مجله پژوهش آب ایران
سال هفتم/ شماره سیزدهم/ پاییز و زمستان ۱۳۹۲ (۱۲۱-۱۲۹)

شبیه‌سازی هیدرودینامیک جریان و پارامترهای کیفی در سیستم رودخانه کرخه با استفاده از مدل FASTER

مهدی ناصری ملکی[۱*] و سید محمود کاشفی‌پور[۲]

چکیده

امروزه برای بررسی تغییرات مکانی و زمانی غلظت متغیرهای کیفی در رودخانه‌ها و مخازن از مدل‌سازی ریاضی استفاده می‌شود. در این پژوهش نیز برای مدل‌سازی پارامترهای کیفی از مدل کامپیوتری FASTER استفاده شد. برای شبیه‌سازی شرایط هیدرودینامیک جریان، معادلات سنت- ونانت به صورت عددی حل شده‌اند و از الگوی کرانک- نیکلسون به همراه روش Staggered (زیگزاگی یا یک در میان) با اندازه شبکه متغیر برای حل معادلات پیوستگی و مومنتم، و برای حل معادله انتقال و پخش (ADE) از روش حجم محدود استفاده شد. با بررسی اطلاعات موجود، پارامترهای نیتروژن آمونیاکی (NH_3^-) و اکسیژن محلول (DO) در محدوده ایستگاه پای پل- حمیدیه در رودخانه کرخه مورد بررسی و شبیه‌سازی قرار گرفتند. از آنجا که ضریب زبری مانینگ تنها پارامتر برای واسنجی مدل هیدرودینامیک می‌باشد، لذا پیش از مدل‌سازی پارامترهای کیفی، این ضریب بررسی و با واسنجی مدل مقدار این ضریب ۰/۰۲۸ انتخاب شد. از ۴ معادله کاشفی، کاشفی- فالکونر، سئوچنگ و فیشر جهت تعیین دقیق ضریب پخشیدگی استفاده شد. با مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده در رودخانه کرخه و محاسبه شده توسط مدل مشخص شد که برای نیتروژن آمونیاکی ضریب پخش فیشر، و برای اکسیژن محلول ضریب پخش کاشفی‌پور و فالکونر مقادیر قابل قبول و نزدیک به داده‌های اندازه‌گیری می‌دهد. همچنین با توجه به غلظت پارامترهای کیفی که در این محدوده از رودخانه کرخه بررسی شده‌اند، برای شرایط مختلف از نظر دمای آب و آبدهی رودخانه، غلظت اکسیژن محلول برای مصارف عمومی در حد مطلوب است. غلظت نیتروژن نیز دارای محدودیت کم برای مصرف است.

واژه‌های کلیدی: پارامترهای کیفی، رودخانه کرخه، ضریب پخشیدگی، مدل FASTER.

ارجاع: ناصری ملکی م. و کاشفی‌پور س. م. ۱۳۹۲. شبیه‌سازی هیدرودینامیک جریان و پارامترهای کیفی در سیستم رودخانه کرخه با استفاده از مدل FASTER. مجله پژوهش آب ایران. ۷(۱۳):۱۲۱-۱۲۹.

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.
۲- استاد گروه سازه‌های هیدرولیکی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.
*** نویسنده مسئول:** mahdikral123@gmail.com
تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۰۹/۱۳ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۰۹/۰۸

