

ارزیابی عملکرد مدل WASP برای شبیه سازی کیفیت زه آب اراضی شالیزاری واحد عمرانی F4 شبکه آبیاری زهکشی گیلان

مهسا حسن پور، مریم نوابیان^۱* و مهدی اسمعیلی ورکی

دانشجوی کارشناسی ارشد گرایش آبیاری و زهکشی گروه مهندسی آب دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان.

mahsa_hasanpoor7148@yahoo.com

دانشیار گروه مهندسی آب دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان و عضو وابسته پژوهشی گروه مهندسی آب و محیط زیست پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر دانشگاه گیلان.

Navabian@guilan.ac.ir

دانشیار گروه مهندسی آب دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان و عضو وابسته پژوهشی گروه مهندسی آب و محیط زیست پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر دانشگاه گیلان.

Esmaeili@guilan.ac.ir

چکیده

پژوهش حاضر با هدف ارزیابی مدل WASP7.3 در شبیه سازی کیفیت زه آب اراضی شالیزاری روستاهای نوده و نوباشان شهرستان صومعه سرا واقع در واحد عمرانی F4 شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود انجام شد. برای ارزیابی مدل، دبی زهکش و وضعیت کیفی زه آب در نه نقطه در طول زهکش و نه ورودی و یا خروجی زهکش اندازه گیری و به مدل معرفی شد. تحلیل حساسیت مدل نشان داد که در شبیه سازی شوری و نیترات، دبی زه آب موثر بود و در شبیه سازی ارتوفسفات و آمونیوم علاوه بر دبی زه آب و ضریب پخشیدگی، ضرایب تفکیک فسفات در ستون آب (ارتوفسفات)، نرخ نیتریفیکاسیون و ضریب دمای نیتریفیکاسیون (آمونیم) موثرتر بودند. نتایج شبیه سازی نشان داد که مدل پارامترهای دبی، نیترات، ارتوفسفات، آمونیوم، نیاز بیولوژیکی اکسیژن، اکسیژن محلول و شوری را به ترتیب با جذر میانگین مربعات خطای نرمال شده ۰/۱۶۶، ۰/۱۷۶، ۰/۱۴۳، ۰/۲۸۳، ۰/۱۴۸، ۰/۱۷۹، ۰/۱۵۶ شبیه سازی کرد. با توجه به نتایج، دقت شبیه سازی مدل در منطقه برای پارامترهای مورد بررسی (به غیر از آمونیوم) در طبقه بندی خوب و قابل قبول قرار گرفت که برای شبیه سازی کیفیت زه آب قابل توصیه است. استفاده از مدل مزبور در زهکش های اصلی اراضی شالیزاری که نسبت به زهکش های مزرعه تعداد کمتری ورودی زه آب دارند، به دلیل محدودیت مدل در دریافت تعداد تابع تغییرات دبی نقاط ورودی و خروجی زه آب به کانال زهکش، می تواند منجر به بهبود نتایج شبیه سازی شود.

واژه های کلیدی: آمونیوم زه آب، ارتوفسفات زه آب، برنج، شوری زه آب، نیترات زه آب

^۱ - آدرس نویسنده مسئول: رشت، گروه مهندسی آب دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان

* - دریافت: دی ۱۳۹۷ و پذیرش: مرداد ۱۳۹۸

مقدمه

آلودگی آب در دهه های اخیر تهدیدی جدی برای انسان و اکوسیستم های طبیعی تلقی شده به طوری که بررسی تغییرات کیفیت آب یکی از موضوعات مهم برای استفاده بهینه از آن است. آب های سطحی جاری یا رودخانه ها از مهم ترین منابع آب هستند که نقش مهمی در تأمین آب مورد نیاز فعالیت های مختلف نظیر کشاورزی، صنعت، شرب دارند. آگاهی از کیفیت منابع آب یکی از نیازمندی های مهم در برنامه ریزی و توسعه منابع آب و حفاظت و کنترل آنها است (شکری و همکاران، ۱۳۹۴).

مدل های بسیاری از جمله WASP، QUAL2E، QUAL2K، MIKE، HEC_5Q و CE_QUAL_W2 می توانند کیفیت آب سطحی را شبیه سازی نموده که از میان آنها مدل های QUAL2E، QUAL2K و WASP در زمینه شبیه سازی کیفیت آب رودخانه ها کارایی خوبی از خود نشان داده اند (رمزخواه و نیاورانی، ۱۳۸۷). مدل WASP به کاربران کمک می کند که به تفسیر و تخمین آثار وقایع طبیعی و آلودگی های انسانی برای رسیدن به تصمیمات منطقی در زمینه مدیریت آلودگی های مختلف بپردازد. WASP، یک مدل با ساختار دینامیکی برای شبیه سازی سامانه های آبی بوده که فرآیندهای متغیر زمانی مانند جابجایی، پخشیدگی، آلودگی متمرکز و نامتمرکز و شرایط مرزی را در نظر می گیرد. این مدل می تواند برای تجزیه و تحلیل مسائل مختلف کیفیت آب در سامانه های آبی نظیر حوضچه ها، رودخانه ها، دریاچه ها، مخازن و آب های ساحلی مورد استفاده قرار گیرد.

علی وردی و اسلامی (۲۰۱۴) در پژوهشی با استفاده از مدل WASP به شبیه سازی پارامترهای اکسیژن محلول و نیترات در محدوده پل الهای (Alhay) رودخانه کرخه پرداختند. نتایج نشان داد که مدل دقت قابل قبولی برای شبیه سازی نیترات (ضریب تبیین ۰/۹۱ و میانگین خطای مطلق ۰/۵۲ میلی گرم بر لیتر) و اکسیژن محلول (ضریب تبیین ۰/۶۳ و میانگین خطای مطلق ۰/۸۶ میلی گرم بر لیتر) داشت.

