

\*

۱- کارشناس ارشد عمران آب- دانشگاه صنعتی امیر کبیر  
۲- استادیار پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی  
۳- استادیار گروه عمران- محیط زیست دانشگاه صنعتی امیر کبیر  
تاریخ دریافت: ۸۵/۱۲/۸ تاریخ پذیرش: ۸۶/۶/۲

هنگام مدل‌سازی ثوابت و ضرایب زیادی وجود دارد که بر نتایج خروجی تأثیر زیادی می‌گذارند. در بسیاری از مواقع ممکن است این ضرایب و ثوابت با مقادیر واقعی خود در محیط اختلاف داشته باشند ولی به هنگام مدل‌سازی به دلیل تعدیل سایر مقادیر در مدل، خروجی مدل با شرایط مرزی انطباق ظاهری داشته باشد. تحلیل عدم قطعیت ابزاری برای ارزیابی میزان تأثیرگذاری عدم قطعیت عوامل مختلف بر خروجی مدل است و می‌تواند دید کافی از لزوم جمع‌آوری داده‌های بیشتر برای بهبود تخمین برخی بارها، شرایط اولیه، یا نرخ‌های زوال و غیره فراهم آورد. در این مقاله تأثیر عدم قطعیت ضریب زوال اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی کربنی بر غلظت اکسیژن محلول در رودخانه زرجوب گیلان با استفاده از مدل QUAL2E بررسی می‌شود. نمونه برداری پارامترهای کیفیت آب و، دی، عمق و سطح مقطع ایستگاه‌ها در سال ۱۳۸۴ در ماه‌های مرداد، شهریور برای کالیبراسیون و مهر برای صحت سنجی مدل در شش ایستگاه انجام شد. داده‌های هواشناسی از نزدیکترین ایستگاه هواشناسی در رشت دریافت شدند. اثر جلبک، اکسیژن‌خواهی رسوب و اکسیژن‌خواهی نیتروژنی به صورت بخشی از سایر ضرایب مربوط به اکسیژن محلول در نظر گرفته شدند و ضرایب زوال و هواگیری با کالیبراسیون مدل به دست آمدند. تحلیل حساسیت به روش تک‌عاملی انجام شد. میزان حساسیت این ضریب به متغیر کیفی اکسیژن محلول در پایین دست در ماه شهریور به صورت خطی برابر با  $0/6-$  و در ماه مرداد در ایستگاه پنجم تا زمانی که مقدار اکسیژن محلول به صفر برسد  $6-$  به دست آمد. دلیل زیاد بودن حساسیت آن کم‌شدن ناگهانی مقدار اکسیژن محلول از ایستگاه چهارم به پنجم و پایین بودن آن در این ایستگاه می‌باشد. این موضوع مبین آن‌است که صرف وقت و هزینه بیشتر برای اندازه‌گیری، یا تخمین دقیق تر ضریب زوال لازم است.

مدل QUAL2E، رودخانه زرجوب، آنالیز عدم قطعیت، ضریب زوال، اکسیژن محلول

گیری و تغییرات ثوابت و ضرایب در شرایط واقعی معمولاً به هنگام مدل‌سازی مورد توجه قرار نمی‌گیرند. پس از آن که Streeter و Phelps در سال ۱۹۲۵ فرمول معروف خود را برای پیش بینی میزان اکسیژن محلول در رودخانه‌ها ارائه کردند، مدل‌های مختلفی برای شبیه سازی کیفیت آب رودخانه‌ها به وجود آمدند و تکامل یافتند. همزمان با تکامل مدل‌ها بحث ثوابت و ضرایب مدل‌سازی و تأثیر عدم قطعیت آنها بر نتایج مدل‌سازی و تصمیم‌گیری‌های مدیریتی مورد توجه محققان و سازمان‌های مربوط قرار گرفت. تحلیل عدم قطعیت ابزاری است که کمک می‌کند تا کاربران مدل بتوانند میزان تأثیرگذاری عدم قطعیت عوامل مختلف را بر خروجی مدل بررسی کنند. همچنین تحلیل عدم قطعیت می‌تواند دید کافی از لزوم جمع‌آوری داده‌های بیشتر برای بهبود

