محیط شناسي ،سال سي و چهارم، شماره۴۵، بهار ۸۷،صفحه ۳۰-۲۳

بررسي تأثير عدم قطعيت ضريب زوال بر نتايج مدل سازي كيفيت آب رودخانة زرجوب

مهدیه عسگری شاهی[1*]،سید حسین هاشمی،[2] تقی عبادی[3]

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

چکیده

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 رودخانهٔ زرجوب گیلان با استفاده از مدل QUAL2E بررسی می‌شود. نمونه برداری پارامترهای کیفیت آب و، دبی، 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 ۰/۶- و در ماه مرداد در ایستگاه پنجم تا زمانی که مقدار اکسیژن محلول به صفر برسد ۶- 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 می باشد. این موضوع مبین آن‌است‌که صرف وقت و هزینه بیشتر برای اندازه‌گیری، یا تخمین دقیق تر ضریب زوال لازم است.

کلید واژه

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

سرآغاز

هنگام مدل‌سازی ثوابت و ضرایب زیادی وجود دارد که بر نتایج خروجی تأثیر زیادی می گذارند. عدم قطعیت موجود در ثوابت و ضرایب مورد استفاده در مدل‌های شبیه سازی کیفیت آب می تواند 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 داده های کتابخانه‌ای، یا به هنگام کالیبراسیون مدل به دست می آیند، 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 گیری و تغییرات ثوابت و ضرایب در شرایط واقعی معمولا 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 رودخانه ها 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 می کند 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

نویسندهٔ مسئول:تلفن:۰۲۱-۲۲۴۳۱۹۷۳

E-mail:h_hashemi@sbu.ac.ir

Archive of SID

www.SID.ir

تخمین برخی بارها، شرایط اولیه، یا نرخ های زوال و غیره فراهم آورد.Lohani و Saleemi با برنامه‌ریزی 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). Jaffe و Parker با استفاده از تحلیل خطای مرتبهٔ اوّل اثر عدم قطعیت ضریب زوال (با مطالعه میدانی) را روی معادلهٔ اکسیژن خواهی کربنی بررسی کردند (Jaffe & Parker, 1984). Warwich و Roberts با استفاده از روش مونت کارلو اثر عدم قطعیت مشخصه‌های ورودی در مدل‌های مدیریت کیفیت آب سیستم‌های رودخانه‌ای 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 رودخانهٔ سال در آلمان و با استفاده از مدل WASP5 و تحلیل حساسیت دریافت که هر چه مدل از نظر مشخصه‌ها و متغیرها پیچیده تر شود اختلاف بین نتایج مدل و اندازه‌گیری کاهش می یابد (Karl, 2006).

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

معادلات حاکم

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

$$q_u c_u + q_e c_e = q c \qquad (۱)$$

$$q_u c_u + w = q c \qquad (۲)$$

$$q = q_u + q \qquad (۳)$$

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 رابطهٔ تعادل جرمی فوق در محل ورود جریان های فرعی به رودخانه و محل تخلیهٔ بارهای آلودگی مورد استفاده قرار می گیرد. معادلهٔ 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:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -U\frac{\partial c}{\partial x} + E_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc \qquad (۴)$$

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 می‌تواند نشان دهندهٔ هواگیری، مصرف اکسیژن کربنه، مصرف اکسیژن نیتروژنه، یا هر واکنش درجه اول دیگری باشد.

معادلهٔ اساسی تغییر غلظت اکسیژن محلول در مدل QUAL2E عبارت است از:

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = \frac{\partial(A_x E\frac{\partial DO}{\partial x})}{A_x\partial x} - \frac{\partial(A_x UDO)}{A_x\partial x} + \frac{S_{DO}}{A_x\Delta x} + K_a(DO_{SAT} - DO) + (\alpha_3\mu_A - \alpha_4\rho_A)A + \ldots \qquad (۵)$$
$$- K_d BOD - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1 NH_3 - \alpha_6\beta_2 NO_2$$