خسروی نیا و همکاران (۱۳۸۸) برای مدیریت کیفی رودخانه کارون از مدل ریاضی WASP استفاده و پارامترهای اکسیژن محلول و نیاز بیولوژیکی اکسیژن را شبیه سازی کردند. نتایج نشان داد که مدل برای پارامتر اکسیژن محلول، در ماه آذر و برای پارامتر نیاز بیولوژیکی اکسیژن در ماه اسفند بهترین شبیه سازی را انجام داد به طوری که برای هر دو پارامتر در ماه های یاد شده ضریب تبیین ۰/۹۸ و ریشه میانگین خطای استاندارد ۰/۱۲ میلی گرم بر لیتر بود.

نوابیان و همکاران (۱۳۹۴) از مدل WASP برای شبیه سازی روند تغییرات مکانی و زمانی نیترات و فسفات در رودخانه پسیخان، از اطلاعات سطح زیر کشت اراضی شالیزاری، نقشه های طبقه ارتفاعی و بار آلودگی نیترات و فسفات ورودی به رودخانه، استفاده کردند. نتایج نشان داد که مدل از دقت مناسبی برای برآورد بار آلودگی ورودی از اراضی شالیزاری به رودخانه (ضریب تبیین ۰/۸۴ و ریشه میانگین خطای استاندارد ۰/۴۸ میلی گرم بر لیتر برای نیترات و برای فسفات ضریب تبیین ۰/۸۹ و ریشه میانگین خطای استاندارد ۰/۲۳ میلی گرم بر لیتر) برخوردار بود.

بررسی ها حاکی از آن است که غالب مطالعات صورت گرفته مربوط به شبیه سازی کیفی رودخانه ها و سامانه های آبی است. آلام و همکاران (۲۰۱۵) برای نخستین بار مدل QUAL2KW را به منظور شبیه سازی کیفیت و کمیت زه آب در دلتای نیل بکار گرفتند. عملکرد مدل مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج حاصل از آن نشان داد که مدل برای شبیه سازی کمیت و کیفیت آب در طول زهکش غربیا (Gharbia) از دقت بالایی برخوردار بوده و نتایج آن قابل اطمینان است. نتایج نشان داد ریشه میانگین خطای استاندارد در شبیه سازی پارامترهای فسفر کل، کل جامدات محلول، نیتروژن کل، نیاز بیولوژیکی اکسیژن و نیاز شیمیایی اکسیژن به ترتیب ۰/۴۴، ۱۵۲/۵، ۱/۰۹، ۶/۷ و ۸/۵۶ میلی گرم بر لیتر بود.

زهکش سطحی به گونه‌ای است که آب مازاد غالب کرت‌ها به‌طور مستقیم در زهکش تخلیه‌شده و پس از جمع شدن در نقطه انتهایی منطقه (۱۲۰ هکتار اراضی مورد بررسی) به تالاب انزلی تخلیه می‌شود. به‌منظور دستیابی به اهداف پژوهش، طولانی‌ترین خط زهکش جمع‌کننده سطحی منطقه انتخاب و اطلاعات مورد نیاز مدل اندازه‌گیری شد.

در منطقه مورد مطالعه، نقشه‌برداری برای تعیین خصوصیات هندسی نهر زهکشی برای شبیه‌سازی زهکش مورد نظر انجام و برداشت اطلاعات شامل ابعاد کانال، ضریب زبری و شیب کف صورت گرفت. طول زهکش مورد مطالعه ۲/۷۶ کیلومتر بوده و به منظور ارزیابی کیفیت زه‌آب، از زهکش در طول سه ماه اردیبهشت، خرداد و تیر در سال زراعی ۱۳۹۶ در نه نقطه در طول زهکش نمونه‌برداری انجام شد که مشخصات جغرافیایی این نقاط در جدول (۱) ارائه شده است. علاوه بر این در پنج نقطه ورودی رواناب کرت به زهکش و چهار نقطه مهم خروجی زه‌آب از زهکش به کرت‌ها نمونه‌برداری صورت گرفت که مشخصات آن در جدول (۱) آمده است. همچنین، در شکل (۱) محل قرارگیری نقاط انتخابی در طول زهکش مشخص شده است. نقاط نمونه‌برداری در محل اتصال ورودی رواناب از کرت به زهکش جمع‌کننده و نقاط ابتدا و انتهای بازه زهکش مورد مطالعه بود.

بررسی مطالعات پیشین نشان داد علاوه بر این که نتایج دقت مدل WASP در شبیه‌سازی پارامترهای کیفی مختلف منابع آبی متغیر است، بلکه مطالعات بیشتر بر روی بررسی روند کیفی رودخانه‌ها متمرکز است. با توجه به اهمیت استفاده از زه‌آب در آبیاری مجدد اراضی شالیزاری و تأثیرپذیری کیفیت آن از نحوه کوددهی و برنامه آبیاری در منطقه، شبیه‌سازی وضعیت کمی و کیفی زه‌آب و افزایش آگاهی از وضعیت کیفی زه‌آب از اهمیت برخوردار است. هدف از این پژوهش، ارزیابی دقت مدل WASP در شبیه‌سازی کمی و کیفی زه‌آب بخشی از اراضی شالیزاری تجهیز و نوسازی شده واحد عمرانی F4 شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود در نظر گرفته شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در استان گیلان و در روستای نوده و نوپاشان شهرستان صومعه‌سرا در محدوده جغرافیایی ۱۵° ۴۹' الی ۱۷° ۴۹' طول شرقی و ۲۵° ۳۷' الی ۲۶° ۳۷' عرض شمالی واقع شده است. در شمال شرق منطقه مورد مطالعه و به فاصله شش کیلومتری از آن، تالاب انزلی واقع شده است. در این منطقه کشت غالب اراضی کشاورزی، برنج است و آب مازاد اراضی با زهکش سطحی از مزارع خارج می‌شود. از آن‌جا که منطقه دچار کم آبی است از زه‌آب با بالا آوردن سطح آب داخل زهکش برای آبیاری استفاده می‌شود. در منطقه طراحی