هنگام مدل‌سازی ثوابت و ضرایب زیادی وجود دارد که بر نتایج خروجی تأثیر زیادی می‌گذارند. عدم قطعیت موجود در ثوابت و ضرایب مورد استفاده در مدل‌های شبیه سازی کیفیت آب می‌تواند میزان اطمینان به نتایج شبیه سازی را تحت تأثیر قرار دهد. در بسیاری از موارد، ضرایب و ثوابت با استفاده از روابط تجربی، یا نیمه تجربی و داده‌های کتابخانه‌ای، یا به هنگام کالیبراسیون مدل به دست می‌آیند، در بسیاری از مواقع ممکن است این ضرایب و ثوابت با مقادیر واقعی خود در محیط اختلاف داشته باشند، ولی به هنگام مدل‌سازی به دلیل تعدیل سایر مقادیر در مدل، باید خروجی مدل با شرایط مرزی انطباق ظاهری داشته باشد. همچنین خطاهای اندازه

تخمین برخی بارها، شرایط اولیه، یا نرخ های زوال و غیره فراهم آورد. Lohani و Saleemi با برنامه ریزی تصادفی، طبیعت تصادفی جریان رودخانه، و فاضلاب ورودی، نرخ هواگیری و زوال اکسیژن را مورد توجه قرار دادند (Lohani & Saleemi, 1982). Chadderton و همکاران اثر نسبی عدم قطعیت ضریب هواگیری و زوال را با استفاده از مدل یک بعدی تعادل جرم اکسیژن تعیین کردند (Chadderton et al., 1982). Parker و Jaffe با استفاده از تحلیل خطای مرتبه اول اثر عدم قطعیت ضریب زوال (با مطالعه میدانی) را روی معادله اکسیژن خواهی کربنی بررسی کردند (Jaffe & Parker, 1984). Roberts و Warwich با استفاده از روش مونت کارلو اثر عدم قطعیت مشخصه های ورودی در مدل های مدیریت کیفیت آب سیستم های رودخانه ای را مطالعه کردند (Warwich & Roberts, 1992). Murrell با استفاده از مدل MIKE11 میزان اکسیژن محلول را برای سناریوهای مختلف در رودخانه سو و اون محاسبه کرد و دریافت ضرایب مدل کیفیت آب از جمله زوال در طول ماههای مختلف، با توجه به تغییر شرایط محیطی، متفاوت است (Murrell, 2000). Karl با شبیه سازی میزان اکسیژن محلول و خواست اکسیژن بیوشیمیایی رودخانه سال در آلمان و با استفاده از مدل WASP5 و تحلیل حساسیت دریافت که هر چه مدل از نظر مشخصه ها و متغیرها پیچیده تر شود اختلاف بین نتایج مدل و اندازه گیری کاهش می یابد (Karl, 2006).

این مقاله نتایج تحلیل عدم قطعیت ضریب زوال و تأثیر آن بر میزان اکسیژن محلول در رودخانه زرجوب واقع در استان گیلان را با استفاده از مدل QUAL2E ارائه می کند.

هدف از شبیه سازی کیفی رودخانه ها، تعیین غلظت متغیرهای کیفی مختلف در پایین دست نقاط تخلیه آلاینده به رودخانه است. در محل تخلیه آلاینده به رودخانه، با فرض اختلاط کامل، غلظت متغیرهای کیفی به صورت زیر برآورد می شوند (کارآموز و کراچیان، ۱۳۸۲):

$$q_u c_u + q_e c_e = q c \quad (1)$$

$$q_u c_u + w = q c \quad (2)$$

$$q = q_u + q \quad (3)$$

که در آن:

$q_u$ : دبی در بالا دست محل تخلیه آلاینده به رودخانه،

$c_u$ : غلظت در بالا دست؛

$q_e$ : دبی فاضلاب تخلیه شده؛

$c_e$ : غلظت فاضلاب تخلیه شده

$w$ : بار آلاینده ورودی ( $w = q_e c_e$ )

$q$ : دبی در پایین دست محل اختلاط و

$c$ : غلظت در پایین دست محل اختلاط است.

همچنین رابطه تعادل جرمی فوق در محل ورود جریان های فرعی به رودخانه و محل تخلیه بارهای آلودگی مورد استفاده قرار می گیرد. معادله دیفرانسیل یک بعدی پخش و انتقال در رودخانه ای که سطح مقطع، دبی جریان و ضریب پخش ثابتی دارد و ورود و خروج آلودگی وجود ندارد، به صورت زیر است:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + E_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc \quad (4)$$

که در آن:

$c$ : غلظت آلاینده؛

$U$ : سرعت متوسط رودخانه؛

$E_x$ : ضریب پخش طولی و

$k$ : ثابت واکنش است.

