض بر این است که در شرایط بحرانی، بده جریان ۲۰ متر مکعب بر ثانیه و درجه حرارت ۲۵ سانتی‌گراد است و منبع نقطه‌ای و بار بالادست قابل کنترل هستند. نقطه بحرانی اکسیژن محلول در ۱۲ کیلومتری و افت قابل سهم‌بندی اکسیژن محلول ۱/۰۷ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد که بار قابل تخصیص معادل ۱۸۰۸ کیلوگرم بر روز می‌باشد.

روش مرسوم در تعیین پاسخ بار قابل قیاس و شرایط پاسخ متغیر، مقایسه نسبت‌های جرم تخلیه لازم برای تولید یک میلی گرم بر لیتر افت اکسیژن محلول برای هر منبع در موقعیت بحرانی است. در این مثال، این نسبت‌های بار برای منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای به ترتیب ۱۶۶۷ و ۱۷۳۸ کیلوگرم در روز به ازای هر میلی گرم در لیتر افت اکسیژن می‌باشد. بنابراین حذف یک کیلوگرم BOD از هر منبع، بهبود اساساً یکسانی در کیفیت آب ایجاد می‌کند.

در شرایط فوق، حذف یک کیلوگرم آلاینده (مانند  $BOD_5$ ) هر منبع، پاسخ قابل قیاسی در کیفیت آب دارد. در این مثال، بار قابل تسهیم برابر ۱۸۰۸ کیلوگرم بر روز می‌باشد که در این صورت نیاز به حذف ۱۲۷۰ کیلوگرم بر روز ( $۱۲۷۰ = ۱۸۰۸ - ۳۰۷۸$ ) در کل خواهد بود.

مساله بعدی، نحوه تسهیم بار مجاز برآورده شده در مثال قبل بین منابع قابل کنترل است. منطق‌های مختلفی برای حل و فصل این مساله وجود دارد و سیاست‌های منطق‌های و کلی، نقش غالبی در نحوه تقسیم این بارها بین منابع مختلف خواهند داشت. حل این مساله، تنها با ملاحظات فنی امکان‌پذیر نیست و شیوه ارایه شده در زیر، تنها یکی از شیوه‌های ممکن است (به بخش ۶-۶-۱ مراجعه شود).

شیوه سهم‌بندی، شامل تعیین بار قابل تخصیص و منحنی‌های هزینه تصفیه بار منابع مختلف می‌باشد. این منحنی‌ها پس از ترکیب، حداقل هزینه را به دست می‌آورند. شکل الف-۳، چنین شیوه‌ای را برای مثال اخیر ارائه می‌کند. منحنی هزینه برای منبع نقطه‌ای به صورت یک تابع پیوسته نمایش داده شده است. در عمل این منحنی می‌تواند به صورت شکسته و ناپیوسته باشد. برای مثال، حذف بیش‌تر BOD از یک تصفیه‌خانه ثانویه به میزان ۵۰۰ کیلوگرم بر روز را می‌توان با فیلتراسیون ثقیلی و حذف ۱۰۰۰ کیلوگرم بر روز را احتمالاً با انعقاد شیمیایی و فیلتراسیون ثقیلی انجام داد، در حالی که حذف ۱۵۰۰ کیلوگرم بر روز ممکن است نیاز به استفاده از این عملیات واحد تصفیه به اضافه بهره‌گیری از کربن فعال داشته باشد. چنین ملاحظاتی می‌تواند در مورد منحنی منبع غیرنقطه‌ای نیز مطرح باشد. این منحنی می‌تواند عدم قطعیت بیش‌تری از لحاظ هزینه سالانه و نیز عملکرد از نظر حذف BOD داشته باشد.

روش محاسباتی برای مقدار مانند نقطه "A" ارایه شده است که مقدار لازم حذف بار به صورت زیر تعریف می‌گردد:

$$L_R = L_P - L_A$$

$$3078 - 1808 = 1270 \text{ kg / day}$$

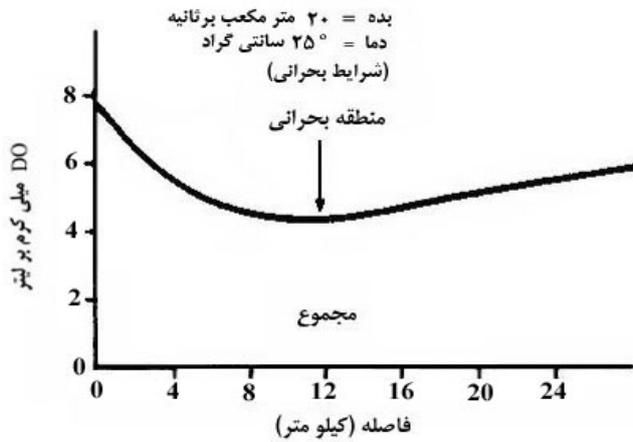
که در آن:

$L_R$  - میزان حذف بار لازم، کیلوگرم بر روز؛

$L_A$  - بار قابل تخصیص، کیلوگرم بر روز؛

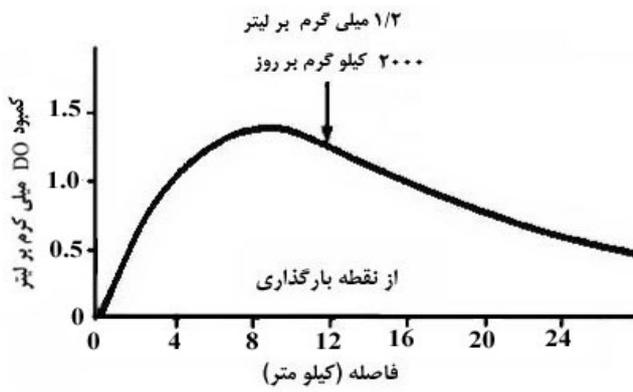
$L_P$  - بار پیش‌بینی شده از منابع قابل کنترل، کیلوگرم بر روز.





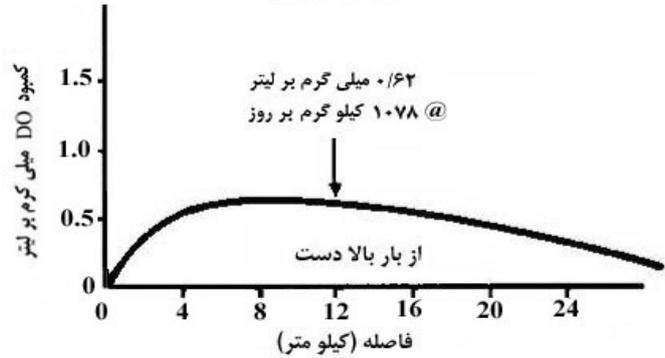
DO
(میلی گرم بر لیتر)
۸/۲۴
۸/۲۴
-۵/۰۰

غلظت اشباع  
کل افت ممکن  
استاندارد DO  
افت (کمبود) اکسیژن محلول بدون  
تخطی از استاندارد



۳/۲۴
-۱/۷۷
۱/۴۷
-۰/۴۰

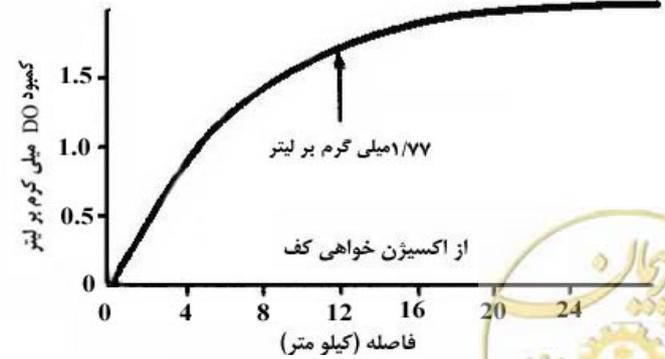
افت ناشی از بارهای غیرقابل کنترل  
افت قابل تخصیص  
رزرو به واسطه عدم قطعیت در پیش  
بینی آثار بار آلودگی (از تحلیل آماری  
اختلاف غلظت‌های محاسبه شده و  
مشاهده شده)