شکل ۱- نقاط نمونه‌برداری در زهکش سطحی در منطقه مورد مطالعه

سانتی‌گراد به آزمایشگاه کیفیت آب دانشگاه گیلان منتقل و پارامترهای کیفی زه‌آب شامل نیاز بیولوژیکی اکسیژن

پس از نمونه‌برداری، نمونه‌ها در شرایط استاندارد در کنار قالب یخ و در دمای حداکثر چهار درجه

مناطق، تعیین شود. علاوه بر پارامترهای کیفی زه آب، دبی زه آب در زهکش در مناطقی که عمق آب کم بود با استفاده از پاراشال فلوم و در مناطق عمیق تر به وسیله جسم شناور (در طول مستقیمی از زهکش که علف های هرز مانعی برای حرکت جسم شناور ایجاد نمی نمود) اندازه گیری شد. همچنین، دبی در محل ورود رواناب به زهکش و همچنین نقاط خروج زه آب از زهکش، به وسیله سرریز مثالی ۹۰ درجه اندازه گیری شد. هر چند دقت روش های مختلف اندازه گیری دبی متفاوت بوده اما شرایط مقاطع اندازه گیری در زهکش عامل تعیین کننده روش اندازه گیری دبی است. محدوده سرعت و ارتفاع آب در مقاطع اصلی زهکش در جدول (۳) ارائه شده است. در مقطع نه زهکش به دلیل ارتفاع زیاد آب و پوشش گیاهی زیاد، امکان اندازه گیری سرعت و ارتفاع آب وجود نداشت. همچنین، در مقاطع شش و هشت به دلیل افزایش عمق آب و گسترش علف های هرز، فقط در نمونه برداری اول، سرعت و ارتفاع آب اندازه گیری شد.

(BOD)، اکسیژن محلول (DO)، کل جامدات محلول (TDS)، ارتوفسفات ($Ortho-PO_4$)، نترات (NO_3^-) و آمونیوم (NH_4^+) اندازه گیری شد. پارامترهای فوق به ترتیب با دستگاه های BOD متر، DO متر، هدایت سنج الکتریکی و یون کروماتوگرافی اندازه گیری شد (رایس و همکاران، ۲۰۱۷) که مقدار حداقل و حداکثر این پارامترها در جدول (۲) ارائه شده است. مقادیر حداکثر آمونیوم و نترات اندازه گیری شده در زه آب نشان می دهد درصد کمی از کود نیتروژنه به صورت نترات از مزرعه خارج می شود و این مقدار از نترات خروجی در مقایسه با حد مجاز تخلیه نترات به منابع آب سطحی (۵۰ میلی گرم بر لیتر) فاصله زیادی از عامل آلاینده گی منابع آب دارد. مقادیر کم نترات به دست آمده در این پژوهش و پژوهش های در دست انجام نشان می دهد که چرخه نیتروژن در اراضی شالیزاری که شرایط غرقاب و غیرهوازی بر آن حاکم است، می بایست مورد بررسی بیشتری قرار گیرد تا فرم نیتروژنی عامل آلاینده گی آب این

جدول ۱- مختصات جغرافیایی نقاط نمونه برداری

موقعیت نقطه نمونه برداری	شماره نقطه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
طول زهکش	۱	۴۹° ۱۵' ۳۷/۹۷"	۳۷° ۲۵' ۵۱/۴۵"
	۲	۴۹° ۱۵' ۴۵/۵۳"	۳۷° ۲۵' ۵۳/۵۱"
	۳	۴۹° ۱۵' ۵۳/۹۴"	۳۷° ۲۵' ۵۵/۸۴"
	۴	۴۹° ۱۶' ۰۰/۷۳"	۳۷° ۲۵' ۵۸/۲۱"
	۵	۴۹° ۱۶' ۱۸/۳۰"	۳۷° ۲۶' ۰۲/۵۶"
	۶	۴۹° ۱۶' ۴۳/۷۹"	۳۷° ۲۶' ۰۹/۵۹"
	۷	۴۹° ۱۶' ۵۷/۵۲"	۳۷° ۲۶' ۱۲/۷۸"
	۸	۴۹° ۱۷' ۰۸/۶۱"	۳۷° ۲۶' ۱۶/۵۳"
	۹	۴۹° ۱۷' ۱۴/۷۴"	۳۷° ۲۶' ۱۸/۲۳"
ورودی رواناب به زهکش	۱	۴۹° ۱۵' ۴۱/۶۵"	۳۷° ۲۵' ۵۲/۴۸"
	۲	۴۹° ۱۵' ۴۶/۹۱"	۳۷° ۲۵' ۵۳/۹۵"
	۳	۴۹° ۱۵' ۵۹/۴۳"	۳۷° ۲۵' ۵۸/۱۰"
	۴	۴۹° ۱۶' ۰۱/۳۰"	۳۷° ۲۵' ۵۷/۹۶"
	۵	۴۹° ۱۶' ۳۴/۰۱"	۳۷° ۲۶' ۰۷/۰۱"
خروجی از زهکش	۱	۴۹° ۱۵' ۴۷/۳۸"	۳۷° ۲۵' ۵۴/۴۳"
	۲	۴۹° ۱۶' ۰۸/۰۹"	۳۷° ۲۵' ۵۹/۸۱"
	۳	۴۹° ۱۶' ۳۱/۱۰"	۳۷° ۲۶' ۰۶/۱۸"
	۴	۴۹° ۱۶' ۵۶/۵۸"	۳۷° ۲۶' ۱۳/۳۴"