باید توجه داشت که عبارت واکنشی  $kc$  می تواند نشان دهنده هواگیری، مصرف اکسیژن کربنه، مصرف اکسیژن نیتروژنه، یا هر واکنش درجه اول دیگری باشد. معادله اساسی تغییر غلظت اکسیژن محلول در مدل QUAL2E عبارت است از:

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = \frac{\partial(A_x E \frac{\partial DO}{\partial x})}{A_x \partial x} - \frac{\partial(A_x U DO)}{A_x \partial x} + \frac{S_{DO}}{A_x \Delta x} + K_a (DO_{SAT} - DO) + (\alpha_3 \mu_A - \alpha_4 \rho_A) A + \dots - K_d BOD - \frac{K_4}{d} - \alpha_5 \beta_1 NH_3 - \alpha_6 \beta_2 NO_2 \quad (5)$$

که در آن:

$E$ : ضریب پخش طولی؛

$K_d$ : ضریب زوال خواست اکسیژن بیوشیمیایی کربناتی؛

$K_a$ : ضریب هواگیری؛

$A$ : غلظت توده جلبکی؛

$t$ : زمان؛

$\mu_A$ : ضریب رشد جلبک؛

$\rho_A$ : ضریب تنفس جلبک که تابعی از دما می باشد؛

$\beta_1$ : ضریب اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی؛

$\beta_2$ : ضریب هیدرولیز نیتروژن آمونیاکی؛

$\alpha_3$ : نسبت اکسیژن تولیدی فتوسنتز جلبکی به جرم جلبک؛

$\alpha_4$ : نسبت اکسیژن مصرفی جلبک به جرم جلبک؛

$\alpha_5$ : نسبت اکسیژن مصرفی در فرآیند نیتریفیکاسیون به جرم آمونیاک؛

$\alpha_6$ : نسبت اکسیژن مصرفی در فرآیند اکسیداسیون نیتريت به جرم نیتريت؛

$K_4$ : میزان اکسیژن مورد نیاز رسوب ها و

$K$ : میزان ورودی یا خروجی از سیستم است.

اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) عبارت است از مصرف اکسیژن محلول توسط میکروب‌های آبی برای سوخت و ساز مواد آلی، اکسیداسیون نیتروژن احیا شده و اکسیداسیون اجزای معدنی احیا شده مانند آهن دو ظرفیتی. غلظت مواد معدنی احیا شده در نه‌های آلوده نا معقول است، بنابراین BOD را به طور معمول به دو جزء تقسیم می‌کنند، جزئی که به وسیلهٔ مواد کربن دار مصرف می‌شود (CBOD) و جزئی که به وسیلهٔ مواد نیتروژن دار مصرف می‌شود (NBOD). (تراپیان و هاشمی، ۱۳۸۱) که در این مقاله فقط اکسیژن خواهی کربنی مورد بررسی قرار گرفته است.

نرخ اکسیژن خواهی مواد کربنی به دو روش تعیین می‌شود. بیشتر پژوهشگران اندازه گیری  $K_d$  را بر اساس نتایج میدانی، یا مطالعات آزمایشگاهی که اکسیژن محلول، یا CBOD نهایی را پایش می‌کنند، انجام می‌دهند. در مدل‌سازی رودخانه اخیراً روش های قدیمی ( بر اساس مقدار گذاری  $K_d$  به صورت تابعی از مشخصه‌های هیدرولیکی است) کاربرد بسیار زیادی دارد. روابط متنوعی برای برآورد ضریب زوال توسط محققان مختلف ارائه شده، رابطهٔ ۶ که توسط Wright و McDonnell که بر اساس داده های ۳۶ قطعه رودخانه در ایالات متحده امریکا پیشنهاد شد کاربرد بیشتری دارد (Wright & McDonnell, 1979):

$$K_d = 10.3Q^{-0.49} \quad (۶)$$

که در آن:

$$Q = \text{دبی (ft}^3/\text{sec)}$$

آنها دریافتند در دبی بیش از  $800 \text{ cfs}$ ،  $K_d$  تابع دبی نیست. به بیان دیگر، برای رودخانه‌های بزرگتر و عمیق‌تر (بیش از  $10 \text{ ft}$ ) خصوصیات بستر رودخانه عامل کم اهمیت‌تری شده و با توجه به میزان تصفیه فاضلاب، مقادیر  $K_d$  به صورت زیر خواهد بود.