Archive of SID
www.SID.ir

مقدمه

امروزه مدل‌های عددی کیفی، در شبیه‌سازی سیستم‌های رودخانه‌ای، دریاچه‌ها، خورها و مخازن کاربرد گسترده‌ای دارند. مدل‌سازی کیفی آب در اوایل قرن بیستم رشد قابل ملاحظه‌ای داشته است. در اواخر دهه ۱۹۷۰ به بعد، افزایش مواد سمی در منابع آب یک نگرانی عمومی از وضعیت کیفی این منابع ایجاد کرد و باعث توسعه مدل‌های کیفی برای بررسی وضعیت این مواد در پیکره‌های آبی شد. فالکونر و لو (۱۹۹۴) با استفاده از یک مدل دو بعدی کیفی، برخی از پارامترهای آلودگی نظیر کلیفرم، نیتروژن آمونیاکی و BOD در نزدیکی بندر پول واقع در انگلیس را شبیه‌سازی کردند. اسکات و ابومقلی (۱۹۹۵) آلودگی ناشی از فاضلاب‌های کشاورزی در رودخانه زرکاء واقع در کشور عمان را مورد بررسی و تحقیق قرار دادند. پس از بررسی‌های اولیه مشخص شد که عمده آلودگی آب رودخانه به علت وجود غلظت بالای ترکیبات نیتروژن می‌باشد. توفورد و مک‌کلر (۲۰۰۰) با مدل WASP5[1] هیدرودینامیک جریان و پارامترهای کیفی را در مخزن بزرگ واقع در کارولینای جنوبی آمریکا شبیه‌سازی کردند. یانگ و سیکس (۲۰۰۵) با استفاده از مدل QUAL2E به شبیه‌سازی نرخ رشد جلبک‌ها در رودخانه تاچیان واقع در کشور تایوان پرداختند و نرخ مرگ جلبک، نرخ ته‌نشینی جلبک و نرخ رشد بیشینه جلبک را شبیه‌سازی کردند. سو و همکاران (۲۰۰۶) کیفیت آب شیوهاهو واقع در کره جنوبی را با استفاده از مدل سه‌بعدی CE-QUAL-ICM مورد بررسی قرار دادند. نتایج مطالعات ایشان نشان داد که استفاده تنها از دریچه‌های آبگیر برای مناسب نگه داشتن کیفیت آب این دریاچه در حد استاندارد کافی نبوده است. ایوب‌زاده و همکاران (۲۰۰۹) از سیستم استنتاج فازی- عصبی- تطبیقی (ANFIS) برای تخمین ضریب پخش طولی، که از پارامترهای مهم در تعیین آلاینده‌های آبی است، استفاده کردند. حسینی (۱۳۷۵) به بررسی کیفیت و آلاینده‌های رودخانه‌های کارون و دز پرداخت و اثرات احتمالی آن‌ها بر مصارف مختلف آب رودخانه به ویژه به لحاظ شرب، در مقایسه با استانداردها و حدود مجاز داخلی و بین‌المللی را بررسی کرد. موسوی‌جهرمی و کرمی‌نژاد (۱۳۸۱) اکسیژن محلول در رودخانه کارون را با استفاده از MIKE11 شبیه‌سازی کردند. این پژوهش با تست گزینه‌های مختلف نشان داده است که در پایین‌ترین دبی، DO کارون در بازه یاد شده در شرایط موجود حوضه رودخانه از حد بحرانی (۴٫۳ میلی‌گرم بر لیتر) کمتر خواهد بود. در شرایطی که فاضلاب ۲۵ ساله آینده اهواز وارد رودخانه شود غلظت DO زیربحرانی خواهد شد و برای آبزیان مضر خواهد بود. توکلی‌زاده (۱۳۸۵) با استفاده از مدل FASTER، تأثیر ضریب پخش طولی را در شبیه‌سازی پارامترهای کیفی در رودخانه کارون بررسی کرد و در آخر برای تخمین هر یک از پارامترهای آلودگی رابطه‌ای که بیشترین دقت را در برآورد داشت، پیشنهاد کرد. ظهیری (۱۳۸۶) با توسعه بخش‌هایی از مدل FASTER به شبیه‌سازی انتقال رسوب و برآورد تغییرات دینامیکی کف رودخانه کارون در محدوده فارسیات تا ملاثانی پرداخت. نتایج مطالعات ایشان نشان داد که مدل فان‌رایان برای برآورد پتانسیل رسوب معلق و روش دوبوی جهت برآورد بار بستر رودخانه کارون مناسب هستند. با توجه به اینکه مطالعات محدودی در رودخانه کرخه انجام شده است و در زمینه آلاینده‌ها و پارامترهای کیفی رودخانه کرخه مدل‌سازی انجام نشده است، لذا هدف از این پژوهش استفاده از توانایی‌های مدل FASTER در پیش‌بینی هیدرودینامیک جریان و کیفیت آب رودخانه کرخه با تأکید بر میزان اکسیژن محلول و نیتروژن آمونیاکی است.

مواد و روش‌ها

هدف از شبیه‌سازی کیفی رودخانه‌ها، تعیین غلظت متغیرهای کیفی مختلف در پایین‌دست نقاط تخلیه آلاینده به رودخانه است. در این پژوهش برای مدل‌سازی پارامترهای کیفی آب از اصل مدل FASTER استفاده شده است. این مدل در ابتدا توسط کاشفی‌پور (۲۰۰۱) برای شبیه‌سازی جریان و انتقال املاح در رودخانه و خلیج بسط داده شد. مدل یک بعدی FASTER قادر به شبیه‌سازی جریان و انتقال رسوب و املاح در سیستم‌های رودخانه‌ای و خلیج در شرایط غیردایمی و زیربحرانی می‌باشد. سرعت اجرای مدل به دلیل یک بعدی بودن بیشتر از مدل‌های دو بعدی و سه بعدی کیفیت آب و انتقال رسوبات است. برای شبیه‌سازی شرایط هیدرودینامیک جریان معادلات سنت ونانت به صورت عددی حل شده‌اند. برای حل عددی معادلات سنت ونانت که شامل دو معادله پیوستگی و مومنتوم است، از الگوی کرانک- نیکلسون استفاده شده است. فرم این

1- Water quality Analysis Simulation Program (WASP)

Archive of SID

www.SID.ir

معادلات در مدل FASTER به صورت زیر است:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + T\frac{\partial y}{\partial t} = q_L \qquad (۱)$$

$$\underbrace{\frac{\partial Q}{\partial t}}_{1} + \underbrace{\beta \frac{\partial\left[\frac{Q^2}{A}\right]}{\partial x}}_{2} = \underbrace{-\frac{\tau_b p}{\rho}}_{3} - \underbrace{gA\frac{\partial y}{\partial x}}_{4} \qquad (۲)$$

در معادلات بالا Q دبی جریان، T عرض سطح آب، y عمق جریان، x فاصله در جهت جریان، t متغیر زمان، q_L جریان ورودی و یا خروجی، β ضریب تصحیح مومنتم، p محیط خیس شده، A سطح مقطع جریان، g شتاب ثقل، ρ جرم واحد حجم آب و τ_b تنش برشی کف هستند. در معادله ۲، عبارت ۱ شتاب محلی، عبارت ۲ شتاب جابجایی، عبارت ۳ مقاومت کف و عبارت ۴ گرادیان فشار است. معادله دینامیک توازن جرمی در قالب معادله پخش و انتقال[1] (ADE) برای حالت تک بعدی، دو بعدی و سه بعدی اساس مدل‌سازی کیفی آب است که این معادله در حالت یک بعدی به صورت معادله ۳ است.