جدول ۲- مقادیر حداقل و حداکثر پارامترهای کیفی زه‌آب (میلی‌گرم بر لیتر) در مقاطع مختلف زهکش

شماره مقطع	پارامتر	نیترات		ارتوفسفات		آمونیم		اکسیژن محلول		نیاز بیولوژیکی اکسیژن		کل جامدات محلول	
		حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر
۱		-/۰.۳۷	-/۰.۶۱۰	-/۰.۲۰	-/۰.۱۵۱	-/۰.۷۳	۲/۹۱۰	۳/۹	۴/۸	۴۱	۸۵	۱۷۰	۲۸۹
۲		-/۰.۷۴	-/۰.۵۷۲	-/۰.۱۴	-/۰.۲۲	-/۱.۰۰	۲/۶۶۰	۳/۷	۵/۱	۴۰	۸۷	۱۶۶	۲۷۵
۳		-/۱.۰۷	-/۰.۴۵۴	-/۰.۰۵	-/۰.۱۶۵	-/۱.۱۲	۲/۶۹۰	۳/۸	۴/۵	۳۳	۸۷	۱۶۷	۲۷۵
۴		-/۲.۳۲	-/۰.۴۷۰	-/۰.۱۱	-/۰.۳۳	-/۱.۱۶	۲/۷۱۰	۳/۶	۴/۳	۳۱	۸۵	۱۶۹	۲۷۹
۵		-/۱.۲۷	-/۰.۷۲۹	-/۰.۰۴	-/۰.۶۷	-/۱.۳۷	۲/۶۷۰	۳/۸	۴/۳	۳۴	۸۸	۱۹۳	۲۸۰
۶		-/۳.۵۰	-/۰.۷۱۸	-/۰.۱۱	-/۰.۴۳	-/۱.۵۱	۲/۶۸۰	۳/۴	۴/۴	۳۴	۸۰	۱۷۵	۲۷۸
۷		-/۳.۴۰	-/۰.۷۶۶	-/۰.۲۳	-/۰.۹۸	-/۳.۶۳	۲/۷۲۰	۳/۷	۳/۸	۳۵	۸۸	۱۷۰	۲۶۶
۸		-/۲.۶۱	-/۰.۵۷۶	-/۰.۲۹	-/۰.۴۱	-	۲/۵۸۰	۳/۱	۴/۶	۴۳	۴۵	۱۹۳	۲۶۹
۹		-/۴.۱۱	۱/۲۵۰	-/۱.۳۳	-/۰.۱۸۴	-/۱.۱۷	-/۳.۱۳	۳/۸	۴/۲	۴۱	۸۹	۱۷۸	۲۷۴

جدول ۳- مشخصات هندسی مقاطع اصلی زهکش

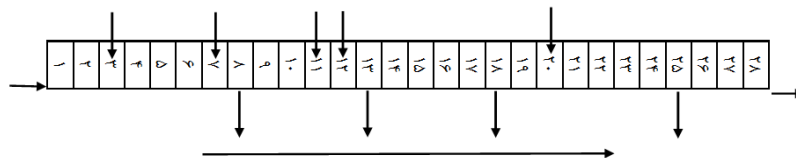
مقاطع	طول (متر)	میانگین عرض سطح آب (متر)	میانگین شیب	میانگین ضریب زبری	میانگین سرعت جریان (متر بر ثانیه)	حداکثر عمق آب (متر)	حداقل عمق آب (متر)	میانگین عمق آب (متر)
۱	۸۰	۰/۸۵	-/۰.۰۷۳	۰/۰.۴۰	۰/۱۳۵-۰/۱۶۳	۰/۱۸۵	۰/۱۳۶	۰/۱۴۴
۲	۳۰	۱/۲۵	-/۰.۰۰۹	۰/۰.۴۰	۰/۰.۹۹-۰/۱.۳۲	۰/۲۳۵	۰/۱۴۲	۰/۱۷۴
۳	۸۰	۱/۹۶	-/۰.۰۲۶	۰/۰.۴۰	۰/۰.۵۱-۰/۰.۸۵	۰/۲۴۰	۰/۱۰۵	۰/۱۸۳
۴	۱۲۰	۲/۰۰	-/۰.۰۲۵	۰/۰.۴۵	۰/۰.۶۷-۰/۰.۹۱	۰/۲۸۰	۰/۱۶۴	۰/۲۰۴
۵	۴۰	۲/۰.۸	-/۰.۰۳۱	۰/۰.۴۵	۰/۱.۲۸-۰/۱.۸۴	۰/۴۸۰	۰/۳۶۰	۰/۴۲۰
۶	۳۰	۱/۸۷	-/۰.۰۱۰	۰/۰.۴۵	۰/۲	-	۰/۵۶۰	-
۷	۲۱۰	۱/۸۸	-/۰.۰۱۴	۰/۰.۵۰	۰/۰.۷۷-۰/۲	۰/۵۵۰	۰/۳۶۰	۰/۴۶۳
۸	۵۰	۲/۰۰	-/۰.۰۱۲	۰/۰.۵۰	۰/۰.۹۲	-	۰/۵۲۰	-
۹	۱۶۰	۲/۰۰	-/۰.۰۰۵	۰/۰.۵۰	-	-	-	-

