تأثیر عوامل محیطی در شبیه‌سازی عددی کلیفرم در سیستم‌های رودخانه‌ای

سیاوش محمدی[1] سید محمود کاشفی‌پور[2]

(دریافت ۹۱/۳/۲۲ پذیرش ۹۱/۱۰/۲۱)

چکیده

مدل‌سازی دینامیکی کلیفرم گوارشی، مسئله‌ای بسیار مهم برای مدیران محیط زیست است، به‌طوری‌که عاری بودن جریان از ارگانیسم، دلیلی بر پاک بودن آب از آلودگی‌های بیولوژیکی و مورد تأیید استانداردهای جهانی است. تخمین نرخ زوال کلیفرم گوارشی، بخش اصلی شبیه‌سازی باکتری‌های این کلیفرم است. در بسیاری از مدل‌های تجاری، کاربران برای شبیه‌سازی آلودگی فقط می‌توانند از ضریب ثابت نرخ زوال استفاده کنند، در حالی که مقدار ضریب زوال به عوامل محیطی همچون شوری، کدورت، دما و pH وابسته است. در این تحقیق رودخانه کارون (بازه ملاثانی- فارسیات) به‌عنوان مطالعه موردی انتخاب شد و از مدل هیدرودینامیکی و کیفی فاستر برای پیدا کردن رابطه‌ای بین ضریب زوال و پارامترهای زیست‌محیطی استفاده شد. یک دوره سه ساله (۸۷-۸۵) برای واسنجی مدل و تعیین روابط و همچنین یک دوره یک ساله (۸۹-۸۸) برای صحت‌سنجی مدل در نظر گرفته شد. مقایسه نتایج اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده کلیفرم گوارشی در مراحل واسنجی و صحت‌سنجی نشان داد که استفاده از ضریب زوال متغیر به‌عنوان تابعی از عوامل محیطی (کدورت و دما) می‌تواند میزان خطای مدل را در این مراحل به‌ترتیب ۲۳ و ۲۰ درصد در مقایسه با استفاده از ضریب زوال ثابت ((1/hr) ۰/۰۵) کاهش دهد.

واژه‌های کلیدی: رودخانه کارون، مدل‌سازی عددی، کلیفرم گوارشی، ضریب زوال متغیر

Effect of Environmental Factors on Numerical Simulation of Coliform in Riverine Basins

S. Mohammadi [1] *S. M. Kashefipour[2]*

(Received June 11, 2012 Accepted Jan 10, 2013)

Abstract

Dynamic modelling of fecal coliform is now very important to the environmental managers, since keeping the concentrations of those pathogens around the accepted and universal standard values is one of the essential principles for healthy biological environment. One of the main parts of modelling FC is an accurate estimation of mortality rate. In many commercial numerical models, the users are only able to define a constant value for this coefficient for the whole simulation time. But the mortality rate or decay coefficient is highly dependent on the environmental conditions, such as temperature, turbidity, pH, EC, and etc. In this research Karoon River (Mollasani-Farsiat reach) is selected as a case study and the hydrodynamic and water quality numerical FASTER model was used to find the best relationship between the decay coefficient and environmental parameters. A 3 year period (2006-2009) was used for model calibration and developing of those relationships, and a 1 year

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه سازه‌های آبی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران، اهواز (نویسنده مسئول) ۷۷۲۰۹۳۴۷ (۰۲۱)
Siavash.mohammadi86@gmail.com
۲- استاد، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشکده شهید چمران، اهواز

1. M.Sc. Student of Hydraulic Structures, Dept. of Water Sciences Eng., Shahid Chamran University, Ahwaz (Corresponding Author) (+98 21) 77209347 Siavash.mohammadi86@gmail.com
2. Prof., Dept. of Water Sciences Eng., Shahid Chamran University, Ahwaz

period (2009-2010) was used for model verification. Comparison of the measured and predicted FC values for the both calibration and verification periods showed that, using the dynamic variable decay coefficient as a function of environmental parameters (turbidity and temperature) was able to improve the model accuracy more than 23% and 20% in error estimation of FC concentration values in comparison with the corresponding results obtained for a constant decay coefficient (0.05 (1/hr)).

Keywords: Karoon River, Numerical Modelling, Fecal Coliform, Dynamic Mortality Coefficient.

۱- مقدمه

یکی از پارامترهای کیفیت آب، باکتری‌های کلیفرم است که در گروه آلودگی‌های بیولوژیکی قرار می‌گیرد. کلیفرم انواع مختلفی دارد که می‌توان به گونه‌های مهم آن از جمله کلیفرم گوارشی[1] و کلیفرم کلی[2] اشاره کرد. کلیفرم گوارشی بیشتر درون روده جانوران خونگرم وجود دارد و از باکتری‌های شاخص برای تعیین آلودگی آب به فاضلابهای انسانی است [۱]. وجود و یا عدم وجود FC مبنایی برای تشخیص پاک بودن آب از آلودگی‌های بیولوژیکی است، به‌طوری که نبودن این باکتری در آب دلیلی برای عاری بودن آب از آلودگی‌های بیولوژیکی است [۲]. واحد اندازه‌گیری کلیفرم مدفوعی CFU/100ml است. در مدل‌سازی عددی کلیفرم‌ها و به‌طور مشخص FC، تعیین نرخ زوال برای پیش‌بینی مکانی و زمانی کلیفرم بسیار مهم و تعیین کننده است. نرخ زوال کلیفرم‌ها با ضریب ثابت K نشان داده می‌شود که واحد آن یک بر روز یا یک بر ساعت است [۳].

