

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

مهدی ناصری ملکی^{۱*} و سید محمود کاشفی پور^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 $0/028$ انتخاب شد. از ۴ معادله کاشفی، کاشفی-فالكونر، 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 کاشفی پور و فالكونر 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 کاشفی پور 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.

1- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.

2- استاد گروه سازه‌های هیدرولیکی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.

* نویسنده مسئول: mahdikral123@gmail.com

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۰۹/۰۸

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۰۹/۱۳

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. فالكونر 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 مک کلر (۲۰۰۰) با مدل WASP5^۱ 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 تاجیان 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 شیوهاو 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. موسوی جهرمی 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 آبریان مضر خواهد بود. توکل‌زاده (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 و نانت به صورت عددی حل شده‌اند. برای حل عددی معادلات سنت و نانت که شامل دو معادله پیوستگی و مومنوم است، از الگوی کرانک-نیکلسون استفاده شده است. فرم این

1- Water quality Analysis Simulation Program (WASP)

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^۲ 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.

معادلات در مدل FASTER به صورت زیر است:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + T \frac{\partial y}{\partial t} = q_L \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + b \frac{\partial \left[\frac{Q^2}{A} \right]}{\partial x} = - \frac{t_b p}{123} - gA \frac{\partial y}{\partial x} \quad (2)$$

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^۱ (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.

$$\frac{\partial}{\partial t} (SA) + \frac{\partial}{\partial x} (SQ) - \frac{\partial}{\partial x} \left[AD_L \frac{\partial S}{\partial x} \right] = S_T + \frac{Q_L S_L}{A} \quad (3)$$

جدول ۱- معادلات موجود در منابع برای S_T

رابطه پیشنهادی S_T	پارامتر کیفی
$S_T = -K_5 AS$	کلیفرم
$S_T = -b_3 N_4 A - s_4 N_4 A$	نیتروژن آلی
$S_T = b_3 N_4 A - b_1 N_1 A$	نیتروژن آمونیاکی
$S_T = b_4 P_1 A - s_5 P_1 A$	فسفر آلی
$S_T = b_4 P_1 A - s_6 P_2 A$	فسفر محلول
$S_T = -K_1 SA - K_3 SA$	اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD)
$S_T = -K_2 (O_2^* - O_2) A - K_1 SA - K_4 - a_5 b_1 N_1 A$	اکسیژن محلول

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 ($O_2/m^2/day$)؛ a_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^۳، تابعی از خاصیت پخش مولکولی و شرایط

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)؛ b_3 نرخ ثابت هیدرولیز نیتروژن آلی به نیتروژن (day^{-1})؛ s_4 ضریب نرخ ته‌نشینی نیتروژن آلی (day^{-1})؛ N_1 غلظت نیتروژن آمونیاکی (mg/l)؛ b_1 ثابت نرخ اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی؛ P_1 غلظت فسفر آلی (mg/l)؛ b_4 نرخ زوال فسفر آلی؛ s_5 نرخ رسوب فسفر آلی؛ P_2 غلظت فسفر غیرآلی یا فسفر محلول (mg/l)؛ s_6 نرخ زوال فسفر محلول؛ K_1 ضریب اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی؛ K_3 نرخ

2- Subroutine

3- Longitudinal Dispersion Coefficient

1- Advection Dispersion Equation (ADE)

هیدرولیکی است. برای محاسبه D_L معادلات تجربی و تئوری زیادی ارائه شده است. معادلات که در این پژوهش

استفاده شده، به اختصار در جدول ۲ آمده‌اند.