اساس فاصله بین نقاط نمونه‌برداری در طول زهکش و محل ورودی‌ها و خروجی‌های زهکش به صورت قطعات کوچک (به تعداد ۲۸ قطعه با طول‌های مختلف در محدوده ۲۰ تا ۱۱۰ متر) تقسیم و به مدل معرفی شد (شکل ۲) و سپس اطلاعات هر قطعه شامل طول، عرض، عمق، حجم، شیب، ضریب زبری، غلظت پارامترهای کیفی در مرز بالادست قطعه و ضریب پخشیدگی اعمال شد. همچنین، اطلاعات کمی و کیفی نقاط اتصال زهکش فرعی به اصلی به صورت بار آلاینده متمرکز به مدل معرفی شد.

سری‌های زمانی دمای آب، دمای هوا، نور، سرعت باد، سرعت جریان (تابع تغییرات جریان ورودی به زهکش و خروج از آن نسبت به زمان که حداکثر پنج

برای شبیه‌سازی کیفیت زه‌آب زهکش مورد نظر از مدل WASP استفاده شد. این مدل بر اساس بیلان جرمی و با استفاده از دو زیر برنامه EUTRO (شبیه‌سازی مواد مغذی، اکسیژن محلول، نیاز بیولوژیکی اکسیژن، پدیده یوتریفیکاسیون) و TOXI (شبیه‌سازی فلزات سنگین و مواد آلی) امکان شبیه‌سازی یک، دو و سه بعدی منابع آب سطحی را فراهم می‌کند. در مدل امکان مشخص کردن ضرایب تبدیل در واکنش‌های وابسته به زمان، انتقال ناشی از فرآیند جریان توده‌ای، مشخصات بار آلودگی ورودی و خروجی، تعریف شرایط مرزی کیفیت آب و امکان ایجاد ساختاری مناسب برای فرآیندهای سینتیکی وجود دارد. گام اول در شبیه‌سازی تعریف مشخصات منبع آب برای مدل است، در این راستا طول زهکش بر

تابش خالص که یکی از اجزای معادله فائو - پنمن - مونیت برای محاسبه تبخیر و تعرق مرجع است (علیزاده، ۱۳۸۶) به دست آمد. پس از تکمیل اطلاعات ورودی، شبیه سازی با زیر مدل Eutro که بخش مواد مغذی را شبیه سازی می کند، انجام و تحلیل حساسیت به منظور تعیین پارامترهای حساس اثرگذار بر شبیه سازی مدل و انتخاب ضریب واسنجی (رابطه ۴) بر روی مدل انجام شد.



شکل ۲- شمایی از امان بندی زهکش مورد مطالعه و مقاطع ورود و خروج بار متمرکز

۲۰ درجه سانتی گراد برابر ۹/۱ (مک کچون، ۱۹۸۵) و C غلظت واقعی اکسیژن محلول در جریان بر حسب میلی گرم بر لیتر است. پارامترهای آمونیوم، نیترات، اروتوفسفات، اکسیژن محلول، نیاز بیولوژیکی اکسیژن و کل جامدات محلول با مدل شبیه سازی شد. ضرایب تأثیرگذار بر شبیه سازی هر یک از پارامترها و نحوه تعیین آن ها در جدول (۵) آمده است (واسنجی مدل). ضرایب به سه روش ۱- محاسبه شده از طریق روابط و اطلاعات زهکش، ۲- برآورد شده بر اساس جداول بر مبنای نوع منبع آب و کیفیت آن و ۳- بر اساس مطالعات پیشین انتخاب و در مدل به کار گرفته شد. به منظور اطمینان از ضرایب انتخابی بر اساس مطالعات پیشین، ضرایب حساس (بر اساس نتایج تحلیل حساسیت) در محدوده مطالعات پیشین تغییر داده شد تا ضرایب منطقه ای استخراج شود. نتایج شبیه سازی مدل نشان داد تغییر ضرایب مورد نظر تفاوت محسوسی در دقت شبیه سازی مدل تأثیر نداشت و ضرایب مستخرج از مطالعات پیشین قابل استفاده در منطقه بودند.

تابع یا الگوی جریان قابل تعریف است)، هوادهی و تابش خورشیدی روزانه ثبت شده از هر دوره نمونه برداری به مدل معرفی و در جدول (۴) ارائه شد. تابع دمای آب در هر نمونه برداری نسبت به دمای اولیه آب یعنی دمای آب در اولین نمونه برداری که ۲۷/۱ درجه سانتی گراد بود، تعیین شد. نرخ هوادهی میزان اکسیژنی است که از اتمسفر به یک جریان منتقل می شود و از رابطه (۳) به دست آمد. تابش خورشیدی روزانه نیز با استفاده از رابطه

$$D = 0.011 \frac{U^2 B^2}{H U^*} \quad (1)$$

$$U^* = \sqrt{g H s} \quad (2)$$

$$S = k (C_s - C) \quad (3)$$

$$S_c = \frac{\Delta y}{\Delta b} \quad (4)$$

که در آن ها:

D ضریب پخشیدگی بر حسب مترمربع بر ثانیه، U سرعت متوسط جریان بر حسب متر بر ثانیه، B عرض کف بر حسب متر، H عمق متوسط جریان بر حسب متر، U^* سرعت برشی بر حسب متر بر ثانیه، S شیب متوسط، Δy تفاوت خروجی مدل شبیه سازی در شرایط قبل و بعد از اعمال اغتشاش، y مقدار شبیه سازی قبل از اعمال اغتشاش، Δb درصد اغتشاش و b مقدار پارامتر مورد بررسی در تحلیل حساسیت، S نرخ هوادهی بر حسب میلی گرم بر مترمکعب بر روز، k ضریب ثابت هوادهی در دمای ۲۰ درجه سانتی گراد بر روز که مقدار آن با توجه به در نظر گرفتن جریان ضعیف در زهکش برابر ۰/۲۶ (چوبانوگلاس و شرودر، ۱۹۸۵)، C_s غلظت اشباع اکسیژن محلول بر حسب میلی گرم بر لیتر که مقدار آن در دمای

جدول ۴- توابع زمانی ورودی به مدل WASP

توابع	واحد	۹۶/۲/۱۵	۹۶/۳/۱۲	۹۶/۴/۶
تابع دمای آب	درجه سانتی‌گراد	۱	۰/۹۴۸	۱/۰۵۲
تابش خورشیدی روزانه	Langleys	۱۰/۷۱	۱۵/۳۵	۱۴/۸۴
تابع سرعت باد	متر بر ثانیه	۴/۴	۴/۵	۲/۱
تابع اطفاء نور	-	۰/۱	۰/۱	۰/۱
تابع سرعت جریان ۱	متر بر ثانیه	۰/۰۹۲	۰/۰۹۸	۰/۱۲
تابع سرعت جریان ۲	متر بر ثانیه	۰/۱۴۱	۰/۱۰۳	۰/۰۸۴
تابع سرعت جریان ۳	متر بر ثانیه	۰/۲	۰/۰۹۳	۰/۱۲۷
تابع دمای هوا	درجه سانتی‌گراد	۱۹	۲۳/۵	۲۵/۷
تابع هوادهی	در روز	۱/۲۴۸	۱/۲۲۲	۱/۴۰۴

نسبت به پارامترهای دبی و ضریب اصلاح دما برای هوادهی و نیاز بیولوژیکی اکسیژن نسبت به پارامترهای دبی، ثابت میزان واپاشی BOD و ضریب اصلاح دمای میزان واپاشی BOD حساس بود. مقایسه مقادیر ضریب حساسیت دبی و پخشیدگی در پارامترهای مورد شبیه‌سازی نشان داد که بیش‌ترین حساسیت به ترتیب به پارامتر آمونیوم و ارتوفسفات تعلق داشت. بنابراین، در شبیه‌سازی آمونیوم دقت اندازه‌گیری سرعت جریان و در شبیه‌سازی ارتوفسفات دقت برآورد ضریب پخشیدگی اهمیت بیشتری دارد.

برای ارزیابی دقت شبیه‌سازی پارامترهای دبی، شوری، نترات، ارتوفسفات، آمونیوم، اکسیژن محلول و نیاز بیولوژیکی اکسیژن از داده‌های مشاهداتی مربوط به هر نه مقطع، در ماه‌های اردیبهشت، خرداد و تیر سال ۱۳۹۶ استفاده شد. جدول (۷) مقادیر شاخص‌های آماری برای پارامترهای شبیه‌سازی شده مدل را نشان می‌دهد. همان‌طور که در جدول مشخص است، مقدار ضریب تبیین برای ارتوفسفات از تمام پارامترها بیش‌تر و متوسط خطای نرمال آن کم‌تر بود. همچنین، کم‌ترین مقدار ضریب تبیین مربوط به اکسیژن محلول و بیش‌ترین مقدار متوسط خطای نرمال مربوط به آمونیوم بود. با توجه به طبقه‌بندی جمینسن و همکاران (۱۹۹۱) در ارتباط با جذر میانگین مربعات خطای نرمال (مقدار صفر تا ۱۰ درصد برای این پارامتر نشان‌دهنده شبیه‌سازی عالی، ۱۰ تا ۲۰

برای ارزیابی دقت شبیه‌سازی مدل، از شاخص‌های آماری شامل خطای جذر میانگین مربعات (RMSE)، جذر میانگین مربعات خطای نرمال (NRMSE)، ضریب جرم باقی‌مانده (CRM) و ضریب تبیین (R^2) استفاده شد (روابط ۵ تا ۸).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_o - x_p)^2}{n}} \quad (5)$$

$$NRMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_o - x_p)^2}{n \cdot x_{ave}}} \quad (6)$$

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n x_o - \sum_{i=1}^n x_p}{\sum_{i=1}^n x_o} \quad (7)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_p - x_o)^2}{\sum_{i=1}^n (x_p - x_{ave})^2} \quad (8)$$

که در آن‌ها:

x_o داده‌های مشاهده‌شده، x_p داده‌های شبیه‌سازی شده، x_{ave} میانگین داده‌های مشاهده‌ای و n تعداد کل داده‌ها هستند.