کلیفرم‌ها دارای طول عمر مشخصی هستند، به‌طوری که بقا و یا نابودی آنها شدیداً وابسته به شرایط محیطی است. بیتون نشان داد که دما مهم‌ترین عامل منفرد مؤثر بر نرخ نابودی کلیفرم به‌خصوص در آبهای شیرین و در تاریکی است [۴]. ساریکایا و ساتکی و همچنین مایو و گندوی به‌منظور شبیه‌سازی FC تلاش کردند رابطه‌ای بین شدت تابش خورشید، عمق متوسط و نرخ زوال برقرار کنند [۵ و۶]. کرتیس و همکاران در یک تحقیق آزمایشگاهی تلاش کردند تأثیر هم‌زمان pH و شدت تابش نور خورشید و اکسیژن محلول را بر روی مرگ و میر کلیفرم‌ها ببینند. ایشان اعتقاد دارند در شرایطی که غلظت اکسیژن محلول و pH بالا باشد، اثر نور خورشید زیاد شده و در نتیجه سرعت نابودی کلیفرم‌ها افزایش می‌یابد [۷]. مایو با بررسی یک لاگون[3] واقع در دانشگاهی در مرکز تجاری تانزانیا نشان داد عمق متوسط و شدت تابش بر روی ضریب زوال مؤثر هستند. به‌طوری که با افزایش عمق، نرخ زوال کاهش و با افزایش شدت تابش، نرخ زوال افزایش می‌یابد. وی همچنین دریافت پارامترهای pH و DO تأثیر چندانی روی نرخ زوال ندارند [۸]. بارسینا و همکاران برای مدل‌سازی FC در مصب بیلبائو (واقع در شمال اسپانیا)، به بررسی تأثیر فاضلابهای ورودی به این ناحیه و عوامل جوّی بر روی FC پرداختند. آنها دریافتند تحت شرایط آب و هوایی خشک و ورود فاضلابهای جانبی که کمترین میزان آلودگی را دارند، میزان FC در سواحل در حد استاندارد است. اما در آب و هوای مرطوب و بارانی در اثر وقوع طوفان‌های سیل آسا میزان FC به بالاتر از حد مجاز می‌رسد [۹]. فالکونر و لین به بیان یک سری اطلاعات عمومی در مورد مدل‌های عددی برای شبیه‌سازی جریان، کیفیت آب، انتقال رسوب و فلزات سنگین پرداختند، به‌طوری که تمرکز اصلی این مدل‌ها بر روی شبیه‌سازی فرایند زوال کلیفرم در مصب رودخانه کاردیف (انگلستان) و پخش فلزات سنگین در مصب رودخانه مارسی (انگلستان) بود. نتایج نشان داد در هر دو مطالعه مطابقت خوبی بین داده‌های شبیه‌سازی شده و مشاهداتی برقرار شده است [۱۰]. کاشفی‌پور و همکاران به‌منظور بررسی کیفیت آب در مصب رودخانه ایروین (واقع در کشور انگلستان) و تأثیر فاضلابهای جانبی ورودی به این ناحیه، ارگانیسم‌های شاخص TC و FC را مبنای مدل‌سازی عددی خود قرار دادند و برای پیش‌بینی TC و FC سه روش را برای پیدا کردن ضریب زوال در نظر گرفتند که عبارت بود از: ۱- ضریب زوال ثابت ۲- ضریب زوال ثابت جداگانه برای شب و روز ۳- ضریب زوال متغیر با زمان به‌عنوان معادله‌ای از تابش خورشید. پس از مدل‌سازیTC و FC، تطابق خوبی بین داده‌های شبیه‌سازی شده TC و FC در حالتی که ضریب زوال جداگانه‌ای برای روز و شب اختیار شده بود با داده‌های مشاهداتی به‌دست آمد. همچنین داده‌های شبیه‌سازی شده TCو FC در حالتی که ضریب زوال متغیر با زمان انتخاب شده بود نیز، با داده‌های مشاهداتی تطابق خوبی را نشان دادند [۱۱]. ماناش و همکاران با استفاده از مفهوم واسنجی و صحت‌سنجی مدل عددی[4]، میزان FC موجود در شبکه آبراه شهری شیکاگو را شبیه‌سازی کردند. ایشان برای واسنجی و صحت‌سنجی مدل عددی، ۴ منطقه شیکاگو را در نظر گرفتند. در نهایت نتایج واسنجی و صحت‌سنجی مدل برای داده‌های در دسترس نشان داد که مدل قادر است به‌خوبی داده‌های اندازه‌گیری شده را پیش‌بینی کند [۱۲].

[1] Fecal Coliform (FC)
[2] Total Coliform (TC)
[3] Pond
[4] DUFLOW

جگوپیلا و همکاران مدل چندگانه سری زمانی را برای تخمین FC در رودخانه پاسیک (آمریکا) ارائه کردند. این مدل غیر خطی که MPR[1] نام داشت، برای برقراری رابطه بین FC و پارامترهای دما، دبی، درصد رطوبت و FC بالادست رودخانه پاسیک (ایستگاه توتاوا) استفاده شد. نتایج مقادیر اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده نشان داد مدل از دقت بالایی برخوردار است [۱۳].

با توجه به اهمیت نقش ارگانیسم‌های شاخص در بررسی کیفیت آب شرب و پرهزینه و وقت‌گیر بودن اندازه‌گیری آنها، شبیه‌سازی ارگانیسم‌های شاخص از جایگاه ویژه‌ای برای مهندسان محیط زیست برخوردار است. مسئله‌ای که شبیه‌سازی ارگانیسم‌های شاخصی همچون FC را پیچیده می‌کند، تعیین مقدار مناسب و بهینه نرخ زوال یا ضریب K است. کلیفرم‌ها دارای طول عمر مشخصی هستند، به‌طوری که بقا و یا نابودی آنها شدیداً وابسته به شرایط محیطی است [۱۴]. با توجه به این امر، تعیین ضریب K با توجه به تغییر عوامل محیطی همچون دما، شوری[2] و غیره به‌منظور پیش‌بینی مکانی و زمانی کلیفرم‌ها، بسیار مهم و تعیین کننده است. در این تحقیق با استفاده از روش واسنجی و صحت‌سنجی مدل عددی، روابطی برای تعیین ضریب زوال K که تابعی از عوامل محیطی مانند شوری، دما و کدورت[3] است، ارائه و با هم مقایسه شد.