$$\underbrace{\frac{\partial}{\partial t}(SA)}_{1} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}(SQ)}_{2} - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left[AD_L\frac{\partial S}{\partial x}\right]}_{3} = \underbrace{S_T}_{4} + \underbrace{\frac{Q_L S_L}{\delta x}}_{5} \qquad (۳)$$

در معادله ۳، S غلظت ماده آلاینده یا غلظت رسوبات معلق در مقطع، S_T منبع افزایش دهنده یا کاهش دهنده، D_L ضریب پخشیدگی طولی، A سطح مقطع جریان، Q دبی جریان، S_L غلظت جریان ورودی یا خروجی جانبی (لترال) و Q_L دبی جریان جانبی است و سایر پارامترها مشابه معادلات قبل هستند. در این معادله، عبارت ۱ تأثیر محلی یا تغییر موضعی غلظت، ۲ انتشار به وسیله جابجایی یا انتقال، ۳ انتشار به وسیله پخشیدگی، ۴ منبع کاهش دهنده یا افزایش دهنده آلودگی (رشد یا زوال ماده آلاینده) و ۵ مقدار آلاینده و یا رسوب ورودی و یا خروجی جانبی (زمان/غلظت) است. در این معادله بخشی با نام منبع کاهش دهنده یا افزایش دهنده آلودگی (S_T) برای پارامترهای زوال‌پذیر استفاده می‌شود که برخی از این معادلات در جدول ۱ آورده شده است. با افزوده شدن زیربرنامه[2] مربوط به هر یک از پارامترها در مدل و از طریق معادلات ذکر شده در جدول ۱، مدل FASTER قادر به شبیه‌سازی پارامترهای کیفی شد.

جدول ۱- معادلات موجود در منابع برای S_T

پارامتر کیفی	رابطهٔ پیشنهادی S_T
کلیفرم	$S_T = -K_5AS$
نیتروژن آلی	$S_T = -\beta_3 N_4 A - \sigma_4 N_4 A$
نیتروژن آمونیاکی	$S_T = \beta_3 N_4 A - \beta_1 N_1 A$
فسفر آلی	$S_T = \beta_4 P_1 A - \sigma_5 P_1 A$
فسفر محلول	$S_T = \beta_4 P_1 A - \sigma_6 P_2 A$
اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD)	$S_T = -K_1 SA - K_3 SA$
اکسیژن محلول	$S_T = -K_2\left(O_2^* - O_2\right)A - K_1 SA - K_4 - \alpha_5\beta_1 N_1 A$

که در این معادلات S_T غلظت ماده آلاینده؛ A سطح مقطع جریان؛ K_5 ثابت مرگ و میر کلیفرم (day^{-1})؛ N_4 غلظت نیتروژن آلی (mg/l)؛ β_3 نرخ ثابت هیدرولیز نیتروژن آلی به نیتروژن (day^{-1})؛ σ_4 ضریب نرخ ته‌نشینی نیتروژن آلی (day^{-1})؛ N_1 غلظت نیتروژن آمونیاکی (mg/l)؛ β_1 ثابت نرخ اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی؛ P_1 غلظت فسفر آلی (mg/l)؛ β_4 نرخ زوال فسفر آلی؛ σ_5 نرخ رسوب فسفر آلی؛ P_2 غلظت فسفر غیرآلی یا فسفر محلول (*mg*/l)؛ σ_6 نرخ زوال فسفر محلول؛ K_1 ضریب اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی؛ K_3 نرخ کاهش BOD کربناته در اثر ته‌نشینی؛ O_2 غلظت اکسیژن محلول (mg/l)؛ K_2 ثابت اکسیژن‌گیری (day^{-1})؛ O_2^* غلظت اکسیژن محلول اشباع در دما و فشار محلی (mg/l)؛ K_4 نرخ اکسیژن‌خواهی رسوب و دامنه تغییرات ۱/۵ الی ۹/۸ ($O_2/m^2/day$)؛ α_5 نرخ مصرف اکسیژن به ازای واحد اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی است. اطلاعات مربوط به پارامترهای کیفی ذکر شده و همچنین اطلاعات مربوط به هیدرودینامیک جریان (دبی- اشل) از سازمان آب و برق خوزستان تهیه شده است. D_L یا ضریب پخشیدگی طولی[3]، تابعی از خاصیت پخش مولکولی و شرایط

1- Advection Dispersion Equation (ADE)

2- Subroutine

3- Longitudinal Dispersion Coefficient

Archive of SID

www.SID.ir

هیدرولیکی است. برای محاسبه D_L معادلات تجربی و تئوری زیادی ارایه شده است. معادلات که در این پژوهش استفاده شده، به اختصار در جدول ۲ آمده‌اند.