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؛

μ_A: ضریب رشد جلبک؛

ρ_A: ضریب تنفس جلبک که تابعی از دما می باشد ؛

β_1: ضریب اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی؛

β_2: ضریب هیدرولیز نیتروژن آمونیاکی؛

Archive of SID

www.SID.ir

α_3: نسبت اکسیژن تولیدی فتوسنتز جلبکی به جرم جلبک؛

α_4: نسبت اکسیژن مصرفی جلبک به جرم جلبک؛

α_5: نسبت اکسیژن مصرفی در فرآیند نیتریفیکاسیون به جرم آمونیاک ؛

α_6: نسبت اکسیژن مصرفی در فرآیند اکسیداسیون نیتریت به جرم نیتریت ؛

K_4: میزان اکسیژن مورد نیاز رسوب ها و

S: 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 نهرهای آلوده نا معقول است، بنابراین BOD را به طور معمول به دو جزء تقسیم می کنند، جزئی‌که به‌وسیلهٔ مواد کربن دار مصرف می‌شود (CBOD) و جزئی که به‌وسیلهٔ مواد نیتروژن دار مصرف می‌شود (NBOD). (ترابیان 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 می شود. بیشتر پژوهشگران اندازه گیری K_d را بر اساس نتایج میدانی، یا مطالعات آزمایشگاهی که اکسیژن محلول، یا CBOD نهایی را پایش می‌کنند، انجام می دهند. 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 McDonnell و Wright که بر اساس داده های ۳۶ قطعه رودخانه در ایالات متحده امریکا پیشنهاد شد کاربرد بیشتری دارد(Wright & McDonnell, 1979):

$$K_d = 10.3Q^{-0.49} \qquad (۶)$$

که در آن:

Q = دبی (ft^3/sec)

آنها دریافتند در دبی بیش از ۸۰۰cfs، K_d تابع دبی نیست. به بیان دیگر، برای رودخانه‌های بزرگتر و عمیق‌تر (بیش از ۱۰ft) خصوصیات بستر رودخانه عامل کم اهمیت‌تری شده و با توجه به میزان تصفیه فاضلاب، مقادیر K_d به صورت زیر خواهد بود.

تصفیهٔ اولیه: ۰/۴ day^{-1}، تصفیهٔ میانی: ۰/۳ day^{-1}،

تصفیهٔ ثانویه: ۰/۲ day^{-1}، تصفیهٔ پیشرفته: ۰/۱ day^{-1}

و حد پایین کاربرد این رابطه حدود ۱۰cfs است و کمتر از این دبی اکسیژن خواهی به حدود ۲/۵تا۳/۵ بر روز کاهش می یابد.

ابزارها و روش ها

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 می شود، 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 می کند. 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 ذوزنقه تعریف و مشخصات هیدرولیکی مورد نیاز مدل شامل دبی، شیب، ضریب مانینگ، شیب طرفین و عرض کف کانال ذوزنقه ای تعیین شدند. ابعاد ذوزنقه با توجه به هندسه مقاطع موجود (شکل‌های شمارهٔ 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.

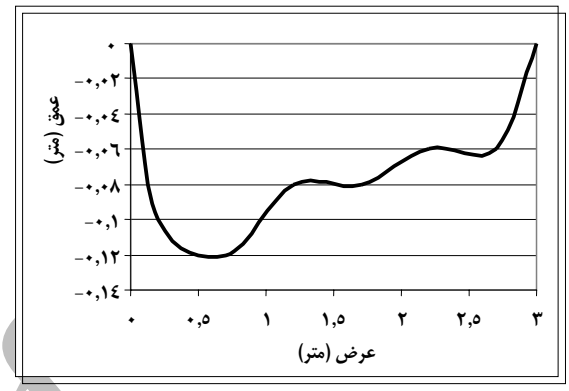
جدول شمارهٔ(۱) مشخصات هیدرولیکی رودخانهٔ زرجوب را نشان می‌دهد. داده های هواشناسی در روز نمونه برداری نیز از نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی واقع در رشت دریافت شدند. داده‌های ماههای مرداد و شهریور برای کالیبراسیون و مهرماه برای اعتبارسنجی مدل استفاده شدند.