$$L_a = \frac{D_a}{D_p} \times L_p$$

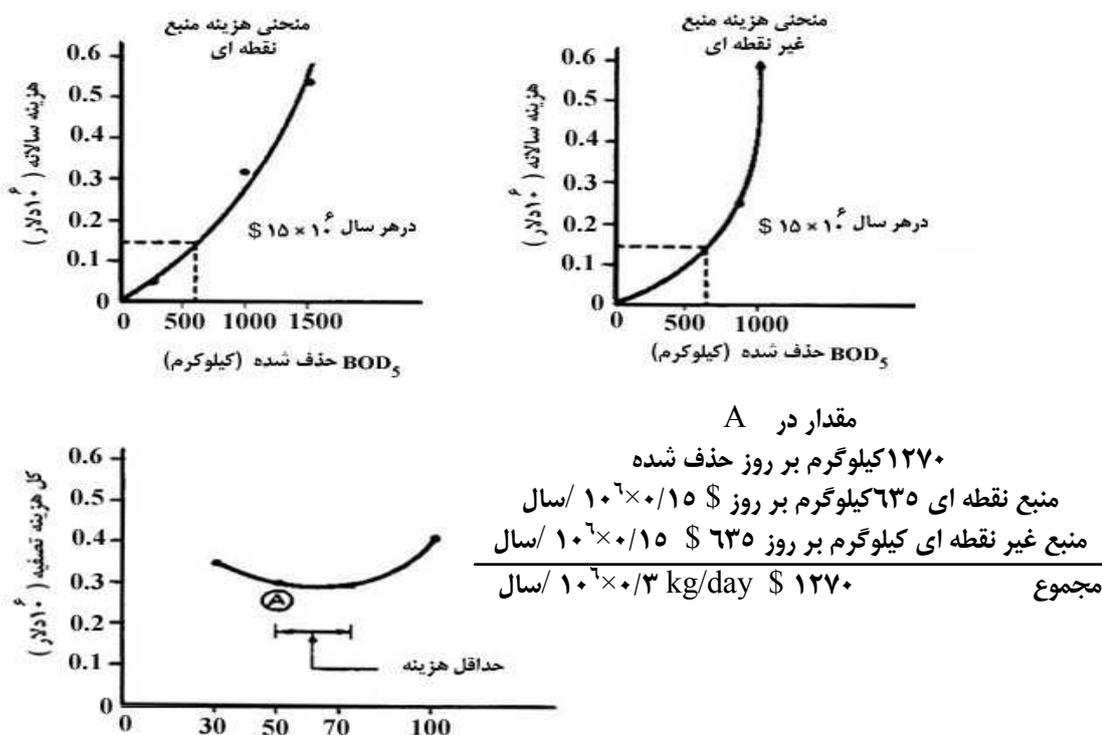
$$L_a = \frac{۱/۰۷}{(۱/۲ + ۰/۶۲)} \times (۲۰۰۰ + ۱۰۷۸)$$

$L_a = ۱۸۰۸$  کیلو گرم بر روز  
بار تخصیص یافته



شکل الف-۲- مثالی از روش محاسبه بار آلودگی قابل تخصیص





شکل الف-۳- مثالی از روش سهم‌بندی بار به طریق حداقل هزینه

مقدار حذف در نقطه "A" برابر ۶۳۵ کیلوگرم بر روز از منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای خواهد بود. مقادیر حذف و هزینه‌ها سپس برای هر دو بار باهم جمع می‌گردند. روش قابل قیاس می‌تواند برای بیش از دو بار نیز مورد استفاده قرار گیرد. در شکل، ناحیه حداقل هزینه نشان داده شده است. این ناحیه باید جهت اطمینان از عملی بودن طراحی تصفیه‌خانه برای حذف مورد نیاز کنترل گردد. بار تخصیص یافته به هر منبع برابر با بار تولیدی پیش بینی شده منهای حذف مورد نیاز می‌باشد.

### الف-۳-۲- مثال سهم‌بندی بار برای پاسخ متغیر بار (متفاوت)

مشخصه این نوع پاسخ، آثار نامساوی حذف هر کیلوگرم BOD از دو یا چند منبع تولید است. شکل الف-۴، انواع پاسخ‌های واحد را نمایش می‌دهد. محل بحرانی نیز ارائه شده است. بار  $W_1$  (برابر ۴۵۰۰ کیلوگرم بر روز)، ۴ میلی‌گرم بر لیتر افت در این نقطه ایجاد می‌کند. افت حاصل از  $W_2$  (که برابر ۳۰۰۰ کیلوگرم بر روز می‌باشد) نیز برابر ۴ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بنابراین، هر میلی‌گرم بر لیتر بهبود اکسیژن محلول در نقطه بحرانی، با حذف ۱۱۲۵ کیلوگرم بر روز از بار منبع  $W_1$  و یا ۷۵۰ کیلوگرم بر روز از منبع  $W_2$  حاصل می‌شود. تاثیر نسبی حذف بارهای آلودگی بر اساس  $W_2$  به صورت زیر قابل بیان است:

$$\text{تاثیر نسبی } (W_2) = \frac{1125[\text{kg/day}(W_1) / \text{mg/Lit}]}{750[\text{kg/day}(W_2) / (\text{mg/Lit})]} = \frac{1.5\text{kg/day}(W_1)}{\text{kg/day}(W_2)}$$

بنابراین جهت رسیدن به یک میزان بهبود در کیفیت آب، کاهش بار از منبع  $W_1$  باید ۵۰ درصد بیش‌تر از منبع  $W_2$  باشد. منحنی‌های هزینه برای هر منبع در شکل الف-۵ ارائه شده است. محاسبات مربوط به هزینه کل نیز روی شکل انجام شده است. به

طور مشخص، برای نقطه (C) منحنی، نیاز به حذف ۱۰۰۰ کیلوگرم بر روز بار از منبع  $W_2$  و معادل ۵۰۰ کیلوگرم بر روز بار منبع  $W_2$  از  $W_1$  می‌باشد. باتوجه به ضریب تاثیرگذاری نسبی تعیین شده (۱/۵)، مقدار واقعی حذف از منبع  $W_1$  برابر ۷۵۰ کیلوگرم بر روز بود.

البته باید به این مطلب توجه داشت که نقطه حداقل هزینه از نظر فنی، مهندسی و اقتصادی عملی باشد. باتوجه به مسطح بودن منحنی در اطراف نقطه حداقل، آزادی نسبتاً زیادی عملاً در انتخاب طرح واقعی وجود خواهد داشت.

در صورتی که روند سهم‌بندی بار آلاینده توجه زیادی به هزینه‌های آن نداشته باشد، می‌توان از نسبت تاثیر نسبی در تخصیص بار به هر منبع استفاده کرد. مثلاً برای نقطه (C) بدون توجه به هزینه‌ها خواهیم داشت:

۱۵۰۰ کیلوگرم بر روز بار معادل  $W_2$  باید حذف گردد (براساس فرضیات شکل الف-۴)

مقدار حذف از  $W_2$  برابر ۱۰۰۰ کیلوگرم بر روز در نظر گرفته می‌شود.

میزان حذف بار از  $W_1$  باید معادل ۵۰۰ کیلوگرم بر روز (۱۵۰۰-۱۰۰۰=۵۰۰) بار  $W_2$  باشد.

از آن‌جا که نسبت تاثیرگذاری برابر ۱/۵ می‌باشد، میزان حذف بار از  $W_1$  برابر خواهد بود با:

$$W_1 \text{ حذف از } = 500 \text{ kg/day (معادل بار } W_2) \times 1.5 \frac{\text{kg/day}(W_1)}{\text{kg/day}(W_2)} = 750 \text{ kg/day}(W_1)$$