جدول ۲- معادلات ارایه شده برای تخمین ضریب پخشیدگی طولی

منبع	معادله D_L
الدر (۱۹۵۹)	$D_l=\left[\frac{0.4041}{k^3}+\frac{k}{6}\right]HU_* \quad or \quad D_l=5.93HU_*$
فیشر و همکاران (۱۹۷۹)	$D_L = 0.011 \frac{u^2W^2}{HU_*}$
سئو و چنگ (۱۹۹۸)	$\frac{D_L}{HU_*}=5.915\left[\frac{W}{H}\right]^{0.62}\left[\frac{U}{U_*}\right]^{1.428}$
کاشفی‌پور و فالکونر (۲۰۰۰ و ۲۰۰۲)	$D_L = 10.612\ HU\left(\frac{U}{U_*}\right)$ If W/H≥50
کاشفی‌پور و فالکونر (۲۰۰۰ و ۲۰۰۲)	$D_L=\left[7.428+1.775\left[\frac{W}{H}\right]^{0.62}\left[\frac{U}{U_*}\right]^{0.572}\right]HU\left[\frac{U}{U_*}\right]$ If W/H<50
کاشفی‌پور (۲۰۰۱)	برای فلوم آزمایشگاهی $D_l=3.263\left[\frac{W}{H}\right]^{0.6}HU_*$

در این پژوهش پارامترهای نیتروژن آمونیاکی و اکسیژن محلول در رودخانه کرخه بررسی شده‌اند. رودخانه کرخه که در جنوب غربی کشور جاری است، پس از رودخانه‌های کارون و دز سومین رودخانه پرآب کشور است. این رودخانه با طولی حدود ۹۰۰ کیلومتر (از سرچشمه تا محل عبور آن از خاک ایران) دارای بزرگ‌ترین حوضه آبریز با وسعت تقریبی ۵۰۰۰۰ کیلومتر مربع در میان رودخانه‌های ایران است. رودخانه کرخه از مناطق میانی و جنوب غربی رشته کوه‌های زاگرس در نواحی غرب و شمال غرب کشور سرچشمه گرفته و پس از طی مسافتی در امتداد شمال به جنوب، سرانجام در مرز مشترک ایران و عراق به مرداب هورالعظیم می‌رسد. سرشاخه‌های اصلی تشکیل دهنده رودخانه کرخه، رودخانه‌های سیمره، کشکان، قره سو، گاماسیاب و چرداول هستند. بازه مطالعاتی این پژوهش قسمتی از رودخانه کرخه به طول تقریبی ۱۹۰ کیلومتر از ایستگاه پای پل تا حمیدیه است که بین دو ایستگاه مذکور، ایستگاه عبدالخان قرار دارد. ایستگاه پای پل به عنوان مرز بالادست و ایستگاه حمیدیه مرز پایین‌دست در نظر گرفته شده است. همچنین ایستگاه هیدرومتری عبدالخان در این پژوهش ایستگاه شاخص (برای مقایسه نتایج مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده) می‌باشد. برای مرز بالادست اطلاعات ورودی شامل هیدروگراف جریان و برای مرز پایین‌دست اشل (عمق جریان) است که این اطلاعات به عنوان شرایط مرزی در مدل تعریف می‌شوند. بازه انتخابی ۲۲۷ مقطع[2] دارد که مقطع ۲۲۷ پای پل و مقطع ۱ حمیدیه و مقطع ۹۱ عبدالخان است. در این پژوهش، دو دوره برای واسنجی و صحت‌سنجی انتخاب شد: دوره اول برای واسنجی ازتاریخ ۱۳۸۶/۷/۲ تا ۱۳۸۶/۱۱/۲۵ و دوره دوم برای صحت‌سنجی از تاریخ ۱۳۸۸/۶/۱۳ تا ۱۳۸۸/۱۰/۱۷ می‌باشد.

در معادلات فوق، U سرعت متوسط جریان، W عرض سطح آب، H عمق جریان، U_* سرعت برشی جریان و D_L ضریب پخشیدگی طولی است.

1- Longitudinal Dispersion Coefficient

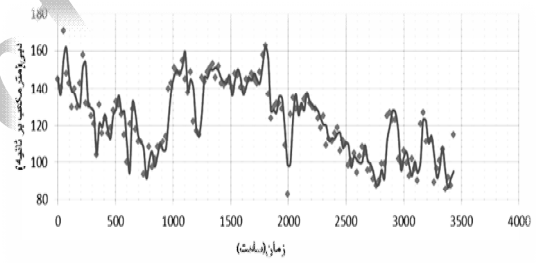
2- Cross section

Archive of SID

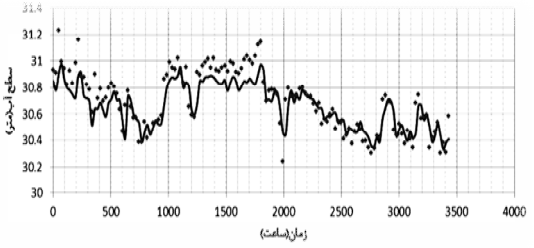
www.SID.ir

نتایج و بحث

همان‌طور که اشاره شد، برای مدل‌سازی پارامترهای کیفی لازم است هیدرودینامیک جریان تعیین شود. ضریب زبری مانینگ تنها پارامتر برای واسنجی مدل هیدرودینامیک است. مواردی که در مدل هیدرودینامیک واسنجی و صحت‌سنجی می‌شوند، دبی و سطح آب می‌باشند. بدین منظور از طریق آزمون و خطا و با تغییر ضریب زبری در مدل، مقادیر مختلف دبی- اشل در بازه زمانی مورد نظر به دست آمد. با مقایسه نتایج مدل با داده‌های اندازه‌گیری و مقایسه درصد خطای ضرایب زبری مختلف مشخص شد، در صورت انتخاب زبری ۰/۰۲۸ نمودارهای دبی و پروفیل سطح آب بیشترین مطابقت را با داده‌های اندازه‌گیری شده در ایستگاه عبدالخان دارند. در شکل‌های ۱ و ۲ نتایج اجرای مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده رودخانه برای دبی جریان و سطح آب در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی با در نظر گرفتن مقدار زبری ۰/۰۲۸ نشان داده شده است.