۲- مواد و روش‌ها

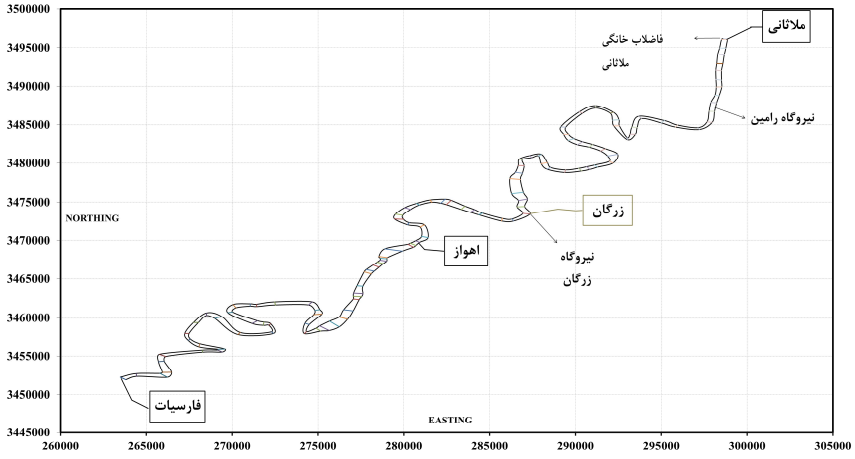
۲-۱- منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه بازه ملاثانی-فارسیات واقع در رودخانه کارون و شامل ایستگاههای هیدرومتری ملاثانی، زرگان، اهواز و فارسیات بود. طول محدوده مورد مطالعه که یکی از بازه‌های مهم کارون است، حدود ۱۱۰ کیلومتر است. در مدل، ایستگاه ملاثانی (مقطع شماره ۱۱۳) به‌عنوان شرایط مرزی بالادست، ایستگاه فارسیات (مقطع شماره ۱) برای شرایط مرزی پایین‌دست و ایستگاه اهواز (مقطع شماره ۴۹) به‌عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی مدل در بخش هیدرودینامیک در نظر گرفته شدند. همچنین ایستگاه ملاثانی به‌عنوان شرایط مرزی بالادست و ایستگاه زرگان (مقطع شماره ۶۶) به‌عنوان ایستگاه شاخص برای واسنجی و صحت‌سنجی بخش انتقال آلودگی مدل در نظر گرفته شد. شکل ۱ موقعیت ایستگاهها را در رودخانه کارون نشان می‌دهد.

۲-۲- مدل عددی فاستر[4]

در این تحقیق برای شبیه‌سازی جریان و آلودگی آب از مدل فاستر استفاده شد [۱۵]. این مدل در ابتدا توسط کاشفی‌پور به‌منظور شبیه‌سازی جریان و انتقال املاح در رودخانه و مصب رودخانه بسط داده شد. با این وجود یک بررسی اجمالی نشان می‌دهد این مدل قادر به شبیه‌سازی برخی پارامترهای کیفیت آب مانند کلیفرم‌ها در شرایط غیر دائمی و زیر بحرانی نیز است. از این مدل می‌توان برای شرایطی که رودخانه تحت تأثیر جزر و مد باشد، استفاده کرد. مدل‌سازی پارامترهای مختلف کیفی و هیدرودینامیکی به‌صورت یک بعدی، نداشتن محیط گرافیکی و

[1] Multivariate Polynomial Regression
[2] Electrical Conductivity (EC)
[3] Turbidity (TU)
[4] Flow And Solute Transport model for Estuaries and Rivers (FASTER)



شکل ۱- موقعیت مکانی منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های هیدرومتری

برنامه نویسی با استفاده از زبان فرترن[1]، از جمله محدودیتهای مدل فاستر است.

در این مدل به‌منظور شبیه‌سازی شرایط هیدرودینامیکی جریان از معادلات سنت ونانت[2] استفاده شد. این معادلات شامل معادلات پیوستگی و مومنتم (روابط ۱ و ۲) هستند و به‌صورت زیر نوشته می‌شوند [۱۶]

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

(۲)

$$\frac{\partial Q}{\partial t}+\frac{2\beta Q q_L}{A}-\frac{2\beta QT}{A}\frac{\partial Z}{\partial t}-\frac{\beta Q^2}{A^2}\frac{\partial A}{\partial x}=-gA\frac{\partial Z}{\partial x}-g\frac{Q|Q|}{RAC^2}$$

که در این روابط

Q دبی جریان، A سطح مقطع، q_L دبی ورودی یا خروجی جانبی در واحد طول، β ضریب تصحیح مومنتم، T عرض بالای جریان، Z ارتفاع سطح آب، g شتاب ثقل، R شعاع هیدرولیکی، C ضریب شزی، t زمان و x فاصله طولی در جهت جریان است.

برای حل عددی معادلات پیوستگی و مومنتم از الگوی کرانک- نیکولسون به‌همراه روش یک در میان[3] با اندازه شبکه متغیر استفاده شده است [۱۷]. روش عددی مورد استفاده یک روش ضمنی[4] بوده که همواره پایدار است. البته برای بالا بردن دقت در تخمین مقادیر، پیشنهاد می‌شود عدد کورانت[5] کوچک‌تر از پنج نگه داشته شود.

در این مدل برای شبیه‌سازی پارامتر کیفی کلیفرم از معادله انتقال و پخش[6] آلودگی استفاده شد. با استفاده از قانون فیک[7]، معادله انتقال و پخش FC به‌صورت زیر در مدل تعریف شده است

$$\frac{\partial SA}{\partial t}+\frac{\partial SQ}{\partial x}-\frac{\partial}{\partial x}AD_L\frac{\partial S}{\partial x}=\frac{Q_L S_L}{\Delta x}-KSA \qquad (۳)$$

که در این رابطه

S میزان FC، A سطح مقطع جریان، Q دبی، D_L ضریب انتشار طولی، Q_L دبی ورودی جانبی، S_L میزان FC در ورودی جانبی و K ضریب زوال است.

در بسیاری از مدل‌های تجاری مقدار D_L را ثابت در نظر می‌گیرند، در حالی که این پارامتر به میزان قابل توجهی به مشخصات هیدرولیکی و شرایط هندسی کانال وابسته است. روابط تجربی متعددی برای تعیین ضریب D_L وجود دارد. در این تحقیق از رابطه تجربی کاشفی‌پور و فالکونر (رابطه ۴) برای تعیین ضریب D_L استفاده شد [۱۸].

(۴)

$$D_L=[7.428+1.775\left(\frac{W}{H}\right)^{0.62}\left(\frac{U_*}{U}\right)^{0.572}]HU\left(\frac{U_*}{U}\right)$$

که در این رابطه

W عرض متوسط، H عمق جریان، U سرعت متوسط و U_* سرعت برشی است.

معادله انتقال-پخش FC با استفاده از ادغام الگوی تفاضل مرکزی کرانک-نیکلسون و ULTIMATE QUICKEST در مدل حل شده است [۱۷].

۲-۳- توسعه مدل عددی

برای شبیه‌سازی آلودگی نظر به اینکه جریان ممکن است غیر یکنواخت و ناپایدار باشد، باید ابتدا جریان مدل شود و یا به‌عبارتی عمق و دبی جریان در هر نقطه و در هر زمان در طی یک هیدروگراف مشخص شود. پس از تعیین شرایط هیدرودینامیکی برای دوره زمانی مورد نظر، می‌توان پارامترهای کیفی همچون FC را شبیه‌سازی کرد.