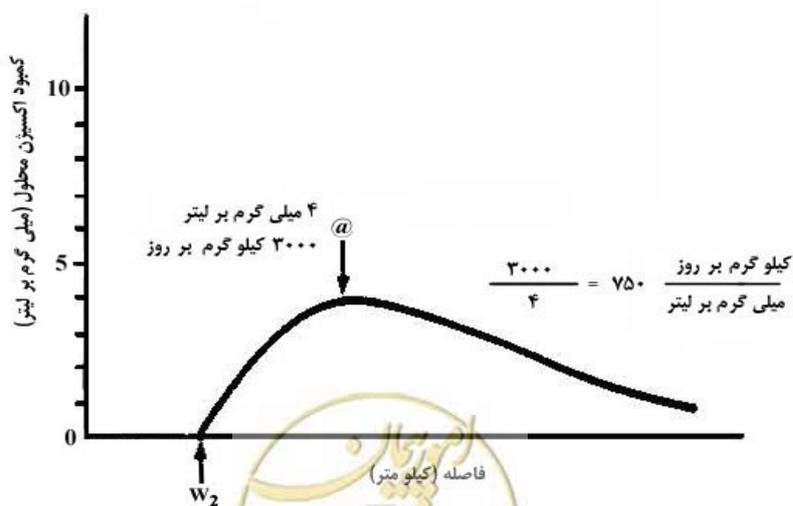
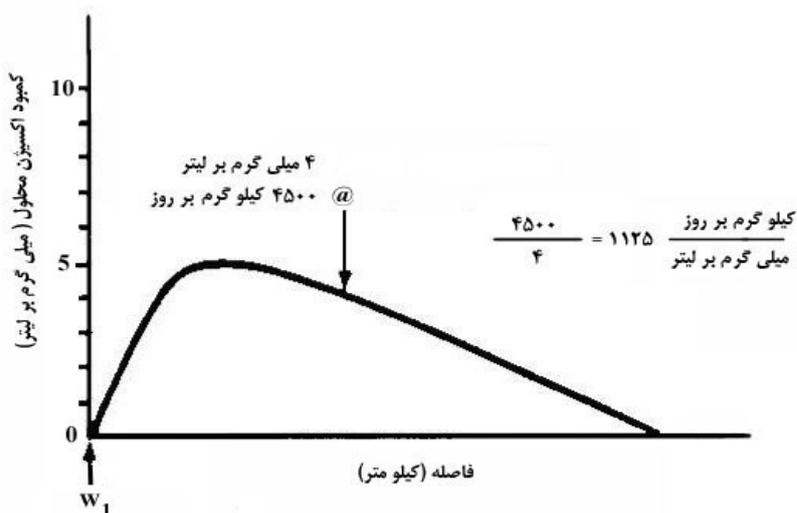
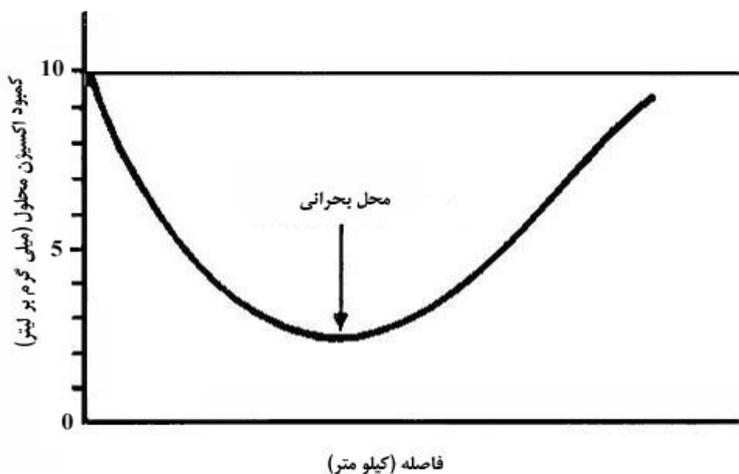
بنابراین سهم هریک از منابع برابر خواهد بود با:

$$W_1 : 4500 \text{ kg/day}(W_1) - 750 \text{ kg/day}(W_1) = 3750 \text{ kg/day}(W_1)$$

$$W_2 : 3000 \text{ kg/day}(W_1) - 1000 \text{ kg/day}(W_2) = 2000 \text{ kg/day}(W_2)$$

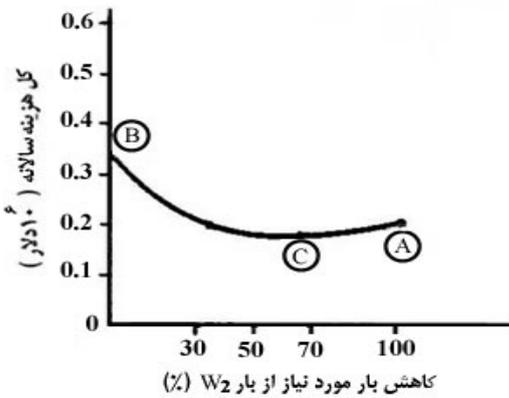
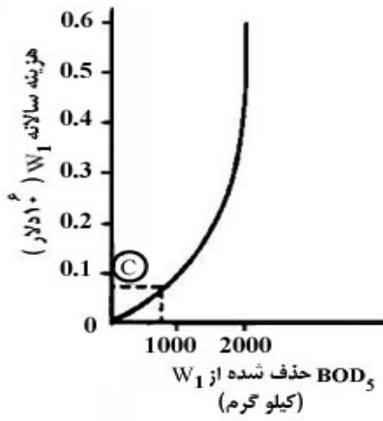
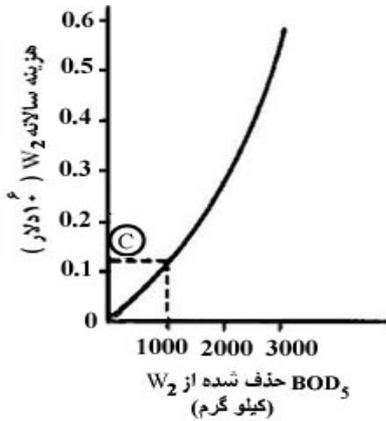
روش فوق باید برای تمامی بارها در شرایط زمانی بحرانی و موقعیت مکانی بحرانی لازم اعمال گردد.





اگر لازم باشد که DO به میزان ۲ میلی گرم بر لیتر افزایش یابد، باید ۲۲۵۰ کیلوگرم از  $W_1$  یا ۱۵۰۰ کیلوگرم از  $W_2$  حذف گردد

شکل الف- ۴- مثالی از سامانه پاسخ بارگذاری متغیر



نقطه A: ۱۵۰۰ کیلو گرم از  $W_2$  و ۰ کیلوگرم از  $W_1$  حذف شده  
 نقطه B: ۰ کیلوگرم از  $W_2$  و ۲۲۵۰ کیلوگرم از  $W_1$  حذف شده  
 نقطه C: ۱۰۰۰ کیلوگرم از  $W_2$  و ۷۵۰ کیلوگرم از  $W_1$  حذف شده

کیلوگرم مورد نیاز ( $W_2$ )	۱۵
کیلوگرم مورد نیاز ( $W_1$ )	-
-----	
کیلوگرم ( $W_2$ )	۵۰۰

معادل  $W_1$  کیلو گرم  
 (کیلوگرم  $W_2$  / کیلوگرم)  $\times 1/5 = W_1 \times 500 =$  کیلو گرم  
 کیلوگرم  $W_1 = 750 = W_2$  (نیازمند حذف)

شکل الف - ۵ مثالی از سهم بندی بار برای سامانه پاسخ بار گذاری متغیر





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

# پیوست ب

---

---

## واژگان فنی راهنما





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

		واژه‌نامه فارسی به انگلیسی
Tertiary treatment	تصفیه پیشرفته	Autotroph
Advanced treatment	تصفیه پیشرفته	Surface waters
Secondary treatment	تصفیه ثانویه	Complete mixing
Eutrophication	تغذیه‌گرایی	Orthophosphate
Respiration	تنفس	Waterquality standards
Algal respiration	تنفس جلبکی	Oxygen saturation
Sedimentation	ته‌نشینی، ترسیب	Light saturation
Primary productivity	تولید اولیه	Dissolved oxygen sag
Half-saturation constant	ثابت نیم اشباع	Pollutant
Suspended solids	جامدات معلق	Priority pollutant
Sorption	جذب	Algae
Adsorption-desorption	جذب سطحی- واجذبی	Ammonia
Design stream flow	جریان طراحی	Anthropogenic
Attached algae	جلبک چسبیده	Oxidation
Margin of safety (MOS)	حاشیه ایمنی	Dissolved Oxygen(DO)
Total Maximum Daily Load (TMDL)	حداکثر بار کل روزانه	Oxygen demand
Biological Nutrient Removal (BNR)	حذف زیستی مواد مغذی	Biochemical Oxygen Demand (BOD)
Drainage basin	حوضه آبریز	Sediment oxygen demand
Low-flow (7Q10)	بده کم	Ecosystem
In situ	در محل	Aquatic ecosystems
Photoperiod	دوره نور	loading rate.Loading
Benthic denitrification	دی‌نیتریفیکاسیون بستر	Coliform bacteria
Denitrification	دی‌نیتریفیکاسیون، شوره زدایی	Benthic
Sediment	رسوب	Anaerobic
Algal growth	رشد جلبکی	Biomass
Zooplankton	زئوپلانکتون	Longitudinal dispersion
Travel time	زمان پیمایش	Periphyton
Transit time	زمان گذر	Effluent
Residence time	زمان ماند	Plankton
Cross-sectional area	مساحت مقطع عرضی	Effluent plume
Ammonia toxicity	سمیت آمونیاکی	Pretreatment
Acute toxicity	سمیت حاد	Peak runoff
Chronic toxicity	سمیت مزمن	Decomposition
Substrate	سویستره	Bacterial decomposition
First-order kinetics	سینتیک درجه اول	Waste load allocation
Diurnal	شبه‌روز	Load allocation (LA)
Simulation	شبیه‌سازی	Algal settling
Dynamic simulation	شبیه‌سازی دینامیکی	Dilution
Initial conditions	شرایط اولیه	Primary treatment
Algal bloom	شکوفایی جلبکی	