تصفیهٔ اولیه:  $0.4 \text{ day}^{-1}$ ، تصفیهٔ میانی:  $0.3 \text{ day}^{-1}$ ،

تصفیهٔ ثانویه:  $0.2 \text{ day}^{-1}$ ، تصفیهٔ پیشرفته:  $0.1 \text{ day}^{-1}$

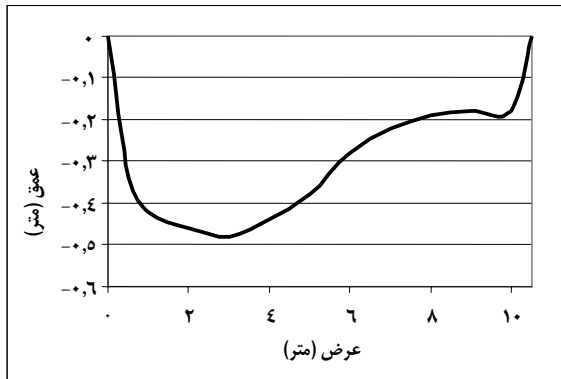
و حد پایین کاربرد این رابطه حدود  $10 \text{ cfs}$  است و کمتر از این دبی اکسیژن خواهی به حدود  $3/5$  تا  $2/5$  بر روز کاهش می‌یابد.

در این تحقیق برای شبیه سازی کیفیت آب رودخانهٔ زرجوب و اعمال عدم قطعیت ضریب زوال از مدل QUAL2E که توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده پشتیبانی می‌شود، استفاده شد. این مدل توانایی شبیه سازی تا پانزده متغیر کیفیت آب در رودخانه را با امکان تعریف منابع نقطه‌ای، غیر نقطه‌ای، برداشت‌ها، جریان های فرعی ورودی و خروجی متعدد دارد و از روش تفاضل محدود برای حل معادلات جابه‌جایی و پخش استفاده می‌کند. این مدل توانایی شبیه سازی حالت پایدار، یا شبه دینامیک را دارد و ابزاری مناسب برای برنامه ریزی کیفیت آب در سیستم‌های رودخانه ای است (Brown & Barnwell, 1987). موقعیت ایستگاهها بر روی رودخانه و منابع آلاینده بر اساس دستورالعمل‌های نمونه‌برداری رودخانه برای تعیین بارآلودگی سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا انتخاب شدند (EPA, 1986). نمونه برداری در سه نوبت در ماههای مرداد، شهریور و مهر سال ۱۳۸۴ انجام و مطابق دستورالعمل های کتاب روش های استاندارد برای آزمایش های آب و فاضلاب توسط اداره کل محیط زیست گیلان آنالیز شدند. علاوه بر این همزمان با نمونه برداری مشخصه‌های کیفیت آب، دبی، عمق و سطح مقطع آب در ایستگاههای نمونه برداری تعیین شدند. به منظور توصیف وضعیت هیدرولیکی برای مدل، رودخانه به صورت کانالی با مقطع دوزنقه تعریف و مشخصات هیدرولیکی مورد نیاز مدل شامل دبی، شیب، ضریب مانینگ، شیب طرفین و عرض کف کانال دوزنقه ای تعیین شدند. ابعاد دوزنقه با توجه به هندسه مقاطع موجود (شکل‌های شماره ۱ تا ۶) و مقادیر شیب در هر بازه با توجه به اطلاعات توپوگرافی رودخانه و ضرایب مانینگ به هنگام کالیبراسیون مدل هیدرولیکی به دست آمدند.

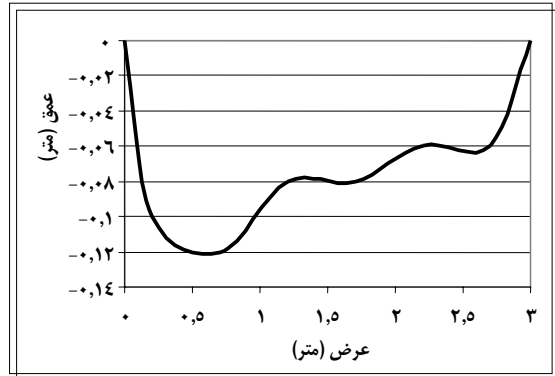
جدول شماره (۱) مشخصات هیدرولیکی رودخانهٔ زرجوب را نشان می‌دهد. داده های هواشناسی در روز نمونه برداری نیز از نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی واقع در رشت دریافت شدند. داده‌های ماههای مرداد و شهریور برای کالیبراسیون و مه‌رمه‌ها برای اعتبارسنجی مدل استفاده شدند.