جدول 2- معادلات ارائه شده برای تخمین ضریب پخشیدگی طولی

معادله D_L	منبع
$D_L = \left[\frac{0.4041}{k^3} + \frac{k}{6} \right] HU_*$ or $D_L = 5.93HU_*$	الدر (۱۹۵۹)
$D_L = 0.011 \frac{u^2 W^2}{HU_*}$	فیشر و همکاران (۱۹۷۹)
$\frac{D_L}{HU_*} = 5.915 \left[\frac{W}{H} \right]^{0.62} \left[\frac{U}{U_*} \right]^{1.428}$	سئو و چنگ (۱۹۹۸)
$D_L = 10.612 HU \left(\frac{U}{U_*} \right)$ if $W/H \geq 50$	کاشفی پور و فالکونر (۲۰۰۲ و ۲۰۰۰)
$D_L = \left[7.428 + 1.775 \left[\frac{W}{H} \right]^{0.62} \left[\frac{U}{U_*} \right]^{0.572} \right] HU \left[\frac{U}{U_*} \right]$ if $W/H < 50$	کاشفی پور و فالکونر (۲۰۰۲ و ۲۰۰۰)
$D_L = 3.263 \left[\frac{W}{H} \right]^{0.6} HU_*$	کاشفی پور (2001) برای فلوم آزمایشگاهی

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^۲ 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 از تاریخ 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.

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.

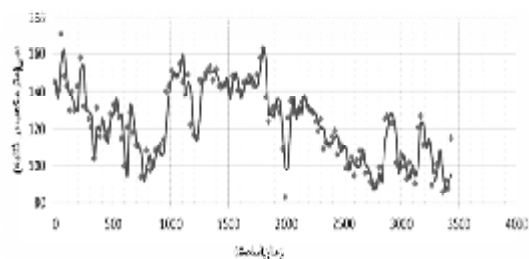
نتایج و بحث

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.

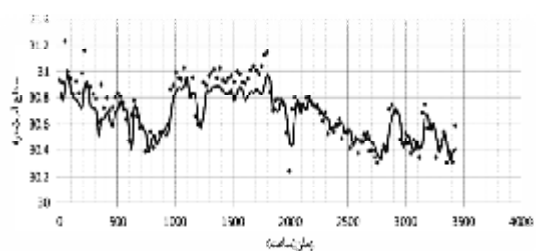
برای محاسبه مقدار خطای مقایسه نتایج مدل، از معادلات آماری استفاده شده است که در جدول‌های ۳ و ۴ آورده شده است. این معادلات به ترتیب، جذر متوسط مجموع مربع خطاها (RMSE)، ضریب تبیین (R^2)، انحراف از خط ۴۵ درجه ($a_{average}$) و متوسط مطلق خطا (%Error) نام دارند. با دقت در جدول ۳ مشخص می‌شود که در زبری ۰/۰۲۸، 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 3- مقادیر درصد خطا برای دبی و اشل به ازای ضریب‌های زبری مختلف

ضریب زبری	درصد خطا	دبی	اشل
$n=0/024$	۴/۲۰	۶/۰۱	
$n=0/025$	۴/۳۶	۵/۵۶	
$n=0/026$	۴/۴۸	۳/۹۱	
$n=0/028$	۴/۵۲	۲/۵۹	
$n=0/030$	۵/۲۱	۲/۶۴	
$n=0/032$	۵/۴۸	۳/۷۹	
(متغیر بین ۰/۰۲۷ و ۰/۰۲۹)	۶/۵۶	۴/۲۱	



شکل 1- مقایسه دبی محاسبه شده مدل (منحنی قرمز) و اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) با $n=0/028$



شکل 2- مقادیر سطح آب محاسبه شده مدل (منحنی قرمز) و اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) با $n=0/028$