Reaeration	هوادهی	Partition coefficients	ضرایب تقسیم‌بندی
Aerobic	هوازی	Factor of safety	ضریب ایمنی
Hydrolysis	هیدرولیز	Extinction coefficient	ضریب زوال، ضریب خاموشی
Mixing characteristics	ویژگی‌های اختلاط	Reaction rate coefficient	ضریب نرخ واکنش
Designated use	کاربری تعیین شده	Assimilative capacity	ظرفیت خودپالایی
Boundary condition calibration	واسنجی شرایط مرزی	Reserve capacity	ظرفیت رزرو
Carbonaceous	کربنی	Concentration	غلظت
Chloride	کلراید	Background levels	غلظت پس‌زمینه، غلظت پایه
Chlorophyll	کلروفیل	Domestic wastewater	فاضلاب بهداشتی(خانگی)
Fecal coliform	کلیفرم مدفوعی	Photosynthesis	فتوسنتز
Ambient water quality	کیفیت طبیعی آب جاری	Benthic photosynthesis	فتوسنتز بستری
		Phytoplankton	فیتوپلانکتون
		Gradient	گرادیان
		Flocculation	لخته‌سازی
		Organic matter	ماده آلی
		Conservative substance	ماده پایستار
		Nutrient	ماده مغذی
		Macrophyte	ماکروفیت
		Discharge permits	مجوزهای تخلیه
		Nutrient limitation	محدودیت مواد مغذی
		Analytical model	مدل تحلیلی
		Eutrophication model	مدل تغذیه‌گرایی
		Steady-state model	مدل حالت دایمی
		Dynamic model	مدل دینامیکی
		Mathematical model	مدل ریاضی
		Numeric model	مدل عددی
		Hydrodynamic model	مدل هیدرودینامیکی
		Dye study	مطالعه ردیابی
		Water quality criteria	معیار کیفیت آب
		Nonpoint source	منابع غیرنقطه‌ای
		Receiving water	منبع آبی پذیرنده
		Point source	منبع نقطه‌ای
		Refractory organics	مواد آلی دیرپا
		Mass balance	موازنه جرمی
		Neoconservative	ناپایستار
		Initial mixing zone	ناحیه اختلاط اولیه
		N/P ratio	نسبت N به P
		Stoichiometric ratio	نسبت عنصر سنجی
		Oxygen depletion	نقصان اکسیژن، افت اکسیژن
		Total Kjeldhal Nitrogen	نیتروژن کل‌دال کل
		Nitrification	نیتریفیکاسیون، شوره‌سازی
		Heterotroph	هتروتروف، دگرپرور
		Advection	همرفتی





ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۱۵	Analytical model مدل تحلیلی	جواب دقیق مجموعه معادلات دیفرانسیل حاوی عبارت‌های نقل و انتقال، دیفیوژن، و واکنشی مدل کیفی آب. از جواب‌های تحلیلی مدل‌ها معمولاً برای چک کردن میزان عکس‌العمل محاسبه شده توسط تخمین‌های مدل‌های عددی استفاده به عمل می‌آید.
۱۶	Anthropogenic؛ انسان ساخت	شرایط محیطی به وجود آمده در اثر فعالیت‌های انسانی
۱۷	Aquatic ecosystems زیست‌بوم آبی	مولفه‌های پیچیده جاندار و بی‌جان منابع آبی. زیست بوم آبی یک واحد اکولوژیکی است که شامل ویژگی‌های فیزیکی (مانند جریان یا سرعت و عمق)، جمعیت زیستی ستون آبی و بستر، و ویژگی‌های شیمیایی مانند جامدات محلول، اکسیژن محلول، و مواد مغذی میشود. مولفه‌های جاندار و بی‌جان سامانه آبی با یکدیگر اندرکنش داشته و بر ویژگی‌ها و حالت هر مولفه تاثیر می‌گذارند.
۱۸	Assimilative capacity ظرفیت خودپالایی	میزان بارگذاری آلودگی (بیان شده بر حسب جرم در واحد زمان) قابل تخلیه به منبع آبی خاص بدون ایجاد شرایطی که از استاندارد یا معیارهای کیفیت آب تخطی صورت گیرد. از این اصطلاح در تعریف توان منبع آبی برای جذب و مصرف طبیعی مواد آلی فاضلاب ورودی بدون تاثیر سو بر کیفیت آب یا حیات آبزیان استفاده می‌شود.
۱۹	Attached algae چسبیده	موجودات فتوسنتزی که در اثر چسبیدن به سطح سنگی سخت در یک مکان ثابت باقی می‌مانند. جلبک‌های چسبیده که معمولاً در محیط‌های کم عمق با بستر سخت یافت می‌شوند، تاثیر زیادی بر میزان جذب مواد مغذی و نوسانات شبانه‌روزی غلظت اکسیژن دارند.
۲۰	Autotrop؛ اتوتروف	موجوداتی که کربن سلولی خویش را از طریق تبدیل دی‌اکسید کربن به دست می‌آورند. تبدیل دی‌اکسید کربن به بافت سلول آلی فرایندی احیایی بوده که به ورود خالص انرژی نیاز دارد. انرژی مورد نیاز برای ساخت سلول‌ها توسط نور یا اکسیداسیون شیمیایی تامین می‌گردد. اتوتروف‌های قادر به استفاده نور (فتوتروف) شامل جلبک‌های فتوسنتزی و باکتری‌ها می‌شود. اتوتروف‌های استفاده کننده از انرژی شیمیایی (کموتروف) شامل باکتری‌های تولیدکننده نیترات (نیتریفایر) می‌شود.
۲۱	Background levels غلظت پس‌زمینه، غلظت پایه	غلظت پس‌زمینه شرایط فیزیکی، شیمیایی، و زیستی ناشی از فرایندهای طبیعی زمین‌ریخت‌شناسی مانند هوازدگی یا انحلال مواد
۲۲	Bacterial decomposition تجزیه باکتریایی	تجزیه ناشی از اکسیداسیون، یا فساد، مواد آلی توسط باکتری‌های هتروتروف. باکتری‌ها از کربن آلی موجود در مواد آلی به عنوان منبع انرژی مورد نیاز برای ساخت سلولی استفاده می‌کند.
۲۳	Benthic بستری، مربوط به کف	به موادی گفته میشود، به‌ویژه رسوبی، که بر بستر زیست بوم آبی یافت می‌شود. این اصطلاح برای توضیح موجوداتی که بر یا در ته منبع آبی زندگی می‌کنند نیز استعمال می‌گردد.
۲۴	Benthic denitrification دی‌نیتریفیکاسیون بستری	در شرایط بی‌هوازی، یا غلظت اکسیژن کم، باکتری‌های دی‌نیتریفایر از طریق احیای نیترات به آمونیاک و گاز نیتروژن مواد سلولی خویش را تولید می‌نمایند. دی‌نیتریفیکاسیون یکی از مولفه‌های چرخه کلی نیتروژن بوده و نشان داده شده است که جزء عمده‌ای از میزان کل نیتروژن موجود در مجاری آب شیرین کم عمق و زیست بوم‌های خوری (estuarine) را تشکیل می‌دهد.
۲۵	Benthic photosynthesis فتوسنتز بستری	ساخت کربن سلولی توسط جلبک‌های چسبیده به کف سامانه آبی طبیعی. معمولاً این فرایند به علت تبعیت از میزان نور قابل دسترسی، به مجاری آبی کم عمق محدود است.
۲۶	Biochemical Oxygen Demand (BOD) اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی	میزان اکسیژن در واحد حجم مورد نیاز برای اکسید کردن (تثبیت) زیستی یا شیمیایی (بیوشیمیایی) مواد آلی قابل تجزیه زیستی. اندازه‌گیری این عامل معمولاً در مدت زمان مشخص (۵، ۱۰، ۲۰ روز) صورت می‌گیرد. ترم BOD معمولاً برای آزمایش BOD پنج روزه به کار برده می‌شود.
۲۷	Biological Nutrient Removal (BNR) حذف زیستی مواد مغذی	روش تصفیه‌ای که در آن از فرایندهای زیستی برای کاهش کمیت نیتروژن و فسفر تخلیه شده به مجاری آبی استفاده می‌گردد. چیدمان فرایندهای مورد استفاده در این سامانه‌های تصفیه برای تسهیل انجام فرایندهای نیتریفیکاسیون/دی‌نیتریفیکاسیون شامل تصفیه اولیه، تصفیه ثانویه هوازی، بی‌اکسیژن/بی‌هوازی می‌شود.