جداول شماره (۲)، (۳) و (۴) داده های کیفیت آب را نشان می‌دهند (تراپیان، ۱۳۸۳، ۱۳۸۴، ۱۳۸۵). کالیبراسیون بخشی از فرایند تعیین ضرایب مدل نیز است. با توجه به داده‌های موجود برای

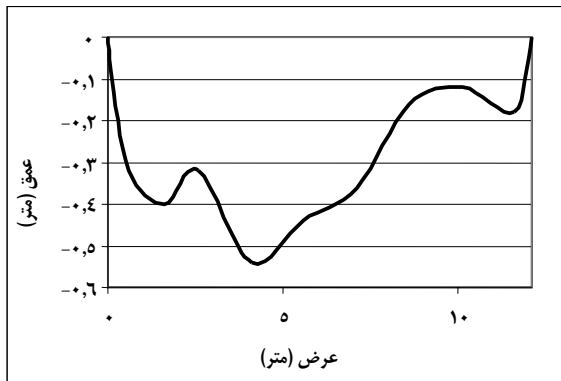
کالیبراسیون مدل اکسیژن محلول اثر جلبک، اکسیژن خواهی رسوب و اکسیژن خواهی نیتروژنی به صورت کلی و در سایر ضرایب مربوط به اکسیژن محلول، نظیر  $K_d$  و  $K_a$  در نظر گرفته شد. ضرایب زوال و هواگیری با کالیبراسیون مدل به دست آمدند



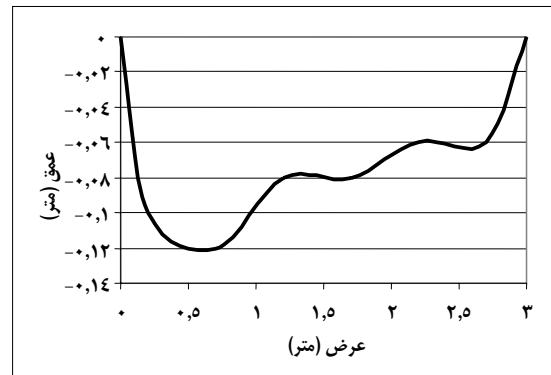
:( )



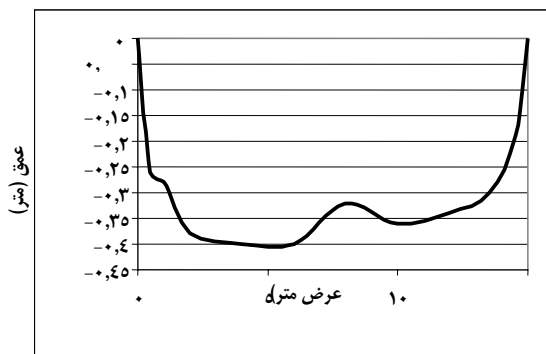
:( )



:( )



:( )



:( )



:( )

کالیبراسیون مدل، نخستین مرحله در آزمون و سازگار کردن مدل با مجموعه ای از داده های میدانی است. اکثر ضرایب و ثوابت در مدل سازی کیفیت آب رودخانه وابسته به دما هستند. در شرایط جریان زیاد، ممکن است برخی ضرایب سینتیکی چندان اهمیت نداشته باشند، بنابراین مدل تا پیش از فرا رسیدن شرایط جریان کم که ضرایب سینتیکی اهمیت بیشتری می یابند، بدقت کالیبره نمی شود.

:( )

(m/m)		(m/m)	(m/m)	(m)	
۰/۰۰۰۳۷۷	۰/۰۳۰۵	۰/۰۰۶	۰/۴۴۸	۰/۹۱	۱
۰/۰۰۰۵۴۹	۰/۰۲۵۸	۰/۰۵۵	۰/۵۷۹	۱/۴۷	۲
۰/۰۰۰۸۰۴	۰/۰۱۸	۰/۰۴۲	۰/۶۶۶	۲/۳۹	۳
۰/۰۰۰۶۸	۰/۰۲	۰/۰۶۸	۰/۴۱	۳/۱۸	۴
۰/۰۰۰۷۴	۰/۰۲۲۸	۰/۱۲۶	۰/۲۳۸	۷/۳۳	۵

:( )

	( )							
۲۶	۲۶	۲۷	۲۷	۲۷	۲۷	°C	دمای خشک	۱
۲۶/۶	۲۶/۵	۲۶/۹	۲۷/۹	۲۸	۲۶/۸	°C	دمای آب	۲
۱/۶	۰/۹	۳/۵	۵/۳۱۴	۹/۱۷۶	۵/۴۸	mg/l	DO	۳
۲۲	۲۶	۲۱	۱۵	۱۴	۱۱	mg/l	BOD <sub>5</sub>	۴

:( )

	( )							
۲۴	۲۴	۲۴	۲۵	۲۵	۲۵	°C	دمای خشک	۱
۲۳	۲۳	۲۴	۲۵	۲۵	۲۴	°C	دمای آب	۲
۳/۲	۳/۸۶	۶/۱	۵/۸۳	۷/۸۹	۷/۵۱	mg/l	DO	۳
۱۸/۷	۱۳/۸	۸	۱۰	۷/۶	۵	mg/l	BOD <sub>5</sub>	۴