نتایج و بحث

نتایج تحلیل حساسیت بر روی داده‌های ورودی به مدل WASP در جدول (۶) آمده‌است. نتایج نشان داد که پارامتر شوری و نترات نسبت به پارامتر دبی، ارتوفسفات نسبت به سه پارامتر دبی، ضریب پخشیدگی و ضریب تفکیک فسفات در ستون آب، آمونیوم نسبت به پارامترهای دبی، ثابت میزان نیتریفیکاسیون، ضریب دمای نیتریفیکاسیون حساس‌تر بود. همچنین، اکسیژن محلول

محلول $R^2=0/63$ و $MAE=0/86$ mg/l محاسبه نمودند. نوابیان و همکاران (۱۳۹۴) برای نیترات $R^2=0/84$ و $MAE=0/48$ mg/l و برای فسفات $R^2=0/89$ و $MAE=0/23$ mg/l به کمک مدل WASP به دست آوردند. شکری و همکاران (۱۳۹۳) با استفاده از نتایج حاصل از صحت سنجی مدل QUAL2KW برای دو پارامتر آمونیوم ($R^2 = 0/94$, $MAE = 0/006$ mg/l) و نیترات ($R^2 = 0/92$, $MAE = 0/1$ mg/l) نشان دادند که مدل تطابق خوبی با واقعیت دارد. مقایسه شاخص های آماری پژوهش های فوق با شاخص های این پژوهش نشان می دهد که مدل WASP توانسته است کیفیت زه آب زهکشی را با دقت بالاتری شبیه سازی کند و از این رو استفاده از آن در شبیه سازی قابل توصیه است.

درصد شبیه سازی خوب، ۲۰ تا ۳۰ درصد شبیه سازی متوسط و بیشتر از ۳۰ درصد شبیه سازی ضعیف) بیشترین دقت شبیه سازی مدل مربوط به پارامترهای نیاز بیولوژیکی اکسیژن و ارتوفسفات و ضعیف ترین شبیه سازی مربوط به پارامتر آمونیوم بود. دلیل این امر می تواند دقت بیشتر در ضرایب و ثابت های ورودی دو پارامتر نیاز بیولوژیکی اکسیژن و ارتوفسفات نسبت به آمونیوم باشد.

مقدار ضریب جرم باقی مانده برای دبی منفی بود که نشان دهنده تمایل مدل به کم تر برآورد کردن مقادیر پارامتر نسبت به مقادیر مشاهده ای است و مقدار این ضریب برای سایر پارامترها مثبت بود که نشان دهنده تمایل مدل به بیش تر برآورد کردن مقادیر آن ها نسبت به مقادیر مشاهده ای است. کم تر برآورد شدن دبی در شبیه سازی کمیت زه آب بر نتایج شبیه سازی کیفی زه آب تأثیرگذار است که علت تمایل به بیش برآورد آن ها را توجیه می کند.

به دلیل محدودیت مدل در تعداد اندک توابع جریان های ورودی به جریان اصلی، عدم دریافت جریان های خروجی به صورت تابع مجزا و تعداد زیاد این جریان ها در زهکش مورد نظر، پارامتر دبی با قابلیت خوبی شبیه سازی نشد. مقدار متوسط خطای نرمال برای دو پارامتر نیترات و ارتوفسفات در محدوده ۱۰ تا ۲۰ درصد بود، ولی میزان خطای جذر میانگین مربعات برای ارتوفسفات کم تر از نیترات بود؛ بنابراین پارامتر ارتوفسفات از شبیه سازی بهتری برخوردار بود. آلام و همکاران (۲۰۱۵) با استفاده از مدل QUAL2KW مقدار RMSE را برای پارامترهای فسفر کل، کل مواد جامد محلول، نیتروژن کل، نیاز بیولوژیکی اکسیژن و نیاز شیمیایی اکسیژن به ترتیب ۰/۴۴، ۱۵۲/۵، ۱/۰۹، ۶/۷ و ۸/۵۶ میلی گرم بر لیتر را به دست آوردند. علی وردی و اسلامی (۲۰۱۴) با استفاده از مدل WASP برای نیترات $R^2=0/905$ و $MAE^2=0/52$ mg/l و برای اکسیژن

² Mean Absolute Error

جدول ۵- ضرایب تأثیرگذار بر شبیه‌سازی پارامترها در مدل WASP در پژوهش حاضر

پارامتر	ضرایب	واحد	مقادیر	منبع
کل جامدات محلول	ضریب پخشیدگی	مترمربع بر ثانیه	-۰/۰۳۱۰ ۰/۰۰۹۶	فیشر، ۱۹۷۹ (روابط ۱ و ۲)
	ثابت میزان نیتریفیکاسیون	در روز	۱/۰۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	ضریب دمای نیتریفیکاسیون	-	۱/۰۴۷۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
آمونیم	ثابت حد نیمه اشباع اکسیژن برای نیتریفیکاسیون	میلی گرم اکسیژن در لیتر	۲/۰۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	حداقل دما برای واکنش نیتریفیکاسیون	درجه سانتی گراد	-۰/۰۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
نیترات	ثابت میزان دی‌نیتریفیکاسیون	در روز	-۰/۰۳۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	ضریب دمای دی‌نیتریفیکاسیون	-	-۰/۰۴۵۱	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
ارتوفسفات	ضریب تفکیک فسفات در ستون آب	لیتر بر کیلوگرم	-۰/۳۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	نرخ ثابت جهانی هوادهی	در روز	-۰/۲۶۰۰	(تینوگلس و شرودر، ۱۹۸۵)
اکسیژن محلول	حداقل نرخ هوادهی	در روز	-۰/۷۸۰۰	چین، ۲۰۰۶
	حداکثر نرخ قابل محاسبه هوادهی	در روز	۱۰۰/۰۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	ضریب اصلاح دما برای هوادهی	-	۱/۰۲۴۰	چین، ۲۰۰۶
	نرخ استوکیومتری اکسیژن به کربن	-	۲/۶۷۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	ثابت میزان واپاشی BOD	در روز	-۰/۱۷۵۰	کیلی ۱۹۹۷
	ضریب اصلاح دما میزان واپاشی BOD	-	۱/۰۴۷۰	نووتنی، ۲۰۰۳
نیاز بیولوژیکی اکسیژن	ثابت میزان واپاشی رسوب BOD	در روز	-۰/۵۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶
	ضریب اصلاح دما میزان واپاشی رسوب BOD	-	۱/۰۴۷۰	نووتنی، ۲۰۰۳
	حد اکسیژن نیمه اشباع BOD	میلی گرم اکسیژن در لیتر	-۰/۵۰۰۰	موسس شیلا و همکاران، ۲۰۱۶