۲-۳-۱- شبیه‌سازی هیدرودینامیکی

برای شبیه‌سازی هیدرودینامیکی جریان، باید مقدار ضریب زبری (n) تعیین شود. با استفاده از روش واسنجی و صحت‌سنجی مدل عددی و ارائه ضریب زبری متغیر، محمدی و کاشفی‌پور توانستند جریان رودخانه کارون را شبیه‌سازی کنند [۱۹و۲۰]. نحوه تعیین n به این گونه بود که پس از تعریف شرایط اولیه و شرایط مرزی (هیدروگراف بالادست (ایستگاه ملاثانی) و اشل-زمان پایین دست (ایستگاه فارسیات) به‌عنوان شرایط مرزی و ایستگاه اهواز به‌عنوان ایستگاه شاخص انتخاب شد)، مدل در مرحله واسنجی (سال ۸۷-۸۵) به دفعات اجرا شد و در هر مرحله n به‌صورت دینامیک تغییر نمود تا بهترین نتایج برای ارتفاع سطح آب و دبی پیش‌بینی شده توسط مدل حاصل شود، به‌طوری که کمترین اختلاف را با مقادیر اندازه‌گیری شده داشته باشند. پس از یافتن ضریب زبری مناسب، مدل برای یک دوره زمانی دیگر (سال آبی ۸۹-۸۸) به‌منظور صحت‌سنجی فرایند شبیه‌سازی هیدرودینامیکی، بدون هیچ تغییری در مقدار زبری پیشنهاد شده اجرا شد. در این تحقیق نیز با استفاده از این روش مقدار n تعیین و مشخصات جریان شبیه‌سازی شد. در جدول ۱ خلاصه آماری داده‌های استفاده شده در دو مرحله واسنجی و صحت‌سنجی مدل هیدرودینامیکی نشان داده شده است.

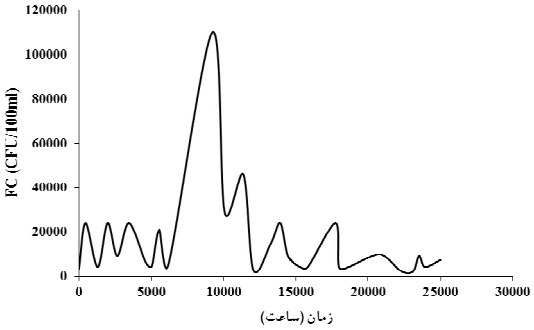
[1] Fortran
[2] Saint Venant
[3] Staggered
[4] Implicit
[5] Courant Number
[6] Advective Dispersion Equation (ADE)
[7] Fick's Law

جدول ۱- خلاصه آماری داده‌های هیدرودینامیکی در مرحله واسنجی و صحت‌سنجی مدل هیدرودینامیکی

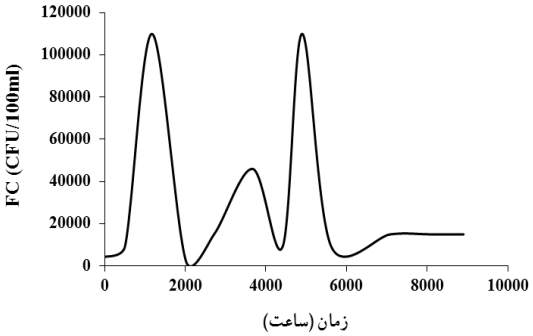
پارامترهای آماری		ایستگاه	کمینه	بیشینه	میانگین	میانه	چولگی	انحراف معیار
دبی (m^3/s)	واسنجی	ملاثانی	۸۷/۱	۲۲۲۳	۴۷۴/۳	۴۲۸	۲/۲	۳۴۷/۸
		اهواز	۸۶	۲۲۱۶	۴۷۱/۲	۴۳۳	۲/۰۷	۳۴۶/۳
	صحت‌سنجی	ملاثانی	۱۱۰	۱۸۵۹	۲۷۸	۲۲۷	۴/۶۵	۱۷۶
		اهواز	۱۰۳	۱۵۹۶	۲۷۴	۲۳۰	۴/۲	۱۵۸
ارتفاع آب (m)	واسنجی	اهواز	۹/۹	۱۳/۹	۱۰/۹۸	۱۰/۹۸	۱/۰۲	۰/۷۲
		فارسیات	۳/۲	۹/۹	۵/۲	۵	۱/۳	۱/۱۶
	صحت‌سنجی	اهواز	۱۰/۱	۱۲/۹۸	۱۰/۷	۱۰/۶	۱/۸	۰/۴
		فارسیات	۳/۲	۹/۲	۴/۴	۴/۲	۱/۶	۰/۹

۲-۳-۲- شبیه‌سازی انتقال آلودگی

شبیه‌سازی آلودگی همانند مرحله شبیه‌سازی هیدرودینامیک شامل دو مرحله واسنجی و صحت‌سنجی است. زمان شبیه‌سازی آلودگی دقیقاً منطبق بر زمان شبیه‌سازی هیدرودینامیکی است. برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی اطلاعات غلظت-زمان FC ایستگاه بالادست (ایستگاه ملاثانی) در سالهای ۸۷-۸۵ برای مرحله واسنجی و اطلاعات غلظت-زمان FC ایستگاه بالادست در سال آبی ۸۹-۸۸ برای مرحله صحت‌سنجی به‌عنوان شرایط مرزی به مدل داده شد (شکلهای ۲ و ۳).



شکل۲- شرایط مرزی بالادست (ایستگاه ملاثانی) برای واسنجی مدل آلودگی



شکل۳- شرایط مرزی بالادست (ایستگاه ملاثانی) برای صحت‌سنجی مدل آلودگی

به‌منظور شبیه سازی FC و افزایش دقت مدل عددی، لازم بود ابتدا معادلات ریاضی که مقدار ضریب زوال را به شرایط محیطی مانند کدورت، شوری و دما ارتباط می‌دهند، توسعه یابد. برای توسعه و ایجاد این مدل ریاضی روش زیر انجام شد:

ابتدا زمان‌های مربوط به اندازه‌گیری FC در ایستگاه شاخص یعنی زرگان در بازه زمانی مربوط به واسنجی (سالهای ۸۵ تا ۸۷) تعیین شد. سپس برای هر مقدار اندازه‌گیری شده مدل ریاضی به دفعات اجرا شد و با تغییر مقدار K به‌صورت دستی در هر مورد اجرا، مقدار FC پیش‌بینی شده توسط مدل، استخراج و با مقدار اندازه‌گیری شده در همان زمان و در ایستگاه زرگان مقایسه شد. اجرای مدل تا آنجا ادامه پیدا کرد تا این دو بر هم منطبق شوند. لذا در این حالت یک K_1 مشخص شده و برای این زمان مقادیر اندازه‌گیری شده عوامل محیطی مانند کدورت (TU_1)، دما(T_1) و شوری (EC_1) مشخص شد. این عمل برای کلیه مقادیر اندازه‌گیری شده FC در دوره زمانی شبیه‌سازی به‌صورت جداگانه انجام پذیرفت. لذا در انتهای کار به تعداد کلیفرم‌های گوارشی اندازه‌گیری شده در ایستگاه زرگان و بازه زمانی مورد نظر، ضرایب زوال (K_1، K_2، K_3، K_4 و ...) و عوامل محیطی (TU_1، TU_2...؛ T_1، T_2،...؛ EC_1، EC_2 و..) متناظر با زمان اندازه‌گیری FC تعیین شد. بنابراین این امکان فراهم شد که روابط ریاضی بین مقادیر پارامترهای محیطی اندازه‌گیری شده و ضریب زوال ایجاد شود. بین ضریب زوال محاسبه شده برای هر زمان و پارامترهای موجود، روابطی با بیشترین میزان همبستگی به‌کمک نرم‌افزار آماری SPSS به‌دست آمد. در جدول ۲ خلاصه آماری داده‌های استفاده شده در دو مرحله واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتقال آلودگی نشان داده شده است.

پس از تعیین ضریب زوال به‌عنوان توابعی از عوامل محیطی، این روابط به مدل ریاضی فاستر اضافه شد و مدل را قادر

جدول ۲- خلاصه آماری داده‌های کیفی در مرحله واسنجی و صحت سنجی مدل انتقال آلودگی

پارامترهای آماری		ایستگاه	کمینه	بیشینه	میانگین	میانه	چولگی	انحراف معیار
FC (CFU/100ml)	واسنجی	ملاثانی	۲۳۰۰	۱۱۰۰۰۰	۱۵۴۵۱	۹۳۰۰	۳/۵۳	۲۱۰۴۴
		زرگان	۱۲۰۰	۴۶۰۰۰	۱۲۰۱۶	۴۳۰۰	۱/۵۹	۱۴۸۲۶
	صحت‌سنجی	ملاثانی	۲۳۰۰	۱۱۰۰۰۰	۳۰۰۴۱	۱۵۰۰۰	۱/۷۵	۳۸۹۲۷
		زرگان	۲۳۰۰	۴۶۰۰۰	۱۶۲۲۷	۹۳۰۰	۱/۴	۱۵۷۷۱
دما ($\dot{C}$)	واسنجی	زرگان	۱۳	۳۳	۲۲	۲۴	-۰/۱۸	۶/۱
	صحت‌سنجی	زرگان	۱۶/۵	۲۸	۲۱/۶	۲۲	۰/۲۹	۴
کدورت (NTU)	واسنجی	زرگان	۱	۳۱۱۰	۱۶۹	۴۱	۴/۸	۶۲۷
	صحت‌سنجی	زرگان	۲۰	۲۹۴	۸۰	۵۰	۲/۵	۸۳
شوری ($\mu mohs/cm$)	واسنجی	زرگان	۱۱۰۷	۳۰۷۰	۱۷۹۴	۱۵۷۲	۱	۵۲۵
	صحت‌سنجی	زرگان	۱۴۷۳	۲۸۸۰	۲۰۴۴	۲۰۰۰	۰/۸۴	۴۳۲

ساخت در هر گام زمانی ابتدا به‌کمک پارامترهای محیطی، مقدار K را محاسبه و سپس برای تکمیل حل عددی معادله ADE از آن استفاده کند.

برای مقایسه نتایج و بررسی همبستگی بین نتایج مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده از مفاهیم آماری زیر استفاده شد

۱- ضریب همبستگی (R^2) و مقدار ضریب a که به‌صورت زیر تعریف می‌شود

$$a = \frac{X_p}{X_m} \quad (۵)$$

۲- متوسط خطای مطلق

$$\%E = \frac{\sum \left|(X_p - X_m)\right|}{\sum X_p} \times 100 \quad (۶)$$

۳- جذر متوسط خطا

$$RMSE\ ^{1} = \left[\sum_{i=1}^{n} \frac{(X_P - X_m)^2}{N}\right]^{1/2} \quad (cfu/100ml) \quad (۷)$$

که در این روابط

X_p مقادیر محاسبه شده توسط مدل، X_m مقادیر اندازه‌گیری شده و N تعداد داده‌ها است.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- واسنجی و صحت‌سنجی بخش هیدرودینامیک مدل

فتحی‌مقدم و همکاران با استفاده از مدل آزمایشگاهی، به بررسی تأثیر پوشش گیاهی در حالت چمنی و شاخه‌ای بر اندازه زبری پرداختند [۲۱]. فتحی‌مقدم و همکاران برای تعیین ضریب زبری در رودخانه کارون نشان دادند که برای دبی‌های بیشتر از ۱۱۰۰ مترمکعب بر ثانیه رابطه ۸ و برای دبی‌های کمتر از ۱۱۰۰ متر مکعب بر ثانیه رابطه ۹ می‌تواند ضریب زبری را به‌خوبی محاسبه نموده و ارتفاع سطح آب و دبی را با دقت بالایی پیش‌بینی نماید

$$\text{if } Q > 1100 \quad n = \frac{0.037}{y_{ave}^{0.124}\, u_{ave}^{0.534}} \quad (۸)$$

$$\text{if } Q \le 1100 \quad n = \frac{0.037}{y_{ave}^{0.023}\, u_{ave}^{0.46}} \quad (۹)$$

که در این روابط

u_{ave} سرعت متوسط، y_{ave} عمق متوسط، n ضریب زبری و Q دبی است.

ایشان به‌منظور ارزیابی صحت ضرایب زبری محاسبه شده، روابط به‌دست آمده را در قالب یک الگوریتم وارد مدل فاستر نمودند (جدول ۳). اما بررسی نتایج ایشان نشان داد که برای دبی‌های کمتر از ۵۰۰ مترمکعب در ثانیه رابطه ۹، رابطه مناسبی برای تعیین ضریب زبری نبوده و مدل فاستر نمی‌تواند ارتفاع سطح آب کارون را به‌خوبی پیش‌بینی نماید. با اجرای مدل به دفعات مشخص شد، انتخاب ضرایب زبری برای دبی‌های ۲۵۰ تا ۵۰۰ مترمکعب در ثانیه، حداکثر ۰/۰۷، ۱۸۰ تا ۲۵۰ مترمکعب در ثانیه، حداکثر ۰/۱ و کمتر از ۱۸۰ مترمکعب در ثانیه، حداکثر ۰/۱۲ با استفاده از روش درون‌یابی می‌تواند مدل را قادر سازد که ارتفاع سطح آب را به‌خوبی پیش‌بینی نماید. مقایسه پارامترهای آماری محاسبه شده برای مقادیر ارتفاع سطح آب اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده در مدل با ضریب زبری متغیر و دینامیک در جدول ۳ آمده است. پارامترهای آماری در روابط ۵ تا ۷ برای شرایطی که ضریب زبری ثابت n (۰/۰۳ ، ۰/۰۵ و ۰/۰۸) استفاده شود، نیز محاسبه و در جدول ۳ اضافه شده‌اند.