:( )

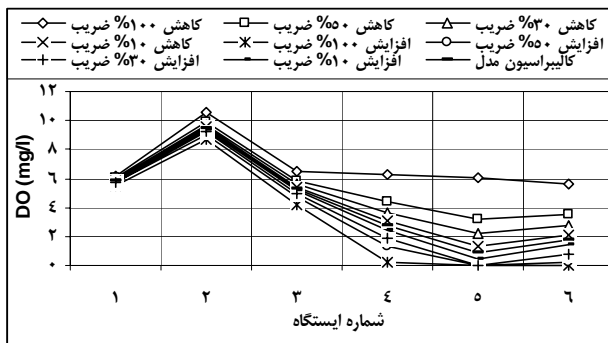
	( )							
۲۷	۲۷	۲۷	۲۴	۲۴	۲۴	°C	دمای خشک	۱
۲۲	۲۲	۲۲	۲۴	۲۴	۲۴	°C	دمای آب	۲
۰/۵	۰	۰/۳	۳/۸	۷/۶	۶	mg/l	DO	۳
۳۲	۳۳	۱۷	۱۶	۱۵	۵	mg/l	BOD <sub>5</sub>	۴

سال ۱۳۸۴ در شش ایستگاه بر روی رودخانه کالیبره و با استفاده از داده‌های مهر ماه صحت‌سنجی شد. شکل‌های شماره (۷ و ۸) نتایج کالیبراسیون مدل را نشان می‌دهند.

بنابراین معمولاً کالیبراسیون با استفاده از داده‌های فصول کم آبی (تابستان) و اعتبار سنجی با استفاده از داده‌های فصول دیگر انجام می‌شود. رودخانه زرچوب با استفاده از اطلاعات ماه مرداد و شهریور

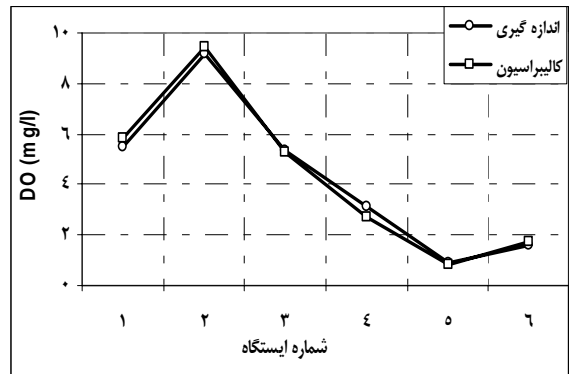
ضریب زوال BOD، کرنی تابعی از عوامل هیدرولیکی، هندسه نهر، میزان تلاطم آب، دمای آب، وجود جلبک، نسبت CBOD نهایی به  $CBOD_5$  و میزان تصفیه و ... است که نادیده گرفتن هر یک از این عوامل و خطاهای ناشی از اندازه‌گیری، استفاده از روابط تجربی و نیمه‌تجربی (این روابط بر اساس آزمایش بر روی داده‌های رودخانه‌های خاص به دست آمده) و ریاضی و شرایط محیطی می‌توانند موجب شوند که به طور معمول در شبیه‌سازی کیفیت آب کاربر به جای مقداری مشخص با محدوده‌ای از مقادیر برای ضریب زوال مواجه باشد. در نتیجه به هنگام محاسبه ضریب زوال، عدم قطعیت وجود خواهد داشت.

یکی از روش‌های ارزیابی، تأثیر عدم قطعیت بر عملکرد سیستم تغییر دادن مقدار مشخصه‌ها، یا متغیرهای دارای عدم قطعیت (جداگانه، یا باهم) و آن‌گاه آزمایش نتایج است. این تحلیل حساسیت ابزاری برای شناسایی مشخصه‌ها یا متغیرهایی است که عملکرد سیستم نسبت به آنها حساسیت ویژه‌ای دارد. در شیوه تک‌عاملی، مدل‌ساز یکی از متغیرهای ورودی (X) را تغییر داده، تأثیر آن را بر متغیر خروجی خاص (Y) مشاهده می‌کند. سپس ضریب حساسیت به صورت نسبت درصد تغییر Y به درصد تغییر X محاسبه می‌شود. ضریب حساسیت را عموماً می‌توان در تمامی نقاطی که متغیر خروجی پیش‌بینی می‌شود، تخمین زد. سپس این فرایند را می‌توان با چند تغییر متفاوت X و نیز تغییر سایر متغیرهای ورودی تکرار کرد. با ارزیابی تغییر نسبی ضرایب حساسیت مربوط به تغییرات متفاوت مقدار متغیر ورودی، مدل‌ساز می‌تواند غیرخطی بودن مدل برای آن متغیر را تعیین کند. در این تحقیق پس از کالیبراسیون مدل، با تغییر ضریب زوال به صورت درصدی افزایش، یا کاهش نسبت به مقدار بدست آمده از کالیبراسیون مدل، عدم قطعیت این ضریب با استفاده از تحلیل حساسیت بررسی شد. شکل‌های شماره (۱۰) و (۱۱) نتایج به دست آمده را نشان می‌دهند.