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

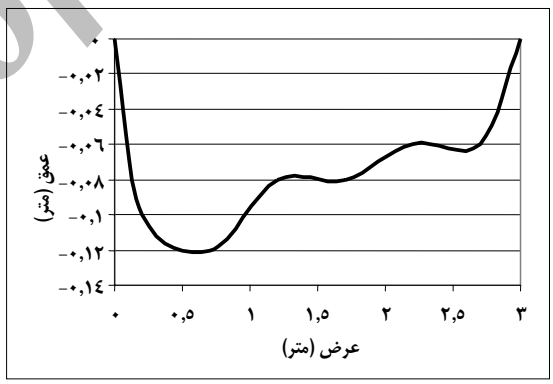
Archive of SID

www.SID.ir

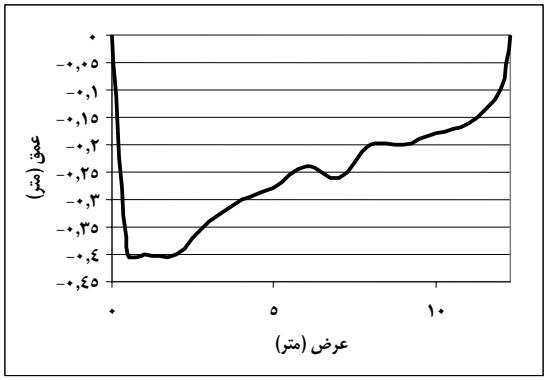
کالیبراسیون مدل اکسیژن محلول اثر جلبک، اکسیژن خواهی رسوب و اکسیژن خواهی نیتروژنی به صورت کلی و در سایر ضرایب مربوط به اکسیژن محلول، نظیر K_d و K_a در نظر گرفته شد. ضرایب زوال و هواگیری با کالیبراسیون مدل به دست آمدند



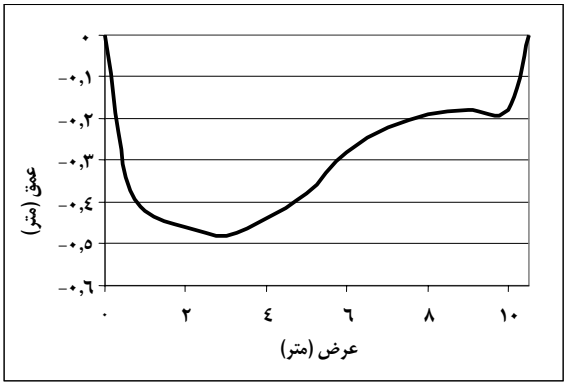
شکل شمارة (۱): مقطع ایستگاه سازمان آب در بهدان



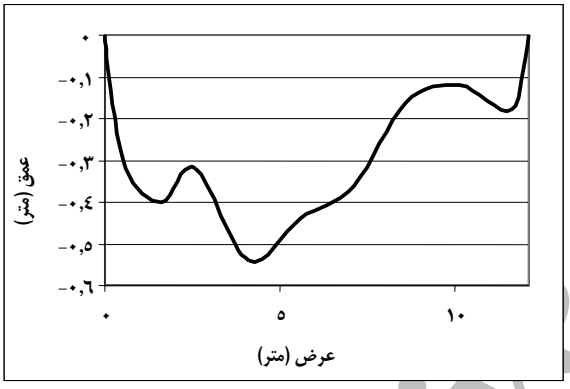
شکل شمارة(۲): مقطع ایستگاه رودخانه زرجوب قبل از به سیاوش



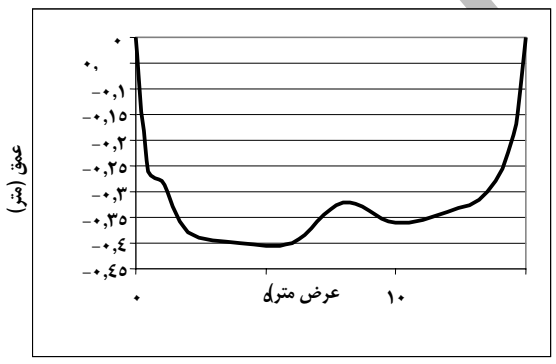
شکل شمارة(۳): مقطع ایستگاه سازمان آب



شکل شمارة (٤): مقطع ایستگاه بین پل مدرس و پل عرافي



شکل شمارة(٥): مقطع ایستگاه بالادست شریعتي



شکل شمارة (٦): مقطع ایستگاه سازمان آب در گلسار

کالیبراسیون مدل

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

www.SID.ir

جدول شمارة (۱): مشخصات هيدروليكي رودخانة زرجوب

شماره بازه	عرض كف (m)	شيب طرفين ۱ (m/m)	شيب طرفين ۲ (m/m)	ضريب مانينگ	شيب طولي بازه (m/m)
۱	۰/۹۱	۰/۴۴۸	۰/۰۶	۰/۰۳۰۵	۰/۰۰۰۳۷۷
۲	۱/۴۷	۰/۵۷۹	۰/۰۵۵	۰/۰۲۵۸	۰/۰۰۰۵۴۹
۳	۲/۳۹	۰/۶۶۶	۰/۰۴۲	۰/۰۱۸	۰/۰۰۰۸۰۴
۴	۳/۱۸	۰/۴۱	۰/۰۶۸	۰/۰۲	۰/۰۰۰۶۸
۵	۷/۳۳	۰/۲۳۸	۰/۱۲۶	۰/۰۲۲۸	۰/۰۰۰۷۴