نکته قابل توجه این است که به‌دلیل اینکه انشعاباتی در رودخانه وجود نداشته و معادله پیوستگی فقط برای یک بازه حل می‌شود، لذا

[1] Root Mean Square Error

جدول۳-پارامترهای آماری برای مقادیر سطح آب پیش‌بینی و اندازه‌گیری شده در مرحله واسنجی و صحت سنجی

مرحله	n	R^2	a	%E	RMSE
واسنجی	۰/۰۳	۰/۷۵	۰/۸۶	۳۲/۹۸	۱/۶۴
	۰/۰۵	۰/۶۷	۰/۹۴	۱۷/۸۳	۱/۰۴۳
	۰/۰۸	۰/۶۱	۱/۰۵۵	۲۱/۳۴	۱/۳۱
	فتحی‌مقدم و همکاران	۰/۹۱	۰/۸	۱۳/۱۹	۰/۷۶
	متغیر	۰/۹	۰/۹۸	۴/۶۳	۰/۲۷
صحت‌سنجی	۰/۰۳	۰/۷۱	۰/۸۱	۴۴/۷۱	۲/۰۲
	۰/۰۵	۰/۶۱	۰/۸۸	۲۸	۱/۳
	۰/۰۸	۰/۵۳	۰/۹۷	۱۲	۰/۷۳
	فتحی‌مقدم و همکاران	۰/۷۷	۰/۹۱	۲۱/۵۵	۱
	متغیر	۰/۸۱	۰/۹۷	۵/۴۷	۰/۲۹

میزان زبری نمی‌تواند روی مقدار دبی تأثیر زیادی داشته باشد و فقط می‌تواند روی زمان وقوع حداکثرها و حداقل‌ها، فاصله زمانی ایجاد نماید [۱۶].

۳-۲- واسنجی و صحت‌سنجی بخش انتقال آلودگی مدل

پس از واسنجی و صحت‌سنجی مدل هیدرودینامیک، با توجه به معادله ADE (رابطه۳)، برای واسنجی مدل کیفی باید ابتدا ضرایب ثابت زوال (K) و انتشار طولی (D_L) تعیین شدند. در این تحقیق برای تعیین ضریب پخشیدگی طولی از رابطه کاشفی‌پور و فالکونر (رابطه ۴) استفاده شد. به‌منظور تعیین ضریب زوال ثابت بهینه، مدل به دفعات با مقادیر متفاوت K اجرا شد و در انتها از بین ضرایب ثابت بهترین آن انتخاب شد. همچنین ضریب زوال دینامیک یا متغیر به‌عنوان تابعی از عوامل محیطی با روشی که در بخش ۲-۳-۲ توضیح داده شد، تعیین شد.

روابط به‌دست آمده برای محاسبه ضریب زوال متغیر به‌صورت موارد زیر است

(۱۰)

$$K = 0.012\ln(TU) + 0.01(\ln(TU))^2 + 0.009\ln(T) + 0.004(\ln(T))^2 - 0.021\ln(TU)\ln(T) + 0.014 \qquad R^2 = 0.82$$

(۱۱)

$$K = 0.064/TU - 0.03\ln(TU) + 0.007(\ln(TU))^2 + 0.025 \qquad R^2 = 0.76$$

(۱۲)

$$K = 2.7\times10^{-4}\times EXP(-0.065T - 0.0025EC - 0.03TU + 11.08) \qquad R^2 = 0.68$$

که در این روابط

TU [1] میزان کدورت، T دمای آب بر حسب درجه سلسیوس و EC میزان شوری بر حسب میکروموس بر سانتی‌متر است. همچنین واحد K در این روابط یک بر ساعت است.

محدوده تغییرات ضریب زوال به‌دست آمده از روابط ۱۰ تا ۱۲ برای دوره واسنجی (سالهای ۸۵ تا ۸۷) عبارت است از

۱- رابطه (۱۰)

$$-5\times10^{-4} \le K \le 0.089 \quad (hr^{-1})$$

۲- رابطه(۱۱)

$$0.068 \le K \le 0.094 \quad (hr^{-1})$$

۳- رابطه(۱۲)

$$6\times10^{-4} \le K \le 0.041 \quad (hr^{-1})$$

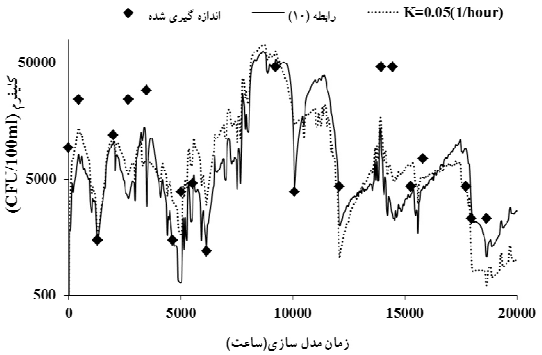
محدوده تغییرات ضریب زوال به‌دست آمده، منطقی و نزدیک به ضرایب زوال به‌دست آمده توسط محققانی همچون مناش و مایو است. مناش ضریب زوال را برای شبکه آب و فاضلاب شهر شیکاگو در سالهای ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۳ در محدوده ۸/۹- تا ۱/۶ یک بر روز یا ۰/۳۷- تا ۰/۰۶۶ یک بر ساعت به‌دست آورد [۱۲]. همچنین مایو برای حوضچه‌های ذخیره واقع در کشور تانزانیا مقادیر ضریب زوال را در محدوده ۰/۱۶۵ تا ۰/۴۶۵ (یک بر روز)، یا ۰/۰۰۷ تا ۰/۰۱۹ (یک بر ساعت)، به‌دست آورد[۹]. به‌منظور برآورد بهینه ضریب زوال ثابت و دینامیک، مدل با ضرایب زوال ثابت و متغیر وابسته به عوامل محیطی، اجرا شد. جدول ۴ میزان خطا و دقت مدل عددی در پیش‌بینی کلیفرم گوارشی را در مرحله واسنجی نشان می‌دهد.