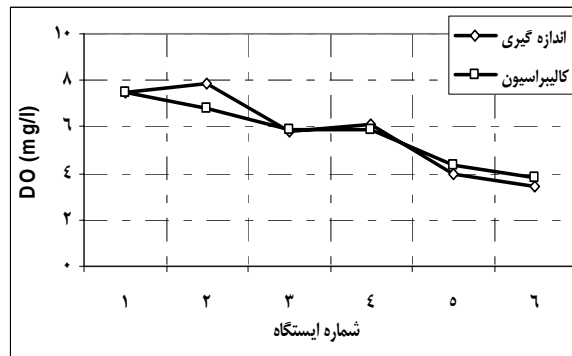
( ) :

( )



( ) :

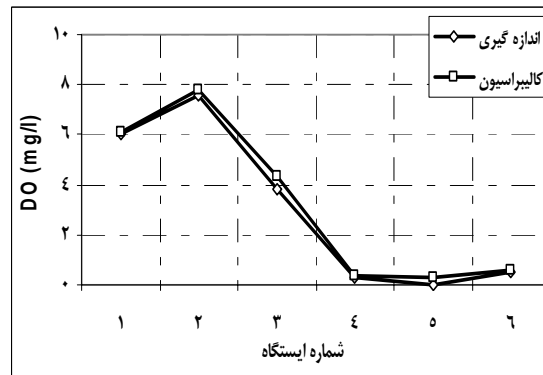
( )



( ) :

( )

پس از آنکه در مرحله کالیبراسیون مدل، مجموعه‌ای از ضرایب که معرف مجموعه‌ای از شرایط خارجی‌اند تعیین شدند، مدل برای مجموعه دیگری از شرایط (مهر ماه) اجرا شد. شکل شماره (۹) نتایج اعتبار سنجی مدل را نشان می‌دهد.



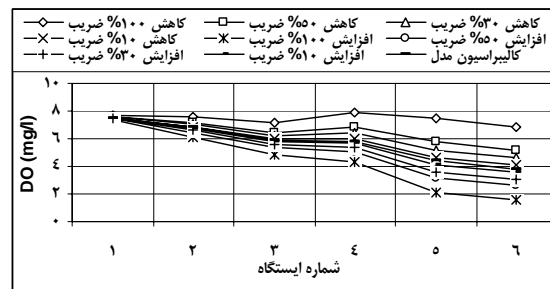
( ) :

( )

همان‌طور که در شکل مشخص است میزان حساسیت این ضریب به متغیر کیفی DO در پایین دست در ماه شهریور خطی و برابر ۰/۶- و در ماه مرداد در ایستگاه پنجم تا هنگامی که مقدار DO به صفر برسد ۰/۶- است. دلیل زیاد بودن حساسیت آن کم شدن ناگهانی مقدار DO از ایستگاه چهارم به ایستگاه پنجم و پایین بودن DO در این ایستگاه (حدود ۰/۹ mg/l) است. به هنگام مدل‌سازی نرخ زوال به صورت کلی شامل ته نشینی و اکسیداسیون بیولوژیکی در نظر گرفته شد و آثار جلبک و اکسیژن خواهی بیوشیمیایی نیتروژنی در نظر گرفته نشد و بالا بودن این ضریب باعث حساسیت بیشتر DO به ضریب زوال شد. همان‌طور که در شکل‌ها مشخص است حساسیت ضریب زوال در ماههای گرم سال به دلیل بالا بودن این ضریب در دماهای بالاتر بیشتر است.

با توجه به نتایج حاصل از بررسی تأثیر عدم قطعیت ضریب زوال روی مدل‌سازی اکسیژن محلول، صرف وقت و هزینه برای به دست آوردن از تخمین‌های دقیق‌تر از نرخ‌ها، با توجه به تأثیری که در تصمیم‌گیری مدیران برای صدور مجوز تخلیه آلاینده‌ها خواهد گذاشت، ضروری است. همچنین بررسی عدم قطعیت سایر ضرایب و ثوابت موجود در مدل‌سازی سایر متغیرهای کیفی و بررسی تأثیر عوامل مؤثر بر روی ضرایب و ثوابت موجود در معادلات متغیرهای کیفی به عنوان تحقیقات آتی پیشنهاد می‌شود.