شکل ۱- مقایسه دبی محاسبه شده مدل (منحنی قرمز) و اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) با n =۰/۰۲۸



شکل ۲- مقادیر سطح آب محاسبه شده مدل (منحنی قرمز) و اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) با n =۰/۰۲۸

برای محاسبه مقدار خطای مقایسه نتایج مدل، از معادلات آماری استفاده شده است که در جدول‌های ۳ و ۴ آورده شده است. این معادلات به ترتیب، جذر متوسط مجموع مربع خطاها (RMSE)، ضریب تبیین (R^2)، انحراف از خط ۴۵ درجه ($a_{average}$) و متوسط مطلق خطا (%Error) نام دارند. با دقت در جدول ۳ مشخص می‌شود که در زبری ۰/۰۲۸، هیدرودینامیک جریان کمترین میزان خطا را دارد. همچنین از آنجا که ضریب زبری تأثیری در معادله پیوستگی ندارد، لذا تغییرات دبی ناچیز خواهد بود. اما از آن جا که سطح آب در مدل از معادله مومنتم به دست می‌آید و ضریب زبری در معادله مومنتم تأثیر مستقیم دارد، لذا کوچک‌ترین تغییر در این ضریب، مقادیر به دست آمده برای اشل را به میزان زیادی تغییر خواهد داد.

در جدول ۴ مقادیر ضریب تبیین و درصد خطا و همچنین انحراف از خط ۴۵ درجه برای دبی و اشل از مقایسه سطح آب و دبی محاسبه شده و اندازه‌گیری شده دوره‌های واسنجی و صحت‌سنجی آورده شده است.

جدول ۳- مقادیر درصد خطا برای دبی و اشل به ازای ضریب‌های زبری مختلف

ضریب زبری	درصد خطا	
n مانینگ	دبی	اشل
n=۰/۰۲۴	۴/۲۰	۶/۰۱
n=۰/۰۲۵	۴/۳۶	۵/۵۶
n=۰/۰۲۶	۴/۴۸	۳/۹۱
n=۰/۰۲۸	۴/۵۲	۲/۵۹
n=۰/۰۳۰	۵/۲۱	۲/۶۴
n=۰/۰۳۲	۵/۴۸	۳/۷۹
n= (متغیر بین ۰/۰۲۷&۰/۰۲۹)	۶/۵۶	۴/۲۱

جدول ۴- مقادیر درصد خطا و همبستگی دبی- اشل به ازای زبری ۰/۰۲۸

مدل هیدرودینامیکی	مرحله	R^2	%Error	RMSE	$a_{average}$
سطح آب	واسنجی	۰/۹۲	۲/۵۹	۱/۱۰	۰/۹۹۸۵
	صحت‌سنجی	۰/۸۲	۵/۳۶	۲/۶۰	۱/۰۰۱۹
دبی	واسنجی	۰/۹۸	۴/۵۲	۰/۰۱۴	۱/۰۰۳۳
	صحت‌سنجی	۰/۹۶	۴/۳۶	۰/۰۳	۱/۰۰۱۷

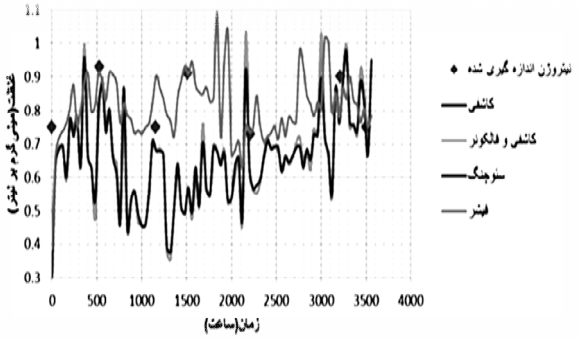
Archive of SID

www.SID.ir

همچنین برای مقایسه نتایج زبری از معادلات تجربی هم استفاده شده است که در جدول ۵ آورده شده است. جدول ۵ نشان می‌دهد که معادله ارتش آمریکا در رودخانه کرخه مقدار ۰/۰۲۸ را برای ضریب زبری محاسبه می‌کند. در کلیه معادلات جدول ۵، n ضریب زبری مانینگ است. D_{50} و D_{90} که از نمونه‌برداری و دانه‌بندی مواد بستر رودخانه کرخه به دست آمده‌اند، به ترتیب اندازه ذراتی هستند که ۵۰ درصد و ۹۰ درصد ذرات از آن‌ها کوچکترند و بر حسب متر در معادلات قرار می‌گیرند. پارامترهای کیفی که با توجه به اطلاعات موجود در رودخانه کرخه مورد بررسی و شبیه‌سازی قرار گرفته‌اند، عبارتند از: شوری، (BOD)، نیتروژن آمونیاکی، اکسیژن محلول و فسفر که در پژوهش حاضر مدل‌سازی اکسیژن محلول و نیتروژن ارایه می‌شود و از نتایج مدل‌سازی سایر پارامترها صرفاً برای مدل‌سازی ۲ پارامتر مذکور استفاده می‌شود. برای محاسبه ضریب پخشیدگی (D_L) از معادلات فیشر و همکاران، سئوچنگ، کاشفی‌پور و کاشفی‌پور و فالکونر در مدل استفاده شده است. اولین پارامتری که در این پژوهش مورد بررسی قرار گرفته است، پارامتر NH3 است و ضریب ثابتی که مقدار آن باید مشخص شود، ضریب زوال نیتروژن آمونیاکی (β_1) است. بهترین مقدار این ضریب با استفاده از واسنجی مدل برابر ۰/۱۰ به دست آمده است. با توجه به شکل ۳ معادله فیشر در این پارامتر مطابقت بهتری نسبت به سایر معادلات در محاسبه ضریب پخشیدگی دارد. نکته‌ای که باید به آن اشاره نمود این است که ضرایب مؤثر نیتروژن آمونیاکی عبارتند از β_3 و β_1 که β_3 ضریب زوال نیتروژن آلی است. لذا برای شبیه‌سازی نیتروژن آمونیاکی باید ضریب‌های نیتروژن آلی محاسبه و در محاسبه نیتروژن آمونیاکی اعمال شود. با توجه به این‌که این مقدار در ایستگاه عبدالخان اندازه‌گیری نمی‌شود، پارامتر β_3 در بخش نیتروژن آمونیاکی واسنجی و صحت‌سنجی شده است و مقدار آن ۰/۱۰ به دست آمده است.