جدول شمارة (۲): مشخصه‌هاي كيفيت آب رودخانة زرجوب در محل ايستگاه تعيين شده در مرداد ماه

رديف	مشخصه	واحد	ايستگاه سازمان آب در بهدان	رودخانة زرجوب قبل از اتصال به سياوش	ايستگاه سازمان آب	بين پل مدرس و پل عرافي	بالادست پل شريعتي (بازارچه كيوان)	ايستگاه سازمان آب در گلسار
۱	دماى خشک	^oC	۲۷	۲۷	۲۷	۲۷	۲۶	۲۶
۲	دماى آب	^oC	۲۶/۸	۲۸	۲۷/۹	۲۶/۹	۲۶/۵	۲۶/۶
۳	DO	mg/l	۵/۴۸	۹/۱۷۶	۵/۳۱۴	۳/۵	۰/۹	۱/۶
۴	BOD_5	mg/l	۱۱	۱۴	۱۵	۲۱	۲۶	۲۲

جدول شمارة (۳): مشخصه‌هاي كيفيت آب رودخانة زرجوب در محل ايستگاه تعيين شده در شهريور ماه

رديف	پارامتر	واحد	ايستگاه سازمان آب در بهدان	رودخانه زرجوب قبل از اتصال به سياوش	ايستگاه سازمان آب	بين پل مدرس و پل عرافي	بالادست پل شريعتي (بازارچه كيوان)	ايستگاه سازمان آب در گلسار
۱	دماى خشک	^oC	۲۵	۲۵	۲۵	۲۴	۲۴	۲۴
۲	دماى آب	^oC	۲۴	۲۵	۲۵	۲۴	۲۳	۲۳
۳	DO	mg/l	۷/۵۱	۷/۸۹	۵/۸۳	۶/۱	۳/۸۶	۳/۲
۴	BOD_5	mg/l	۵	۷/۶	۱۰	۸	۱۳/۸	۱۸/۷

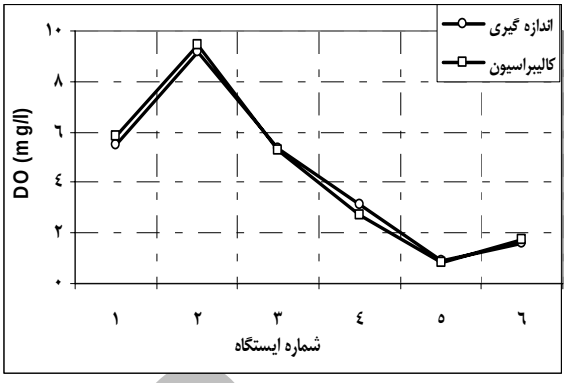
جدول شماره(٤): مشخصه‌هاي كيفيت آب رودخانة زرجوب در محل ايستگاه تعيين شده در مهر ماه

رديف	مشخصه	واحد	ايستگاه سازمان آب در بهدان	رودخانة زرجوب قبل از اتصال به سياوش	ايستگاه سازمان آب	بين پل مدرس و پل عرافي	بالادست پل شريعتي (بازارچه كيوان)	ايستگاه سازمان آب در گلسار
۱	دماى خشک	^oC	۲۴	۲۴	۲۴	۲۷	۲۷	۲۷
۲	دماى آب	^oC	۲۴	۲۴	۲۴	۲۲	۲۲	۲۲
۳	DO	mg/l	۶	۷/۶	۳/۸	۰/۳	۰	۰/۵
۴	BOD_5	mg/l	۵	۱۵	۱۶	۱۷	۳۳	۳۲