[1] Nephelometric Turbidity Units

جدول۴-محاسبه مقادیر خطای مدل در مرحله واسنجی مدل کیفی

K(1/hour)	R^2	a	%E	RMSE
رابطه (۱۰)	۰/۸۷	۰/۹۶	۲۸/۶	۲۷۰۶/۵
رابطه (۱۱)	۰/۹۵	۰/۹۴	۲۸	۲۳۲۴/۱۳
رابطه (۱۲)	۰/۹۲	۱/۲۱	۳۶/۷	۳۵۴۱/۷
۰/۰۵	۰/۹۳	۰/۷۲	۵۱/۴	۵۳۵۳

همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، انتخاب ضریب زوال متغیر به‌صورت تابعی از کدورت (رابطه ۱۱) و همچنین دما و کدورت به‌صورت همزمان (رابطه ۱۰)، می‌تواند میزان خطای مدل را نسبت به انتخاب مناسب‌ترین ضریب زوال ثابت (hr^{-1}) (۰/۰۵) تا حدود ۲۳ درصد کاهش دهد. شکل ۴ مقایسه FC اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده را در مرحله واسنجی و در شرایطی که ضریب زوال ثابت (۰/۰۵) و از رابطه ۱۰ به‌دست آید را نشان می‌دهد. ضمناً در شکل ۴ بخشی از زمان شبیه‌سازی شده نشان داده شده است.



شکل۴- مقایسه FC اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده برای K ثابت (۰/۰۵) و متغیر (رابطه ۱۰) (مرحله واسنجی)

به‌منظور تأیید صحت شبیه‌سازی، مدل در بازه زمانی دیگری (سال آبی ۸۹-۸۸) اجرا شد. همچنین با توجه به تغییر بازه زمانی، شرایط مرزی و زمان مدل‌سازی تغییر کرد. محدوده تغییرات ضریب زوال به‌دست آمده از روابط ۱۰ تا ۱۲ برای دوره صحت‌سنجی (سالهای آبی ۸۹-۸۸) عبارت است از

۱- رابطه (۱۰) $0.0011 \le K \le 0.032$ (hr^{-1})

۲- رابطه (۱۱) $0.072 \le K \le 0.085$ (hr^{-1})

۳- رابطه (۱۲) $0.002 \le K \le 0.112$ (hr^{-1})

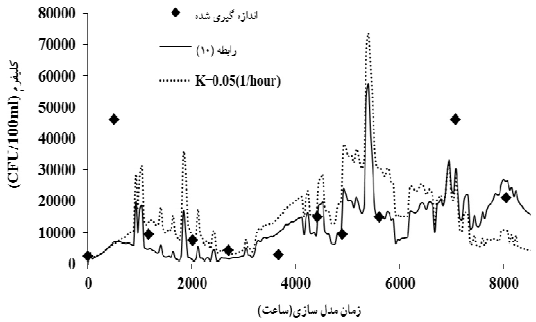
جدول ۵ میزان دقت مدل را در تخمین FC در مرحله صحت‌سنجی با توجه به ضرایب زوال انتخاب شده نشان می‌دهد.

جدول۵- محاسبه مقادیر خطای مدل در مرحله صحت سنجی مدل کیفی

K(1/hour)	R^2	a	%E	RMSE
رابطه (۱۰)	۰/۶۲	۱/۰۸	۳۹	۷۶۹۹
رابطه (۱۱)	۰/۵	۱/۴۴	۴۵	۱۰۴۰۱
رابطه (۱۲)	۰/۳۲	۰/۵۷	۷۸	۱۶۲۱۱
۰/۰۵	۰/۰۸	۰/۷۹	۵۹	۱۲۵۷۷

همان‌طور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود، با انتخاب ضریب زوال وابسته به کدورت و دما (رابطه ۱۰)، مدل با کمترین میزان خطا میزان FC را در مرحله صحت‌سنجی پیش‌بینی می‌کند. شکل ۵ مقایسه FC اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده را در مرحله صحت‌سنجی برای ضریب زوال ثابت (K=۰/۰۵) و متغیر(رابطه ۱۰) نشان می‌دهد. ضمناً در شکل ۵ بخشی از زمان شبیه‌سازی شده نشان داده شده است.

همان‌طور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود، در دو زمان تقریبی ۵۰۰ و ۷۰۰۰ ساعت اختلاف قابل ملاحظه‌ای بین داده اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده وجود دارد. دلیل این امر را می‌توان وجود خطا در اندازه‌گیری FC و یا امکان افزایش غلظت آلودگی فاضلابهای ورودی جانبی به رودخانه کارون عنوان کرد.



شکل۵- مقایسه FC اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده برای K ثابت (۰/۰۵) و متغیر (رابطه ۱۰) (مرحله صحت‌سنجی)

نتایج شبیه‌سازی کلیفرم گوارشی نشان داد که در شرایطی که ضریب زوال متغیر و به‌صورت تابعی از کدورت و دما تخمین زده شود، دقت مدل عددی به نحو چشمگیری افزایش می‌یابد. با اضافه نمودن توابع ضریب زوال مانند روابط ۱۰ و ۱۱ به مدل عددی به‌عنوان یک زیربرنامه[1]، مدل به‌خوبی قادر است با توجه به تغییرات

[1] Subroutine

عوامل محیطی (همچون کدورت، دما و شوری) پارامتر کیفی FC را پیش‌بینی نماید. اما نکته قابل توجه، نتایج نسبتاً نامطلوب شبیه‌سازی FC با استفاده از رابطه ۱۱ نسبت به رابطه ۱۰ در مرحله صحت‌سنجی است. پیش‌بینی نامناسب مدل با استفاده از رابطه ۱۱ به این دلیل است که در این رابطه اثر دما در نظر گرفته نشده است، در حالی که نقش این پارامتر در تخمین سرعت مرگ و میر پارامترهای بیولوژیکی همچون FC بسیار تعیین کننده است. همچنین در این تحقیق با توجه به نداشتن اطلاعات آماری، شدت تشعشع آفتاب به‌دلیل عدم ثبت و اندازه‌گیری آن در ایستگاههای هواشناسی استان خوزستان، و با توجه به اینکه میزان تشعشع، تأثیر بسزایی بر تخمین ضریب زوال FC دارد، میزان دمای موجود در آب می‌تواند پارامتر نسبتاً مهمی در تعیین ضریب زوال باشد. در فصلهای گرم به‌علت افزایش دما و کاهش بارندگی، دبی عبوری از رودخانه (به‌ویژه در سالهای اخیر) کاهش یافته است، که همین امر سبب افزایش کدورت رودخانه می‌شود. اما افزایش کدورت به‌خصوص در فصل تابستان همیشه سبب کاهش نرخ زوال نمی‌شود زیرا در این موقع از سال دما و تشعشع چند برابر شده و ممکن است حتی در صورت کدرتر بودن رودخانه در زمان مشخص نسبت به زمان‌های دیگر از سال، ضریب زوال بیشتر باشد. در انتها می‌توان نتیجه گرفت عامل کدورت با اینکه نقش بسیار مهمی را در تعیین نرخ زوال FC ایفا می‌کند، اما در نظر گرفتن این عامل به‌صورت منفرد برای تعیین نرخ زوال درست نیست و باید عامل دما را نیز در نظر گرفت.