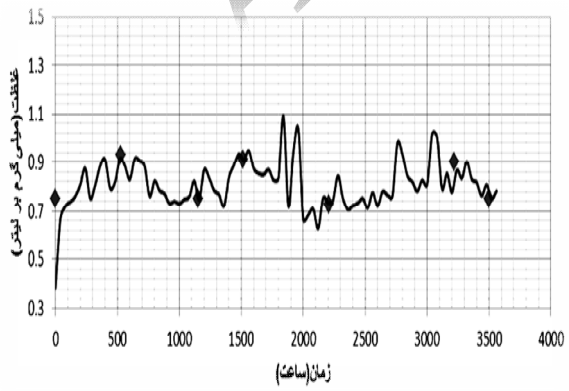
جدول ۵- ضریب زبری مانینگ با استفاده از معادلات تجربی (به نقل از باغبان‌پور، ۱۳۸۹)

پژوهشگر	معادله	n
استریکلر	$n=\left(D_{50}^{1/6}\right)/21.1$	۰/۰۱۱
میر- پیتر و مولر	$n=\left(D_{90}^{1/6}\right)/26$	۰/۰۲۳
اندرسون و همکاران	$n=0.0482\ D_{50}^{1/6}$	۰/۰۱۲
مهندسی ارتش آمریکا	$n=0.046D_{90}^{1/6}$	۰/۰۲۸



شکل ۳- مقایسه نتایج مدل NH_3 با مقادیر اندازه‌گیری شده با ضرایب پخشیدگی مختلف

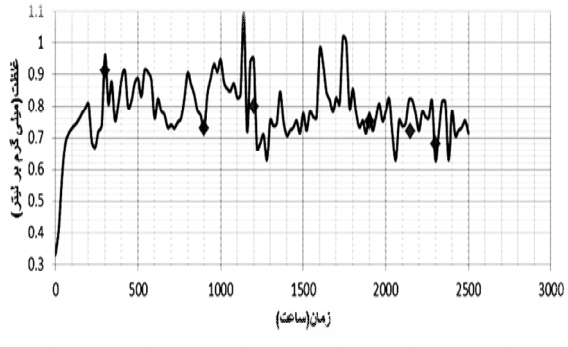
در شکل‌های ۴ و ۵ همبستگی بین نتایج واسنجی و صحت‌سنجی مدل NH_3^- و مقادیر اندازه‌گیری شده با استفاده از معادله فیشر در ایستگاه عبدالخان بررسی شده است.



شکل ۴- مقایسه غلظت NH_3 اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله واسنجی

Archive of SID

www.SID.ir



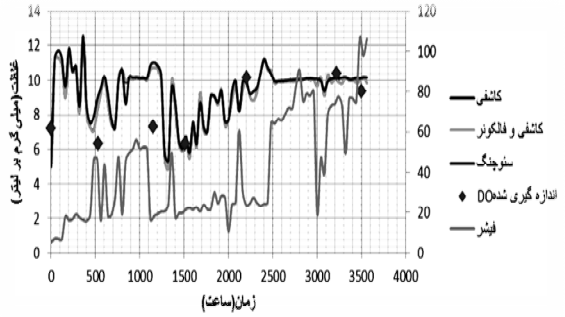
شکل ۵- مقایسه غلظت NH_3 اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله صحت‌سنجی

همچنین مقادیر خطای اندازه‌گیری شده در جدول ۶ آورده شده است. نتایج نشان می‌دهد که مدل بسط داده شده به خوبی این پارامتر را مدل‌سازی می‌کند.

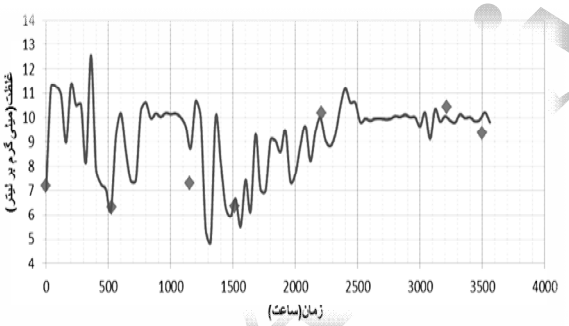
جدول ۶- محاسبه مقادیر خطا و همبستگی مدل در شبیه‌سازی NH3