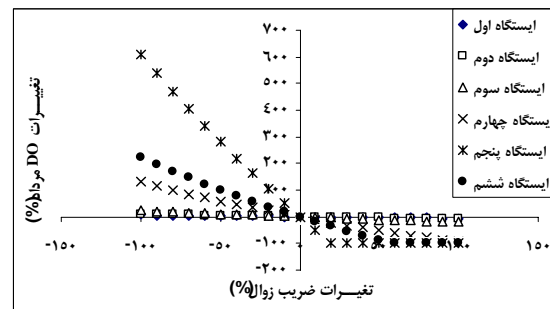
انجام این تحقیق بدون کمک آقای دکتر علی ترابی‌ان دانشیار دانشگاه تهران و مجری محترم پروژه مطالعه و تهیه سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده‌ها در حوزه آبریز رودخانه زرجوب برای در اختیار گذاشتن داده‌های مورد نیاز امکان‌پذیر نبوده است. بدین‌وسیله از ایشان تشکر می‌شود.



:( )

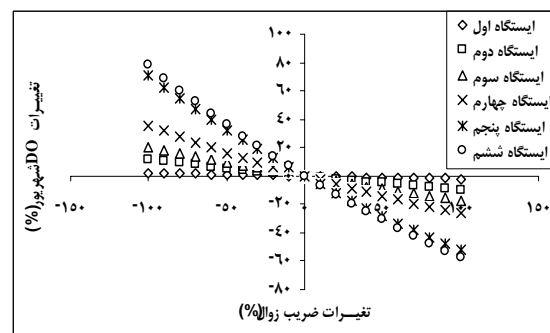
( )

شکل‌های شماره (۱۲) و (۱۳) میزان حساسیت غلظت اکسیژن محلول را در رودخانه زرجوب به ضریب زوال نشان می‌دهند.



:( )

( )



:( )

( )

ترابی‌ان، علی. ۱۳۸۳. مطالعه و تهیه سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوزه آبریز رودخانه زرجوب گیلان، گزارش مرحله اول، ۱۱۸ صفحه.

ترابی‌ان، علی. ۱۳۸۴. مطالعه و تهیه سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوزه آبریز رودخانه زرجوب گیلان، گزارش تکمیلی مرحله اول، ۱۴۷ صفحه.

---

تراپیان، ع. ۱۳۸۵. مطالعه و تهیه سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوضه آبریز رودخانه زرچوب گیلان، گزارش مرحله دوم، ۱۱۱ صفحه.

جورج ال. ب. و همکاران. ۱۳۸۱. مدل سازی کیفی آب های سطحی - سینتیک ها ثابت ها و نرخ ها. ترجمه تراپیان، علی. هاشمی سید حسین. انتشارات دانشگاه تهران، ۵۲۸ صفحه.

کارآموز، م. کراچیان، ر. ۱۳۸۲، برنامه ریزی و مدیریت کیفی سیستم های منابع آب، انتشارات دانشگاه صنعتی امیرکبیر (پلی تکنیک تهران).

Brown, L.C.; Barnwell, O. 1987. "The enhanced stream water quality models, QUAL2E and QUA2E-UNCAS: Documentation and User Manual", EPA.

Chadderton, R. A., ; Miller, A. C. and Donnell, A. J. 1982. Uncertainty analysis of dissolved oxygen model, ASCE J. Env. Eng. Vol. 108: 1003-1013.

Handbook: Stream sampling for waste load allocation applications, EPA-625/6-86-013, 1986.

Jaffe, P. R.; Parker, F. L. 1984. uncertainty analysis of first order decay model, ASCE J. Env. Eng. Vol. 110:131-140.

Karl-Erich Linden Schmidt .2006. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modeling, Ecological Modelling, Vol. 190: pp. 72-86.

Lohani, BN., and Saleemi, A.R. 1982. Recent developments of stochastic programming model for water quality management, Water Supply Management, 6: pp. 511-520.

Murrell, K. 2000. Water quality modeling for urban pollution management of the river Sowe and Anon in the UK, Severn Trent Water Ltd. and Mick Hyde Environment Agency.

Warwich, J. J., and Roberts, L. A. 1992. Computing the risk associated with west load allocation modeling, Journal of the American Water Resources association, Vol. 28, No.5.

Wright and McDonnell. 1979. In stream deoxygenation rate prediction, J. Env. Eng., ASCE, 105(EE2): 323-335.