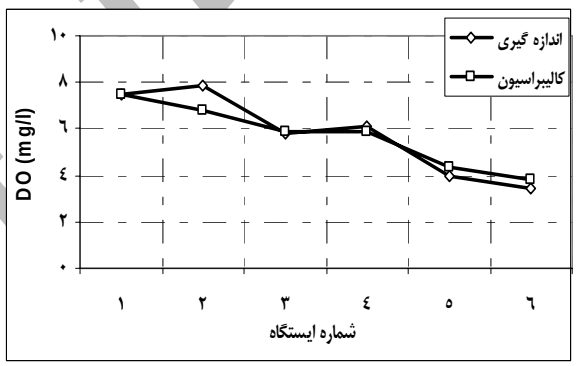
بنابراين معمولاً كاليبراسيون با استفاده از داده‌هاى فصول كم آبى (تابستان) و اعتبار سنجى با استفاده از داده‌هاى فصول ديگر انجام مى‌شود. رودخانهٔ زرجوب با استفاده از اطلاعات ماه مرداد و شهريور سال ۱۳۸۴ در شش ايستگاه بر روى رودخانهٔ كاليبره و با استفاده از داده‌هاى مهر ماه صحت‌سنجى شد. شكل هاى شمارهٔ(۷ و ۸) نتايج كاليبراسيون مدل را نشان مى دهند.

Archive of SID

www.SID.ir



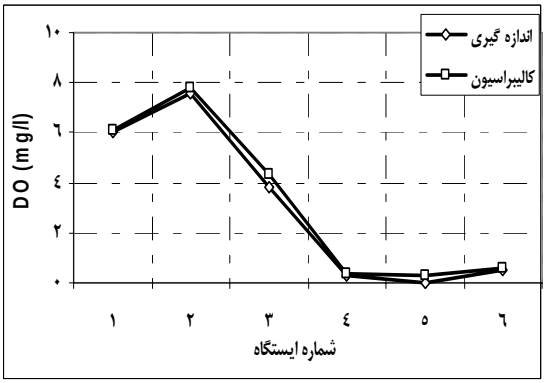
شکل شمارة (۷): مقایسة نتایج مدل با اندازه گیری اکسیژن محلول (مرداد)



شکل شمارة(۸): مقایسة نتایج مدل با اندازه گیری اکسیژن محلول (شهریور)

اعتبار سنجي مدل

پس از آنکه در مرحلهٔ کالیبراسیون مدل، مجموعه ای از ضرایب که معرف مجموعه ای از شرایط خارجی‌اند تعیین شدند، مدل برای مجموعهٔ دیگری از شرایط (مهر ماه) اجرا شد. شکل شمارهٔ(۹) نتایج اعتبار سنجی مدل را نشان می دهد.

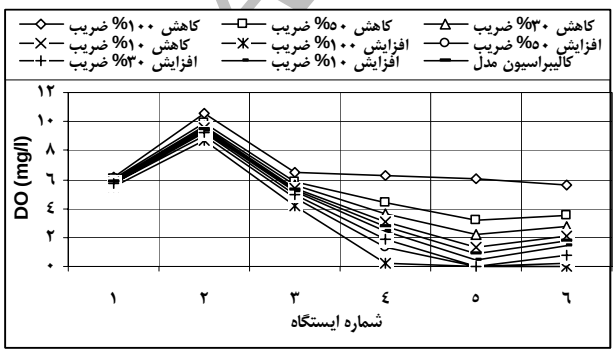


شکل شماره(۹): مقایسة نتایج مدل با اندازه گیری اکسیژن محلول (مهر)

تحلیل عدم قطعیت

ضریب زوال BOD، کربنی 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 شبیه سازی کیفیت آب کاربر به جای مقداری مشخص با محدوده‌ای از مقادیر برای ضریب زوال مواجه باشد. در نتیجه به هنگام محاسبهٔ ضریب زوال، عدم قطعیت وجود خواهد داشت.

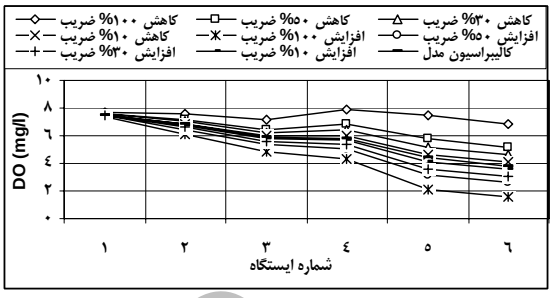
یکی از روش‌های ارزیابی، تأثیر عدم قطعیت بر عملکرد سیستم تغییردادن مقدار مشخصه‌ها، یا متغیرهای دارای عدم قطعیت (جداگانه، یا باهم) و آن‌گاه آزمایش نتایج است. این تحلیل حساسیت ابزاری برای شناسایی مشخصه‌ها یا متغیرهایی است که عملکرد سیستم نسبت به آنها حساسیت ویژه‌ای دارد. در شیوه تک‌عاملی، مدل‌ساز یکی از 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 می توان 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. شکل های شمارهٔ (۱۰ و ۱۱)نتایج به دست آمده را نشان می دهند.