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۲۸	Biomass زیست توده، جرم سلولی	مقدار، یا وزن، یک گونه یا گروهی از ارگانیسم‌های زیستی در داخل یک حجم یا سطح خاصی از زیست بوم
۲۹	Boundary condition calibration واسنجی شرایط مرزی	مقادیر یا توابع معرف حالت سامانه در محدوده‌های مرزی. آزمایش و تنظیم مدل به مجموعه‌ای از داده‌های میدانی استفاده نشده در ساخت مدل؛ شامل به حداقل رساندن انحرافات بین شرایط اندازه‌گیری شده میدانی و خروجی مدل از طریق انتخاب ضرایب مناسب مدل نیز می‌شود.
۳۰	Carbonaceous کربنی	مرتبط با یا حاوی کربن مشتق از پسماندهای گیاهی و حیوانی
۳۱	Chloride کلراید	اتم کلر موجود در محلول که حاوی شارژ الکتریکی ۱- می‌باشد
۳۲	Chlorophyll کلروفیل	گروهی از رنگ دانه‌های سبز فتوسنتزی که عمدتاً در کلروپلاست‌های سلول‌های گیاهی یافت می‌شود. مقدار کلروفیل a، که یک رنگ دانه خاص است، به عنوان معیاری از زیست توده جلبکی در آب‌های طبیعی به کار می‌رود.
۳۳	Chronic toxicity سمیت مزمن	آثار سمیتی که برای مدت زمان زیادی (غالباً یک دهه یا بیش‌تر از دامنه عمر) تداوم دارد. آثار مزمن می‌تواند شامل مرگ و میر، کاهش رشد، یا کاهش تولید مثل گردد.
۳۴	Coliform bacteria باکتری کلیفرم	گروهی از باکتری‌ها که معمولاً در روده‌های حیوانات خونگرم از جمله انسان‌ها زندگی می‌کنند. از این عامل به عنوان شاخص وجود یا ورود فاضلاب به آب‌های طبیعی استفاده می‌شود.
۳۵	Complete mixing اختلاط کامل	عدم وجود تفاوت غلظت یک آلاینده خاص در سراسر مقطع خاصی از منبع آبی
۳۶	Concentration غلظت	مقدار ماده در واحد حجم محلول. معمولاً بر حسب میلی گرم بر لیتر (mg/lit) یا جزء در میلیون (ppm) اندازه‌گیری می‌شود.
۳۷	Conservative substance ماده پایدار، پایستار	ماده‌ای که هیچ واکنش شیمیایی یا زیستی در یک زیست بوم بر روی آن انجام نمی‌شود.
۳۸	Cross-sectional area مساحت مقطع عرضی	سطح‌تر شده یک منبع آبی که عمود بر مولفه طولی جریان می‌باشد.
۳۹	Decomposition تجزیه	شکست متابولیکی مواد آلی پیچیده به مولکول‌های ساده‌تر؛ حاصل این واکنش‌ها آزادسازی انرژی و تولید ترکیبات آلی و غیرآلی می‌باشد. به تنفس نیز رجوع نمایید.
۴۰	Denitrification دی‌نیتریفیکاسیون، شوره زدایی	تجزیه نیترات به نیتريت و آمونیاک که نهایتاً باعث آزادسازی گاز نیتروژن به اتمسفر می‌شود.
۴۱	Design stream flow جریان طراحی	بده جریان مورد استفاده برای مدل‌سازی حالت پایداری تخصیص بار آلودگی
۴۲	Designated use کاربری خاص، کاربری تعیین شده	کاربری‌های مشخص شده در استانداردهای کیفیت آب برای هر منبع آبی یا قسمت خاصی از آن. این کاربری‌ها صرف نظر از این‌که در عمل این الزامات حاصل می‌شود یا نه، مشخص می‌گردد.
۴۳	Dilution ترقیق، رقت	افزودن مایع با غلظت کمتر (آب) که باعث کاهش غلظت اولیه می‌شود.
۴۴	Discharge permits مجوزهای تخلیه	مجوزهای صادره توسط سازمان‌های نظارتی که در آن حدود مشخصی برای نوع و میزان آلاینده‌هایی که یک شهر یا یک صنعت می‌تواند به رودخانه تخلیه نماید، تعیین گردیده است؛ مدت زمان و برنامه دستیابی به آن حدود نیز مشخص شده است.
۴۵	Dissolved Oxygen (DO) اکسیژن محلول	مقدار اکسیژن محلول در آب. این عامل معیاری از میزان اکسیژن قابل استفاده در فعالیت‌های بیوشیمیایی و هم چنین شاخص کیفیت آن منبع آبی نیز می‌باشد.
۴۶	Dissolved oxygen sag افت اکسیژن محلول	نوسانات طولی غلظت اکسیژن محلول که معرف کاهش میزان افت اکسیژن و برگشت به حالت اول پس از بارگذاری آلودگی به رودخانه می‌باشد.
۴۷	Diurnal شبانه‌روزی	فعالیت‌ها یا فرایندهایی که دارای مدت یا چرخه تقریباً ۲۴ ساعته بوده یا در این مدت کامل می‌شوند.

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۴۸	Domestic wastewater فاضلاب بهداشتی	فاضلاب انسانی تولیدی در مناطق مسکونی، تجاری، سازمانی و تاسیسات مشابه
۴۹	Drainage basin حوضه زهکشی	قسمتی از سطح زمین محدود شده توسط خط مستقیم توپوگرافیکی که در آن رواناب ناشی از بارش معمولاً به صورت ثقلی به مجاری آبی پذیرنده هدایت می‌گردد. اصطلاحات دیگر مترادف آن، حوضه آبریز (watershed)، حوضه رودخانه، و واحد هیدرولوژیکی می‌باشد.
۵۰	Dye study؛ مطالعه رنگریزی	استفاده از ماده پایدار برای ارزیابی رفتار فیزیکی یک سامانه طبیعی در اثر یک ورودی خاص
۵۱	Dynamic model مدل دینامیکی	فرمولاسیون ریاضی تفسیر کننده رفتار فیزیکی یک سامانه یا فرایند و نوسانات زمانی آن
۵۲	Dynamic simulation شبیه‌سازی دینامیکی	مدل‌سازی رفتار پدیده‌های فیزیکی، شیمیایی، و زیستی و نوسانات آنها نسبت به زمان
۵۳	Ecosystem؛ زیست بوم	سامانه اندرکنشی (interactive) که شامل ارگانیسم‌های موجود در یک جمعیت طبیعی و شرایط محیطی بی‌جان فیزیکی، شیمیایی، و ژئوشیمیایی مرتبط با آنها می‌شود.
۵۴	Effluent؛ پساب	فاضلاب مایع بهداشتی یا صنعتی (خام، تصفیه شده به صورت ناقص یا کامل) که از لوله، تصفیه‌خانه، یا تانک سپتیک به رودخانه وارد می‌شود.
۵۵	Effluent plume پلوم یا توده پساب	میزان آلودگی ناشی از تخلیه (یا ریزش) جریان فاضلاب به رودخانه. گرادانی از غلظت در این پلوم که از نقطه تخلیه به رودخانه تا انتهای دامنه، سیر نزولی غلظت مشاهده می‌شود، وجود دارد.
۵۶	Eutrophication تغذیه‌گرایی، تغذیه‌گرایی	غنی شدن زیست بوم آبی توسط مواد مغذی (نیترات و فسفات). وقوع این پدیده باعث تشدید فعالیت‌های زیستی (رشد آگ‌ها و علف‌ها) شده و تجمع نامطلوبی از زیست توده جلبکی به وجود می‌آید.
۵۷	Eutrophication model مدل تغذیه‌گرایی، مدل تغذیه‌گرایی	فرمولاسیون ریاضی تشریح کننده همرفتی، پراکنش، و واکنش‌های زیستی، شیمیایی، و زیست ریخت‌شناسی موثر در رشد و تجمع جلبک در زیست بوم آبی. این نوع مدل‌ها نوعاً شامل یک یا چند گروه آگ، مواد مغذی غیر معدنی و معدنی (نیتروژن و فسفر)، کربن آلی، و اکسیژن محلول می‌شود.
۵۸	Extinction coefficient ضریب زوال، ضریب خاموشی	معیاری از کاهش (جذب) شدت نور در داخل ستون آب
۵۹	Factor of safety ضریب ایمنی	ضریب مورد استفاده برای به حساب آوردن عدم قطعیت‌های موجود در معرفی، شبیه‌سازی، یا طراحی یک سامانه
۶۰	Fecal coliform کلیرم مدفوعی	باکتری‌های موجود در روده یا مدفوع حیوانات خونگرم. این باکتری‌ها غالباً به عنوان شاخص کیفیت بهداشتی آب مورد استفاده قرار می‌گیرند. به باکتری کلیرم نیز رجوع شود
۶۱	First-order kinetics سینتیک درجه اول	تفسیر واکنشی که در آن نرخ تغییر و تبدیل آلاینده به میزان آلاینده موجود در سامانه تحت بررسی تناسب دارد
۶۲	Flocculation لخته‌سازی، فلوکولاسیون	فرایندی که در آن ذرات معلق کلوییدی یا خیلی ریز به لخته‌های بزرگ‌تر تبدیل شده و در نهایت ته‌نشین می‌گردند
۶۳	Gradient؛ گرادیان	نرخ کاهش (یا افزایش) یک کمیت نسبت به کمیت دیگر؛ برای مثال، نرخ کاهش دما با افزایش عمق در رودخانه یا دریاچه
۶۴	Half-saturation constant ثابت نیم اشباع	غلظت مواد مغذی که در آن نرخ رشد حداکثر نرخ رشد است. ثوابت نیم اشباع شارح ویژگی‌های جذب مواد مغذی گونه‌های مختلف فیتوپلانکتون می‌باشد. مقدار کم این ثابت نشان‌گر توان بالای گروه جلبکی برای تداوم حیات تحت شرایط کمبود مواد مغذی می‌باشد
۶۵	Heterotroph هتروتروف، دگرپرور	موجوداتی که از کربن آلی برای تشکیل بافت سلولی استفاده می‌کنند. باکتری‌ها نمونه‌ای از هتروتروف‌ها هستند.
۶۶	Hydrodynamic model مدل هیدرودینامیکی	فرمولاسیون ریاضی مورد استفاده برای شرح فرایندهای جریان، نقل و انتقال، و ترسیب در مجاری پذیرنده