جدول 4- مقادیر درصد خطا و همبستگی دبی-اشل به ازای زبری 0/028

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

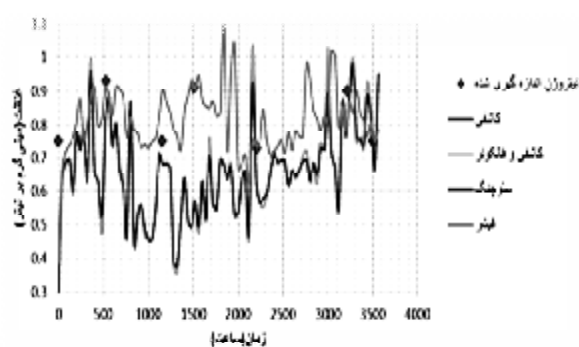
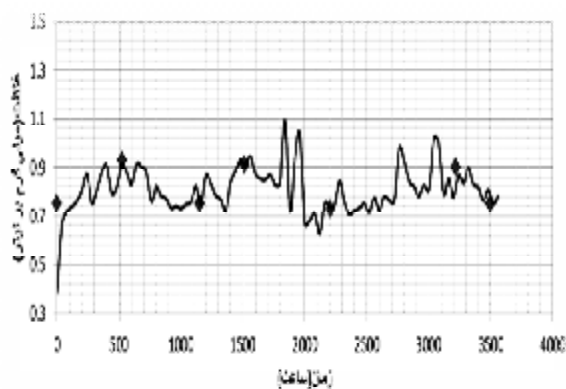
مدل استفاده شده است. اولین پارامتری که در این پژوهش مورد بررسی قرار گرفته است، پارامتر NH_3 است و ضریب ثابتی که مقدار آن باید مشخص شود، ضریب زوال نیتروژن آمونیاکی (b_1) است. بهترین مقدار این ضریب با استفاده از واسنجی مدل برابر 0.10 به دست آمده است. با توجه به شکل ۳ معادله فیشر در این پارامتر مطابقت بهتری 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 b_3 و b_1 که b_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 این که این مقدار در ایستگاه عبدالخان اندازه‌گیری نمی‌شود، پارامتر b_3 در بخش نیتروژن آمونیاکی واسنجی و صحت‌سنجی شده است و مقدار آن 0.10 به دست آمده است.

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 0.28 را برای ضریب زبری محاسبه می‌کند. در کلیه معادلات جدول ۵، n ضریب زبری مانینگ است. D_{90} و D_{50} که از نمونه‌برداری و دانه‌بندی مواد بستر رودخانه کرخه به دست آمده‌اند، به ترتیب اندازه ذراتی هستند که 50 درصد و 90 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 آرایه 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 فالكونر در

جدول 5- ضریب زبری مانینگ با استفاده از معادلات تجربی (به نقل از باغبان‌پور، 1389)

پژوهشگر	معادله	n
استریکلر	$n = (D_{50}^{1/6}) / 21.1$	0.11
میر- پیتر و مولر	$n = (D_{90}^{1/6}) / 26$	0.23
اندرسون و همکاران	$n = 0.0482 D_{50}^{1/6}$	0.12
مهندسی ارتش آمریکا	$n = 0.046 D_{90}^{1/6}$	0.28

استفاده از معادله فیشر در ایستگاه عبدالخان بررسی شده است.

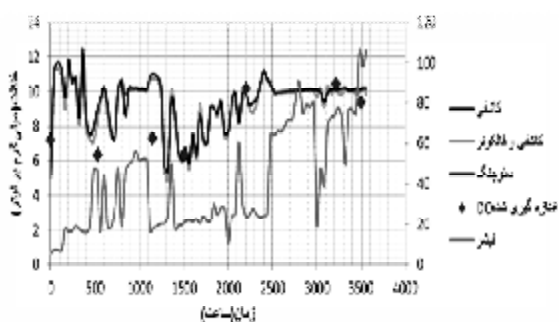


شکل 3- مقایسه نتایج مدل NH_3 با مقادیر اندازه‌گیری شده با ضرایب پخشیدگی مختلف

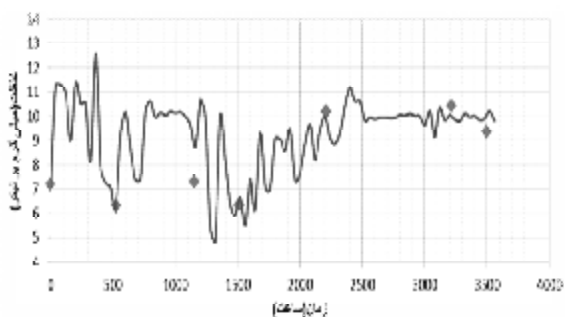
شکل 4- مقایسه غلظت NH_3 اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله واسنجی