شکل شماره (۱۰): تحلیل حساسیت اکسیژن محلول به ضریب زوال (مرداد)

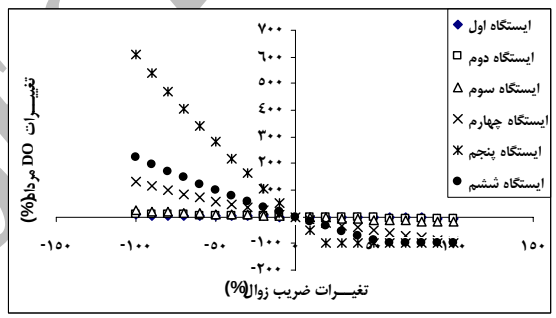
Archive of SID

www.SID.ir

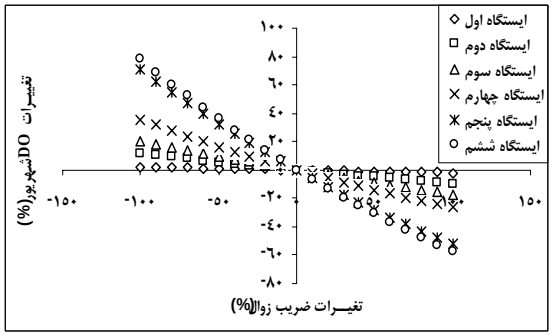


شکل شمارة(۱۱): تحلیل حساسیت اکسیژن محلول به ضریب زوال (شهریور)

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



شکل شمارة(۱۲): میزان حساسیت اکسیژن محلول به ضریب زوال (مرداد)



شکل شماره (۱۳): میزان حساسیت اکسیژن محلول به ضریب زوال (شهریور)

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 هنگامی‌که مقدار DO به صفر برسد 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.

نتيجه گيري

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 تخمین های دقیق تر از نرخ ها، با توجه به تأثیری که در تصمیم‌گیری مدیران برای صدور مجوز تخلیه آلاینده ها خواهد گذاشت، ضروری است. همچنین بررسی عدم قطعیت سایر ضرایب و ثوابت موجود در مدل‌سازی سایر متغیرهای کیفی و بررسی تأثیر عوامل مؤثر برروی ضرایب و ثوابت موجود در معادلات متغیرهای کیفی به عنوان تحقیقات آتی پیشنهاد می شود.

تقدير و تشكر

انجام این تحقیق بدون کمک آقای دکتر علی ترابیان دانشیار دانشگاه تهران و مجری محترم پروژهٔ مطالعه و تهیهٔ سیستم صدور مجوز تخلیهٔ آلاینده‌ها در حوزهٔ آبریز رودخانهٔ زرجوب برای در اختیار گذاشتن داده‌های مورد نیاز امکان‌پذیر نبوده است. بدین‌وسیله از ایشان تشکر می‌شود.

منابع مورد استفاده

ترابیان، علی. ۱۳۸۳. مطالعه و تهیهٔ سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوضهٔ آبریز رودخانهٔ زرجوب گیلان، گزارش مرحلهٔ اوّل، ۱۱۸صفحه.

ترابیان، علی. ۱۳۸۴. مطالعه و تهیهٔ سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوضهٔ آبریز رودخانهٔ زرجوب گیلان، گزارش تکمیلی مرحلهٔ اوّل، ۱۴۷ صفحه.

Archive of SID
www.SID.ir

ترابیان، ع. ۱۳۸۵. مطالعه و تهیهٔ سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوضهٔ آبریز رودخانهٔ زرجوب گیلان، گزارش مرحلهٔ دوم، ۱۱۱صفحه.

جورج ال. ب. و همکاران. ۱۳۸۱. مدل‌سازی کیفی آب‌های سطحی- سینتیک ها ثابت‌ها و نرخ‌ها. ترجمهٔ ترابیان، علی. هاشمی سید حسین. انتشارات دانشگاه تهران، ۵۲۸ صفحه.

کارآموز، م. کراچیان، ر.۱۳۸۲.، برنامه‌ریزی و مدیریت کیفی سیستم‌های 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.

Archive of SID

www.SID.ir