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۶۷	Hydrolysis؛ هیدرولیز	واکنش‌هایی که بین مولکول‌های آب و مواد شیمیایی رخ می‌دهد. حاصل این واکنش‌ها شکسته شدن یک پیوند مولکولی و تشکیل پیوندهای جدید با مولفه‌های مولکول آب می‌باشد
۶۸	In situ؛ در محل	اندازه‌گیری‌های در محل شامل اندازه‌گیری‌های مولفه یا فرایندها در سامانه مقیاس صنعتی یا میدانی (در مقابل اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی) می‌باشد
۶۹	Initial conditions؛ شرایط اولیه	حالت سامانه قبل از ورود یک جریان یا عامل بهم زنده شرایط. از این اصطلاح برای تعریف شرایط شروع شبیه‌سازی استفاده میشود
۷۰	Initial mixing zone؛ ناحیه اختلاط اولیه	ناحیه مجاور محل تخلیه به رودخانه که فرایندهای ترقیق پساب رخ میدهد. نظر به اندرکنش آثار ترکیبی شناوری پساب، لایه‌بندی طبیعی، و جریان آب، پیش‌بینی میزان رقیق‌سازی اولیه می‌تواند پیچیده باشد
۷۱	Kinetic processes؛ فرایندهای سینتیکی	شرح نرخ و حالت تغییر در تجزیه و تبدیل یک ماده در زیست بوم
۷۲	Light saturation؛ اشباع نور	میزان نور بهینه مورد نیاز برای رشد آگ‌ها و ماکروفیت‌ها و فتوسنتز
۷۳	loading rate.Loading؛ بارگذاری، نرخ بارگذاری	کل مقدار مواد (آلاینده) ورودی به سامانه از یک یا چند منبع آلوده‌ساز؛ واحد اندازه‌گیری در نرخ بارگذاری وزن در واحد زمان است
۷۴	Load allocation (LA)؛ تخصیص بار، سهم‌بندی بار	قسمتی از کل حداکثر بار آلودگی روزانه دریافتی توسط منبع پذیرنده که به یک یا چند منبع آلوده‌ساز تخصیص داده می‌شود
۷۵	Longitudinal dispersion؛ پراکنش طولی	پخش ماده شیمیایی یا مولفه زیستی (آلاینده) در پایاب منبع نقطه‌ای. سرعت پخش به خاطر تفاوت سرعت جریان در نقاط مختلف رودخانه فرق میکند
۷۶	Low-flow (7Q10)؛ بده کم	میانگین ۷ روزه بده کم که هر ۱۰ سال یک بار رخ میدهد؛ این آماره مبتنی بر احتمال در تعیین شرایط جریان طراحی رودخانه و برای اهداف ارزیابی اثر تخلیه پساب بر کیفیت آب رودخانه مورد استفاده قرار می‌گیرد
۷۷	Macrophyte؛ ماکروفیت	گیاهان بزرگ آوندی ریشه‌دار در منبع آبی
۷۸	Margin of safety (MOS)؛ حاشیه ایمنی	مولفه فرایند TMDL که برای به حساب آوردن عدم قطعیت رابطه بین بار آلاینده و کیفیت به دست آمده در منبع پذیرنده لحاظ می‌شود
۷۹	Mass balance؛ موازنه جرمی	معادله‌ای که بین شار (flux) جرم ورودی به یک مساحت تعریف شده و شار جرم خروجی از آن مساحت رابطه ایجاد می‌نماید. شار ورودی باید برابر شار خروجی باشد
۸۰	Mathematical model؛ مدل ریاضی	سامانه عبارات ریاضی توصیف کننده توزیع مکانی و زمانی اجزای کیفی آب حاصل از انتقال و یک یا چند فرایند و اندرکنش در داخل یک زیست بوم. از مدل ریاضی به عنوان مبنای ارزیابی‌های سهم‌بندی بار آلاینده استفاده به عمل می‌آید
۸۱	Mixing characteristics؛ ویژگی‌های اختلاط	مرتبط با تمایل آب‌های طبیعی برای مخلوط شدن؛ پخش مواد ذره‌ای و محلول در آب‌های مجاور
۸۲	N/P ratio؛ نسبت N به P	نسبت نیتروژن به فسفر در سامانه آبی. از این نسبت به عنوان شاخص شرایط محدود کننده مواد مغذی برای رشد جلبک‌ها و هم‌چنین تحلیل سطح تغذیه‌گرایی آب‌های پذیرنده استفاده میشود
۸۳	Nitrification؛ نیتریفیکاسیون، شوره سازی	اکسیداسیون نمک‌های آمونیاکی به نیتريت (توسط باکتری‌های نیتروزوموناس) و متعاقب آن اکسیداسیون نیتريت به نیترات توسط باکتری‌های نیتروباکتر
۸۴	Nonconservative؛ ناپایستار	موادی که در یک محیط خاص در اثر واکنش‌های شیمیایی یا زیستی تجزیه و تبدیل می‌شوند