در شکل‌های ۴ و ۵ همبستگی بین نتایج واسنجی و صحت‌سنجی مدل NH_3^- و مقادیر اندازه‌گیری شده با

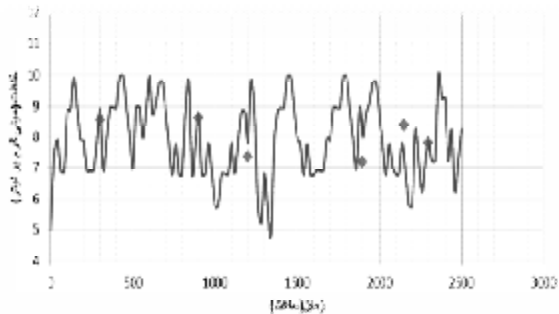
عبدالخان می‌دهد. ضریب پخش فیشر مقادیر دست بالا و غیر قابل قبول می‌دهد و ضرایب پخش کاشفی، کاشفی- فالكونر و سنوچنگ به همدیگر بسیار نزدیک‌اند. همچنین مقدار ضرایب K_4 و a_5 به ترتیب ۲ و ۴ به دست آمدند. شکل‌های ۷ و ۸ نتایج واسنجی و صحت‌سنجی اکسیژن محلول را در ایستگاه عبدالخان با استفاده از معادله کاشفی- فالكونر 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.



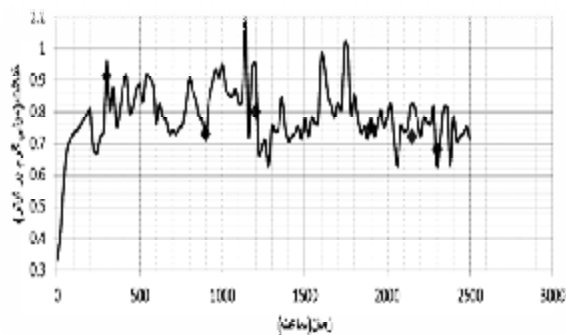
شکل 6- مقایسه اجرای مدل DO با تغییر معادلات ضریب پخشیدگی با مقادیر اندازه‌گیری شده



شکل 7- مقایسه غلظت DO اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله واسنجی



شکل 8- مقایسه غلظت DO اندازه‌گیری شده (نقاط آبی) و پیش‌بینی شده (منحنی قرمز) در مرحله صحت‌سنجی



شکل 5- 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 6- محاسبه مقادیر خطا و همبستگی مدل در

شبیه‌سازی NH_3				
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 ضرایب‌های 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_3 و K_1 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 (a_5). با توجه به شکل ۶ واضح است که معادله کاشفی و فالكونر مقادیر نزدیک‌تری به مقادیر اندازه‌گیری شده اکسیژن محلول در ایستگاه

ترتیب ۴/۳۶ و ۵/۳۶ 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 $b_1 = b_3 = 0/10$ برای پیش‌بینی سرعت رشد و زوال نیتروژن آمونیاکی و ضرایب $K_4 = 2$ و $a_5 = 4$ ، 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 بین‌المللی مهندسی رودخانه. دانشگاه شهید چمران اهواز. ۱۳۵-۱۴۳.
۴. توکلی‌زاده ا. ع. ۱۳۸۲. بررسی کیفی سیستم‌های رودخانه‌ای به کمک مدل‌های کامپیوتری. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز. ۸۸-۹۵.
۵. حسینی ز. ن. ۱۳۷۵. بررسی کیفیت و آلودگی منابع

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 چهارم 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			
		1A	1B	2	3
شوری	gr/lit	<۰/۱۸	-۰/۳۵	-۰/۷۰	-۱/۸
BOD	mg/lit	<۳	۳-۵	۵-۱۰	-۲۵
NH3	mg/lit	<۰/۱	-۰/۵	۰/۵-۲	۲-۸
DO	mg/lit	>۷	۵-۷	۳-۵	-
فسفر	mg/lit	<۰/۴	-۰/۷۰	-	>۰/۷

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

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 Shihwaho. 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.
- 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.