دوره	R^2	a	%E	RMSE
واسنجی	۰/۹۶	۱/۰۰۳	۱/۵۳	۰/۰۲۱
صحت‌سنجی	۰/۷۶	۱/۰۵	۸/۴	۱/۰۱

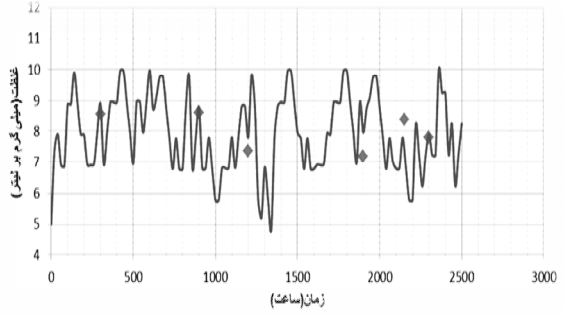
با توجه به جدول ۱ و معادلات موجود، برای تعیین ضرایب مؤثر اکسیژن محلول (DO) ابتدا باید BOD، نیتروژن آمونیاکی و شوری مدل شوند. در نتیجه، اکسیژن محلول باید بعد از پارامترهای مذکور مدل‌سازی شود تا ضریب‌های هر کدام معلوم و در مدل به صورت یک ضریب ثابت اعمال شوند. شوری به عنوان تنها آلاینده پایدار و یا به عبارت دیگر بدون منبع کاهش دهنده و افزایش دهنده آلودگی می‌باشد. بنابراین در واسنجی و صحت‌سنجی مدل شوری تنها معادله مناسب برای محاسبه ضریب پخشیدگی باید مشخص شود و ضرایب ثابت در این مدل وجود ندارد. در مورد اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) نیز ضرایبی که باید مقادیر آن‌ها مشخص شود عبارتند از: ضریب زوال BOD (K_1) و ضریب ته‌نشینی BOD (K_3)، که در ایستگاه عبدالخان، مقادیر ضرایب ثابت K_1 و K_3 در مدل FASTER به ترتیب ۰/۲۵ و ۰/۲۰- به دست آمده است. ضرایبی که در این بخش باید واسنجی شوند عبارتند از: ضریب اکسیژن‌خواهی رسوب (K_4) و ضریب مصرف اکسیژن (α_5). با توجه به شکل ۶ واضح است که معادله کاشفی و فالکونر مقادیر نزدیک‌تری به مقادیر اندازه‌گیری شده اکسیژن محلول در ایستگاه عبدالخان می‌دهد. ضریب پخش فیشر مقادیر دست بالا و غیر قابل قبول می‌دهد و ضرایب پخش کاشفی، کاشفی- فالکونر و سئوچنگ به همدیگر بسیار نزدیک‌اند. همچنین مقدار ضرایب K_4 و α_5 به ترتیب ۲ و ۴ به دست آمدند. شکل‌های ۷ و ۸ نتایج واسنجی و صحت‌سنجی اکسیژن محلول را در ایستگاه عبدالخان با استفاده از معادله کاشفی- فالکونر نشان می‌دهند. همچنین از آنجا که در پژوهش حاضر از مدل یک بعدی استفاده شده است، مقادیر اندازه‌گیری شده و محاسبه شده پارامترها در هر مقطع، مقدار متوسط پارامترها در آن مقطع می‌باشند.



شکل ۶- مقایسه اجرای مدل DO با تغییر معادلات ضریب پخشیدگی با مقادیر اندازه‌گیری شده



شکل ۷- مقایسه غلظت DO اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله واسنجی



شکل ۸- مقایسه غلظت DO اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله صحت سنجی

Archive of SID

www.SID.ir

مقادیر خطای اندازه‌گیری شده اکسیژن محلول در جدول ۷ آورده شده است.

جدول ۷- محاسبه مقادیر خطا و همبستگی مدل در شبیه‌سازی اکسیژن محلول

دوره	R^2	a	%E	RMSE
واسنجی	۰/۹۶	۱/۰۳۱	۲/۰۳	۰/۶۳
صحت‌سنجی	۰/۸۸	۱/۰۲۸	۶/۱	۰/۴۶

برای تشخیص شرایط کیفی رودخانه کرخه، غلظت‌های پیشنهادی متغیرهای کیفی مختلف آب رودخانه در چهار گروه مختلف در جدول ۸ آورده شده است. با توجه به موقعیت کرخه در استان خوزستان و نوع مصارف و برداشت‌های موجود، مهم‌ترین کاربردهای آب رودخانه کرخه شامل مصارف کشاورزی، صنعتی و شرب بوده و کاربردهای پرورش ماهی و تفریحی در مراتب بعدی قرار می‌گیرند.

در این دسته‌بندی، گروه ۱ (1A و 1B) نشانگر کیفیت مناسب آبی است که برای کلیه کاربردهای عمومی مناسب است و گروه چهار بدترین کیفیت آب را نشان می‌دهد که برای اغلب کاربردها نامناسب است. روند تغییرات پارامترهای کیفی مورد بررسی رودخانه در ایستگاه عبدالخان برای دوره‌های صحت‌سنجی و واسنجی نشان داد که اکسیژن محلول در گروه 1A (مناسب برای انواع مصارف) و نیتروژن در گروه ۲ (محدودیت کم برای مصرف) قرار می‌گیرند.