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۸۵	Nonpoint source منابع غیرنقطه‌ای	آلودگی ورودی به رودخانه که از چند منبع ناشی شده و به جای ورود از طریق یک لوله خاص، از سطح نسبتاً بزرگی وارد می‌گردد. منبع غیرنقطه‌ای را می‌توان به فعالیت‌های مرتبط با زمین یا آب که شامل تانک‌های سپتیک، عملیات نامناسب دامداری، عملیات جنگل، و رواناب شهری و روستایی می‌شود، مرتبط نمود
۸۶	Numeric model مدل عددی	مدل‌هایی که جواب معادلات دیفرانسیل توصیف کننده فرایندهایی طبیعی را به صورت تخمینی بیان میکنند. در این تخمین از روش گسسته سازی مولفه‌های زمانی و مکانی سامانه یا فرایند استفاده می‌شود
۸۷	Nutrient؛ ماده مغذی	عنصر اصلی مورد نیاز برای رشد موجودات جاندار. برای مثال برای رشد فیتوپلانکتون دی‌اکسید کربن، نیتروژن، و فسفر مورد نیاز می‌باشد
۸۸	Nutrient limitation محدودیت مواد مغذی	نقصان ماده مغذی (نیتروژن و فسفر) مورد نیاز توسط میکروارگانیسم‌ها برای متابولیسم کردن مواد آلی
۸۹	Organic matter ماده آلی	جزء آلی که شامل باقیمانده‌های گیاهی و حیوانی موجود در مراحل مختلف تجزیه، سلول‌ها و بافت‌های ارگانیسم‌های موجود در خاک، و مواد تولیدی توسط جمعیت جاندار موجود در خاک می‌شود. این عامل معمولاً به صورت جزء ماده آلی موجود در نمونه خاک یا آب اندازه‌گیری می‌گردد
۹۰	Orthophosphate ارتوفسفات	فرمی از فسفات که بدون نیاز به هر گونه تجزیه اضافی برای متابولیسم زیستی قابل استفاده می‌باشد
۹۱	Oxidation؛ اکسیداسیون	واکنش شیمیایی اکسیژن با فلزات یا ترکیبات آلی که در آن یک اتم هیدروژن یا عنصر دیگر حذف می‌گردد. این فرایند عامل مهمی در تشکیل خاک بوده و آزادسازی انرژی از مواد سوختی سلولی را ممکن می‌سازد
۹۲	Oxygen demand اکسیژن خواهی	معیاری از میزان اکسیژن محلول مورد استفاده توسط میکروارگانیسم‌ها برای اکسیداسیون مواد آلی. به اکسیژن خواهی بیوشیمیایی نیز رجوع شود
۹۳	Oxygen depletion نقصان اکسیژن، افت اکسیژن	کمبود اکسیژن در سامانه آبی در اثر اکسیداسیون مواد آلی
۹۴	Oxygen saturation اشباع اکسیژن	هوادهی یا اکسیژن دهی مصنوعی یک سامانه (نمونه) آبی برای اشباع کردن آن از اکسیژن. اشباع اکسیژن به شدت از دما و دیگر ویژگی‌های آب متاثر می‌باشد
۹۵	Partition coefficients ضرایب تقسیم	مواد شیمیایی موجود در محلول بسته به ضریب تقسیم رسوب-به-آب خود به فاز محلول و فاز جذب سطحی ذره‌ای تقسیم می‌شوند
۹۶	Peak runoff؛ رواناب پیک	بیشترین مقدار تراز یا بده بر اثر سیل یا یک واقعه بارش، به سیل پیک یا بده پیک نیز موسوم است
۹۷	Periphyton؛ پرفیفتون	جلبک چسبیده به بستر
۹۸	Photoperiod دوره نور	دوره زمانی عکس‌العمل فصلی موجودات به تغییرات مدت زمان نور روزانه (به شکوفه نشستن، جوانه‌زنی دانه‌ها، تولید مثل، و مهاجرت معمولاً تحت کنترل دوره نوری هستند)
۹۹	Photosynthesis؛ فتوسنتز	ساخت بیوشیمیایی ترکیبات آلی کربوهیدراتی از آب و دی‌اکسید کربن با استفاده از نور خورشید و کلروفیل. فتوسنتز در کلیه گیاهان که شامل گیاهان آبی مانند آنگ و ماکروفیت می‌شود، انجام می‌گردد. فتوسنتز در باکتری‌های ابتدایی مانند آنگ آبی-سبز نیز صورت می‌گیرد
۱۰۰	Phytoplankton فیتوپلانکتون	گروهی از گیاهان تک سلولی میکروسکوپی که در منابع آبی به صورت انفعالی حرکت می‌کنند. به آنگ نیز رجوع نماید
۱۰۱	Plankton؛ پلانکتون	گروهی از گیاهان و حیوانات میکروسکوپی که به صورت انفعالی در منابع آبی در حرکت یا شناور می‌باشند. پلانکتون‌ها شامل فیتوپلانکتون (گیاهان) و زئوپلانکتون (جانوران) می‌شود
۱۰۲	Point source؛ منبع نقطه‌ای	بار آلودگی تخلیه شده در یک نقطه مشخص از لوله، کانال ریزش، مجاری انتقالی پساب تصفیه‌خانه‌های بهداشتی و صنعتی. منابع نقطه‌ای شامل بارگذاری آلودگی شاخه‌های فرعی به رودخانه اصلی نیز می‌شود
۱۰۳	Pollutant؛ آلاینده	آلاینده با میزان یا غلظتی که باعث ایجاد اثر سوء فیزیکی، شیمیایی یا زیستی در محیط طبیعی گردد. این ترم شامل پاتوژن‌ها، فلزات سمی، مواد سرطان‌زا، مواد اکسیژن‌خواه، یا دیگر مواد مضر می‌گردد.
۱۰۴	Pretreatment پیش تصفیه	تصفیه فاضلاب برای حذف یا کاهش آلاینده قبل از تخلیه به داخل یک سامانه تصفیه یا منبع پذیرنده

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۱۰۵	Primary productivity تولید اولیه	معیاری از نرخ تولید و تجمع مواد آلی در اثر فعالیت‌های فتوسنتزی و کموسنتزی ارگانسیم‌های تولیدکننده (عمدتا گیاهان سبز). نرخ تولید اولیه از طریق اندازه‌گیری مقدار اکسیژن آزاد شده (روش اکسیژن) یا مقدار کربن جذب و تبدیل شده توسط گیاه (روش کربن) تخمین زده می‌شود
۱۰۶	Primary treatment تصفیه اولیه	فرایند تصفیه فیزیکی فاضلاب که در آن ترسیب جامدات معلق صورت می‌گیرد. در این فرایند معمولاً ۳۵-۲۵٪ جامدات معلق و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی حذف می‌شود
۱۰۷	Priority pollutant آلاینده اولویت دار، آلاینده اولیه	آلاینده‌های دارای پتانسیل آسیب رسانی زیاد که در لیست اولویت نظارتی و کنترلی قرار دارند. در این لیست، فلزات، مواد غیرآلی و دامنه وسیعی از ترکیبات آلی طبیعی و مصنوعی مشاهده می‌شود
۱۰۸	Reaction rate coefficient ضریب نرخ واکنش	ضریب توصیف کننده نرخ تغییر و تبدیل یک ماده در یک بستر محیطی با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاص مانند دما و غلظت اکسیژن محلول
۱۰۹	Reaeration; هوادهی	شار خالص اکسیژن از اتمسفر به منبع آبی با سطح آزاد
۱۱۰	Receiving water منبع آبی پذیرنده	نهر، رودخانه، دریاچه، تشکیلات آب زیرزمینی و منابع دیگری که آب‌های سطحی و فاضلاب‌های خام و تصفیه شده به صورت طبیعی یا مصنوعی به آنها وارد می‌شود.
۱۱۱	Refractory organics مواد آلی دیرپا	دامنه وسیعی از مواد آلی تولید شده توسط انسان که در مقابل تجزیه شیمیایی یا باکتریایی مقاوم می‌باشند. این ترکیبات شامل آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها، تمیزکننده‌ها و حلال‌های خانگی، و سیالات خشک‌شویی می‌شود
۱۱۲	Reserve capacity ظرفیت رزرو	نرخ بارگذاری کنار گذاشته شده در محاسبات سهم‌بندی بار آلاینده برای به حساب آوردن عدم قطعیت‌ها و توسعه در آینده
۱۱۳	Residence time زمان ماند	مدت زمان اقامت یک آلاینده در داخل یک بازه از رودخانه. زمان ماند از طریق بده جریان و حجم یک بازه رودخانه یا سرعت متوسط جریان و طول یک بازه رودخانه به دست می‌آید
۱۱۴	Respiration; تنفس	فرایند بیوشیمیایی که در آن ماده سوختی سلولی با کمک اکسیژن اکسید شده تا انرژی مورد نیاز تداوم حیات تامین گردد؛ در حین تنفس اکسیژن مصرف شده و دی‌اکسید کربن آزاد می‌شود.
۱۱۵	Secondary treatment تصفیه ثانویه	فرایندهای تصفیه زیستی هوازی یا بی‌هوازی که شامل لجن فعال متداول می‌باشند و با هدف حذف مواد آلی محلول طراحی می‌شوند. میزان حذف آلاینده‌های قابل تجزیه زیستی در این فرایندها به بالای ۹۰ درصد می‌رسد. تصفیه‌خانه با چیدمان فرایندهای تصفیه فیزیکی-شیمیایی-زیستی به تصفیه‌خانه‌های ثانویه موسوم هستند.
۱۱۶	Sediment; رسوب	مواد آلی و غیرآلی ذره‌ای که به صورت تحکیم نیافته در کف منابع آبی تجمع می‌کنند.
۱۱۷	Sediment oxygen demand اکسیژن‌خواهی رسوب	بخشی از جامدات تخلیه شده به منبع آبی، مواد آلی می‌باشند که پس از ته‌نشین شدن بسته به شرایط محیطی به صورت هوازی و بی‌هوازی تجزیه می‌شوند. اکسیژن مصرف شده در حین تجزیه هوازی، مولفه اکسیژن‌خواه دیگری برای منبع آبی می‌باشد
۱۱۸	Sedimentation ته‌نشینی، ترسیب	فرایند نشست رسوبات آبی یا بادی یا دیگر مواد
۱۱۹	Simulation; شبیه‌سازی	استفاده از مدل‌های ریاضی برای تخمین رفتار مشاهده شده در یک سامانه آبی طبیعی در عکس‌العمل به ورودی‌ها
۱۲۰	Sorption; جذب	چسبیدن یون‌ها یا مولکول‌های موجود در گاز یا مایع به ذره جامد در تماس با آنها
۱۲۱	Steady-state model مدل حالت دائمی	مدل ریاضی که از اعداد و ارقام ثابت ورودی برای پیش‌بینی ارقام ثابت غلظت‌های کیفیت آب استفاده می‌کند.
۱۲۲	Stoichiometric ratio نسبت استوکیومتری، نسبت عنصرسنجی	نسبت مبتنی بر موازنه جرمی برای مواد مغذی، کربن و آنگ‌های آلی (نسبت نیتروژن-به-کربن)
۱۲۳	Substrate; سوبستره	به مواد رسوبی کف در سامانه آبی طبیعی اشاره دارد.