۴- نتیجه‌گیری

همان‌طور که عنوان شد تخمین مکانی و زمانی ارگانیسم‌های شاخصی همچون FC در ارزیابی آلودگی آب بسیار تعیین کننده است. هدف از این تحقیق ارائه روشی نوین و دقیق برای شبیه‌سازی پارامتر کیفی FC و همچنین به‌دست آوردن معادله‌ای برای ضریب زوال با توجه به‌عوامل محیطی بود تا مدل عددی با کمترین خطا مقدار FC را پیش‌بینی نماید. در این راستا بهترین مقدار ثابت ضریب زوال برای پیش‌بینی FC، از میانگین ضرایب زوال متناظر با کلیفرم اندازه‌گیری شده در زمان مشخص به‌دست آمد. اما نتایج نشان داد که حتی مدل با بهترین ضریب ثابت K ((1/hour) ۰/۰۵) نسبت به حالت متغیر از دقت بسیار کمتری برخوردار است. نتایج شبیه‌سازی کلیفرم گوارشی نشان داد که در شرایطی که ضریب زوال متغیر و به‌صورت تابعی از کدورت و دما تخمین زده شود، دقت مدل عددی به‌نحو چشمگیری افزایش می‌یابد. محدوده تغییرات مقادیر ضریب زوال محاسبه شده با استفاده از روابط ارائه شده، منطقی و بسیار نزدیک به ضرایب زوال محاسبه شده در مطالعات دیگران بود. پیشنهاد می‌شود در مدل‌های عددی به‌منظور شبیه‌سازی دقیق و مناسب باکتری‌های کلیفرم از ضریب زوال متغیر با زمان به‌عنوان تابعی از عوامل محیطی همچون دما، کدورت و شدت تابش خورشید استفاده شود.

۵- قدردانی

به این وسیله از جناب آقای دکتر هوشنگ حسونی‌زاده مدیر محترم مطالعات پژوهشی سازمان آب و برق خوزستان و همچنین از کلیه عوامل دانشکده مهندسی علوم آب و سازمان آب و برق خوزستان که در انجام این تحقیق یاری رساندند، کمال تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

۶- مراجع

1.Karamouz, M., and Kerachian, R. (2003). *Water quality planning and management*, Amirkabir University Press, Tehran. (In Persian)

2.U.S. Environmental Protection Agency. (1986). *Ambient waterquality criteria for bacteria*, EPA-440-5-84-002, Office of Water Regulationsand Standards, Washington, DC.

3.Torabian, A., and Hashemi, S.H. (2002). *Rates, constant and kinetics formulations in surface water quality modeling*, 2nd Ed., Tehran University Press, Tehran. (In Persian)

4.Bitton, G. (1980). *Introduction to environmental virology*, John Wiley and sons, New York.

5.Sarikaya, H.Z., and Saatci, A.M. (1987). "Bacteria die-off in waste stabilizationponds." *J. of Environmental Engineering*, 113 (2), 366-382.

6.Mayo, A. W., and Gondwe, E. S. (1989). "Quality changes in ponds with different pond depths and hydraulic retention times." *Water Quality Bull, WHO Collaborating Ctr. on Surface and Ground Water Qualitv*, 14(3), 155-159.

7.Curtis, T. P., Mara, D. D., and Silva, S. A. (1992). "The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: Implications for research and design." *Water Sci. and Technol*., 26(7-8), 1729-1738.

8.Mayo, A.W. (1995). "Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds." *J. of Environmental Engineering*, 121(2), 6221.

9.Barcina, J. M., Oteiza, M., and Sota, A. (2002). *Modelling the faecal coliform concentration in the Bilbao enstuary*, Kluwer Academic Pub., Netherlands.

10.Falconer, R.A., and Lin, B. (2003). "Hydro-environmental modelling of riverine basins using dynamic rate and partitioning coefficients." *International Journal of River Basin Management*, 1(1), 81-89.

11.Kashefipour, S.M., Lin, B., and Falconer, R.A. (2006). "Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin." *Water Research*, 40 (7), 1413-1425.

12.Manache, G., Melching, C.S., and Lanyon, R. (2007). "Calibration of a continuous simulation fecal coliform model based on historical data analysis." *J. of Env. Eng.*, 133(7), 681-691.

13.Jagupilla, S.C., Vaccari, D.A, and Hires, R.A. (2010). "Multivariate polynomial time-series models and importance ratios to qualify fecal coliform sources." *J. of Environmental Engineering*, 136(7), 657-665.

14.Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M., Speed, D.J., and Ross, C.M. (1999). "Nagels JW. Inactivation of fecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight." *J. of Water Research*, 33(5), 1220-1230..

15.Kashefipour, S.M. (2001). "Modelling flow, water quality and sediment transport processes in riverine basins." Ph.D Thesis, Cardiff University, Cardiff, UK.

16.Cunge, J.A., Holly, F.M., and Verwey, A. (1980). *Practical aspects of computational river hydraulics*, Pitman Publishing Limited, London.

17.Hoffman Joe, D. (2001). *Numerical methods for engineers and scientists*, 2nd Ed., Marcel Dekker, New York.

18.Kashefipour, S.M., and Falconer, R.A. (2002). "Longitudinal dispersion coefficient in natural channels." *J. of Water Research*, 36(6), 1596-1608.

19.Mohammadi, S., and Kashefipour, S.M. (2012). *Numerical modeling of flow using an improved dynamic roughness coefficient (Case study: Karun River)*, Iranian Soc. of Irrig. and Wat. Eng., Kerman. (In Persian)

20. Mohammadi, S., and Kashefipour, S.M. (2012). "Modeling water elevation in natural rivers using variable manning coeficient." *J. Ecology, Environment and Conservation*, 18(3), 505-510.

21.Fathi-Moghadam, M., Kashefipour, S. M., Ebrahimi, N., and Emamgholizadeh, N. (2011). "Physical and numerical modeling of submerged vegetation roughness in rivers and flood plains." *J. Hydraul. Eng.*, 16(11), 858-864.