جدول ۸- توصیه‌های موجود برای کیفیت آب رودخانه

متغیر کیفی	واحد سنجش	گروه‌های مختلف				
		4	3	2	1B	1A
شوری	gr/lit	>۱/۸	۱/۸-	۰/۷۰-	۰/۳۵-	<۰/۱۸
BOD	mg/lit	>۲۵	۲۵-	۱۰-۵	۵-۳	<۳
NH3	mg/lit	>۸	۸-۲	۲-۰/۵	۰/۵-	<۰/۱
DO	mg/lit	<۳	-	۵-۳	۷-۵	۷>
فسفر	mg/lit	-	>۰/۷	-	۰/۷۰-	<۰/۴

نتیجه‌گیری

۱- با توجه به نمودارهای حاصل و مقایسه نتایج مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده، مقدار ۰/۰۲۸ برای ضریب زبری مانینگ در رودخانه کرخه مقدار مناسبی برای حل هیدرودینامیک جریان است. درصد خطای مرحله واسنجی برای دبی و سطح آب به ترتیب ۴/۵۲ و ۲/۵۹ درصد و خطای مرحله صحت‌سنجی مدل برای دبی و سطح آب به ترتیب ۴/۳۶ و۵/۳۶ درصد بوده است. همچنین از معادله ارتش آمریکا در رودخانه کرخه جهت تخمین ضریب زبری می‌توان استفاده کرد.

۲- با مقایسه نتایج حاصل از خروجی نرم‌افزار با نتایج واقعی، معادله فیشر جهت تخمین نیتروژن آمونیاکی و معادله کاشفی‌پور و فالکونر برای تخمین اکسیژن محلول در رودخانه کرخه مناسب هستند.

۳- با در نظر گرفتن نتایج به دست آمده از مراحل صحت‌سنجی و واسنجی و مقایسه آن با مقادیر اندازه‌گیری شده رودخانه کرخه، ضرایب $\beta_1=\beta_3=$۰/۱۰ برای پیش‌بینی سرعت رشد و زوال نیتروژن آمونیاکی و ضرایب $K_4=$۲ و $\alpha_5=$۴، برای تخمین اکسیژن محلول مناسب هستند.

۴- با توجه به مطالعات محدود در رودخانه کرخه، در این پژوهش از مدل یک بعدی FASTER برای تعیین هیدرودینامیک جریان و پارامترهای کیفی در رودخانه کرخه استفاده شد و نتایج حاصل از مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده در این رودخانه مقایسه شد. مقایسه نتایج حاکی از دقت بالای مدل FASTER در شبیه‌سازی و پیش‌بینی پارامترهای کیفی و آلودگی است.

منابع

۱. باغبان‌پور ش. ۱۳۸۹. مقایسه هیدروگراف و تراز سطح آب برای تخمین ضریب زبری و مقایسه با روابط تجربی موجود در رودخانه‌ها. نهمین کنفرانس هیدرولیک ایران. دانشگاه تربیت مدرس. ۵۳۵-۵۴۱.

۲. ظهیری ج. ۱۳۸۶. مدل‌سازی ریاضی یک بعدی انتقال رسوب در رودخانه کارون. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز. ۲۶-۳۲.

۳. توکلی‌زاده ا. ع. ۱۳۸۵. تأثیر ضریب پخشیدگی بر مدل‌سازی کیفی آب‌های سطحی. هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه. دانشگاه شهد چمران اهواز. ۱۳۵-۱۴۳.

۴. توکلی‌زاده ا.ع. ۱۳۸۲. بررسی کیفی سیستم‌های رودخانه‌ای به کمک مدل‌های کامپیوتری. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد. دانشکده علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز. ۸۸-۹۵.

۵. حسینی ز. ن. ۱۳۷۵. بررسی کیفیت و آلودگی منابع

Archive of SID

www.SID.ir

آب رودخانه‌های کارون و دز. چهارمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، اهواز. ۶۸-۷۶.

۶. کارآموز م. ۱۳۸۲. برنامه‌ریزی و مدیریت کیفی سیستم‌های منابع آب. انتشارات دانشگاه صنعتی امیر کبیر. (۱):۱۵-۲۵.

۷. موسوی جهرمی ح. و کرمی نژاد م. ر.۱۳۸۱. شبیه‌سازی اکسیژن محلول رودخانه کارون با استفاده از MIKE11. مجموعه مقالات ششمین سمینار مهندسی رودخانه، اهواز. ۱۳-۲۰.

8. Ayyoubzadeh S. A. Riahi-Madvar H. Khadangi E. and Ebadzadeh M. 2009. An expert system for predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by using ANFIS. Journal of Expert Systems with Applications. 36(5):8589-8596.

9. Falconer R. A. and Loo F. 1994. Mathematical modeling of water quality processes using higher order accurate scheme. Environment International. 21(2):111-122.

10. Kashefipour S. M. and Falconer R. A. 2002. Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. Water Research. 36(8):1596-1608.

11. Kashefipour S. M. 2001. Modeling Flow Water Quality and Sediment Transport Processes in Riverine Basins. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. Cardiff University. UK. 35(5)1321-1330.

12. Suh S. W. and Kim J. H. 2008. Water quality simulation on an artificial estuarine lake Shiwhaho.Korea. Marine Systems. 45: 143-158.

13. Seo I. W. and Cheong T. S. 1998. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. Hydraulic Engineering. ASCE. 124(1):25-32.

14. Scott J. A. and Abumoghli I. 1995. Modeling nitrification in the river Zarka of Jordan. Water Research. 29(4):1121-1127.

15. Tufford D. L. and McKellar H. N. 1999. Spatial and temporal hydrodynamic water quality modeling. Analysis of a large reservoir on the South Carolina (USA) Coastal Plain .Ecological Modeling. 114(2):137-173.

16. Yang M. D. and Sykes R. M. 2005. Estimation of algal biological parameters using water quality modeling. Ecological Modeling. 125(1):1-13.

Archive of SID

www.SID.ir