ردیف	مفهوم یا اصطلاح	توضیح
۱۲۴	Surface waters آب‌های سطحی	منابع آبی موجود بر سطح خاک. معمولاً به منابع آبی طبیعی مانند رودخانه، دریاچه و آبگیر گفته می‌شود.
۱۲۵	Suspended solids جامدات معلق	ذرات (رسوبات) معلق آلی و غیرآلی معلق و حمل شده توسط سیال (آب). تعلیق در اثر مولفه‌های به طرف بالای توربولانس، جریان آب، یا تعلیق کلوییدی می‌باشد.
۱۲۶	Tertiary treatment تصفیه پیشرفته	فرایندهای تصفیه فاضلاب طراحی شده برای حذف یا تغییر شکل‌های ترکیبات نیتروژن یا فسفر موجود در فاضلاب بهداشتی
۱۲۷	Total Kjeldhal Nitrogen نیتروژن کلدال کل	کل نیتروژن آلی و آمونیاکی موجود در یک نمونه که توسط روش کلدال اندازه‌گیری می‌شود.
۱۲۸	Total Maximum Daily (TMDL) Load حداکثر بار کل روزانه	جمع سهم‌بندی‌های بار آلاینده و سهم‌بندی بار. یک حاشیه ایمنی برای هر دوی این سهم‌بندی‌ها در نظر گرفته می‌شود تا هر گونه بارگذاری اضافی صرف نظر از منبع بارگذاری باعث تجاوز از حدود استاندارد کیفیت آب نگردد.
۱۲۹	Transit time; زمان گذر	در چرخه‌های مواد مغذی، به میانگین مدت زمانی که یک ماده در یک فرم خاص باقی می‌ماند گفته می‌شود؛ به نسبت زیست توده به تولید نیز اطلاق می‌گردد.
۱۳۰	Travel time; زمان پیمایش	مدت زمان لازم برای عبور یک ذره از یک مسیر مانند حوضه آبریز، سامانه رودخانه، یا یک قسمت رودخانه
۱۳۱	Waste load allocation سهم‌بندی بار آلاینده	قسمتی از کل حداکثر بارگذاری آلودگی روزانه یک رودخانه که به یک منبع نقطه‌ای موجود یا آتی آلوده‌ساز تخصیص داده می‌شود.
۱۳۲	Water quality criteria معیار کیفیت آب	این معیارها می‌تواند عددی یا تشریحی باشد. معیارهای عددی غلظت‌های استنتاج شده از طریق روش‌های علمی برای حفاظت از سلامتی انسان و حیات آبریان می‌باشد که توسط سازمان‌های نظارتی اعمال می‌گردد. معیارهای تشریحی عباراتی است که اهداف کیفیت مطلوب آب را شرح می‌دهد.
۱۳۳	Water quality standards استانداردهای کیفیت آب	قانون یا مقرراتی است که از مولفه‌های کاربری یا کاربری‌های تعیین شده منابع آبی، معیارهای عددی و تشریحی مورد نیاز برای کاربری‌های خاص منابع آبی و عبارات عدم کاهش کیفیت تشکیل شده است.
۱۳۴	Zooplankton; زئوپلانکتون	حیوانات بسیار ریز (پروتوزوئر، سخت‌پوست، جنین ماهی، لارو حشره) موجود در منابع آبی که به صورت انفعالی همراه با جریان آب یا موج حرکت می‌کنند.



## منابع و مراجع

- ۱- مجموعه قوانین و مقررات حفاظت محیط زیست ایران. دفتر حقوقی و امور مجلس سازمان حفاظت محیط زیست، اسفند ماه ۱۳۸۳.
- 2- Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. Rivers and Streams, EPA-822-B-00-002, 2000.
- 3- Protocol for Developing Nutrient TMDLs, EPA-841-B-99-007, 1999.
- 4- Draft Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process (Second Edition), EPA 841-D-99-001, August 1999.
- 5- Technical Guidance Manual for Developing Total Maximum Daily Loads, Book 2: Streams and Rivers, EPA 823-B-97-002, March 1997.
- 6- Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process, EPA 440/4-91-002, April 1991.
- 7- Water Quality Assessment: A screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Groundwater. Parts I and II, Mills et al., EPA 600/6-85/002a and EPA 600/6-85/002b, 1985.
- 8- Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations, Book II: Streams and Rivers, EPA-440/4-84-020, September 1983.
- 9- Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations- Simplified Analytical Method for determining NPDES Effluent Limitations for POTWs Discharging into Low-Flow Streams. September, 1980.
- 10- Introduction to the Clean Water Act, available at: <http://www.epa.gov/watertrain/cwa/rightindex.htm>
- 11- OST's BASINS Home Page: <http://www.epa.gov/ost/basins>
- 12- Technical Support Document for water Quality-based Toxic Control, EPA-505-2-90-001, 1991
- 13- Environmental Systems Engineering, Rich L.G., McGraw-Hill, Inc. New York, NY, 1973





[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## خواننده گرامی

دفتر نظام فنی اجرایی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس‌جمهور، با گذشت بیش از سی سال فعالیت تحقیقاتی و مطالعاتی خود، افزون بر چهارصد عنوان نشریه تخصصی-فنی، در قالب آیین‌نامه، ضابطه، معیار، دستورالعمل، مشخصات فنی عمومی و مقاله، به صورت تالیف و ترجمه، تهیه و ابلاغ کرده است. نشریه حاضر در راستای موارد یاد شده تهیه شده، تا در راه نیل به توسعه و گسترش علوم در کشور و بهبود فعالیت‌های عمرانی به کار برده شود. فهرست نشریات منتشر شده در سال‌های اخیر در سایت اینترنتی <http://tec.mporg.ir> قابل دستیابی می‌باشد.

## دفتر نظام فنی اجرایی



Islamic Republic of Iran  
Vice presidency for strategic planning and supervision

# Guideline Manual For Assimilative Capacity Studies in Rivers

**No. 481**

Office of Deputy for Strategic Supervision

Bureau of Technical Execution System

<http://tec.mporg.ir>

Ministry of Energy

Bureau of Engineering Affairs and  
Technical Standards for Water and  
Wastewater

<http://seso.moe.org.ir>



[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)



[omoorepeyman.ir](http://omoorepeyman.ir)

## این نشریه

با عنوان «راهنمای مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها» با هدف ارائه اطلاعات کلی برای کارشناسان فنی و برنامه‌ریزان جهت مطالعات ظرفیت خود پالایی رودخانه‌ها و برنامه‌ریزی تدوین یک استراتژی علمی به عنوان TMDL برای اصلاح کیفیت آب ضایع شده، رفع تهدیدات و مخاطرات و بهسازی کیفیت آب رودخانه‌هایی است که اکسیژن خواهی بیو شیمیایی (BOD) زیاد، اکسیژن محلول (DO) کم و مواد مغذی و پدیده تغذیه‌گرایی موجب افت کیفیت رودخانه شده است. این راهنما، سطح میانه مطالعات ظرفیت بارگذاری و تدوین TMDL را مورد توجه قرار می دهد و ظرفیت بار گذاری مواد سمی، پاتوزن‌ها، و رسوبات را دربرنمی‌گیرد.