جدول ۶- مقادیر ضریب حساسیت پارامترهای ورودی مدل WASP در زهکش مورد مطالعه

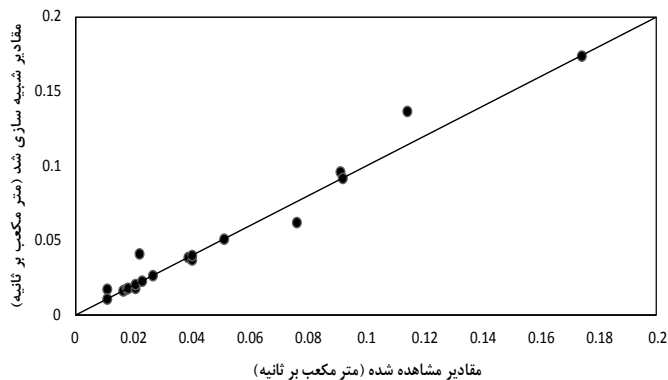
ضریب حساسیت	پارامتر ورودی	پارامتر شبیه سازی
۰/۰۵۶۰۰۰	دبی	شوری
۰/۰۰۱۶۰۰	ضریب پخشیدگی	
۰/۱۳۰۰۰۰	دبی	نیترات
۰/۰۰۱۶۰۰	ضریب پخشیدگی	
۰/۰۰۰۰۰۱	ثابت میزان دی نیتریفیکاسیون	نیترات
۰/۰۰۰۰۰۱	ضریب دمای دی نیتریفیکاسیون	
۰/۰۲۰۰۰۰	دبی	ارتوفسفات
۰/۰۲۷۰۰۰	ضریب پخشیدگی	
۰/۰۲۸۰۰۰	ضریب تفکیک فسفات در ستون آب	
۰/۱۶۰۰۰۰	دبی	آمونیم
۰/۰۰۰۲۹۰	ضریب پخشیدگی	
۰/۰۰۱۹۰۰	ثابت میزان نیتریفیکاسیون	
۰/۰۰۱۹۰۰	ضریب دمای نیتریفیکاسیون	
۰/۰۰۰۰۱۰	ثابت حد نیمه اشباع اکسیژن برای نیتریفیکاسیون	
۰/۰۰۰۰۱۰	حداقل دما برای واکنش نیتریفیکاسیون	
۰/۰۴۱۰۰۰	دبی	اکسیژن محلول
۰/۰۰۱۷۰۰	ضریب پخشیدگی	
۰/۰۰۱۵۰۰	حداقل میزان هوادهی	
۰/۰۰۵۴۰۰	ضریب اصلاح دما برای هوادهی	
۰/۰۰۰۰۱۰	نرخ جهانی هوادهی	
۰/۰۰۰۰۱۰	نرخ استوکیومتری اکسیژن به کربن	
۰/۰۰۰۰۱۰	حداکثر نرخ قابل محاسبه هوادهی	
۰/۰۷۵۰۰۰	دبی	نیاز بیولوژیکی اکسیژن
۰/۰۰۰۰۲۳	ضریب پخشیدگی	
۰/۰۰۰۰۸۰	ثابت میزان واپاشی BOD	
۰/۰۱۵۰۰۰	ضریب اصلاح دما میزان واپاشی BOD	
۰/۰۰۰۰۷۱	حد اکسیژن نیمه اشباع BOD	
۰/۰۰۰۰۱۰	ثابت میزان واپاشی رسوب BOD	
۰/۰۰۰۰۱۰	ضریب اصلاح دمای میزان واپاشی BOD	
۰/۰۰۰۰۱۰	نرخ استوکیومتری اکسیژن به کربن	

جدول ۷- نتایج ارزیابی دقت مدل WASP در شبیه سازی پارامترهای کیفی زهکش

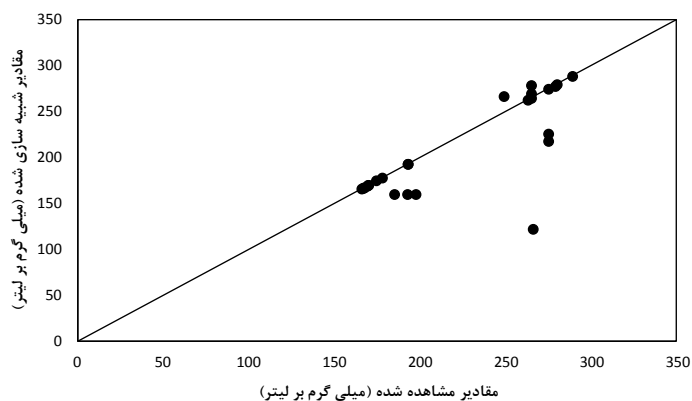
R ²	CRM	NRMSE	RMSE (mg/l)	پارامتر شبیه سازی
۰/۹۷	-۰/۰۳۸	۰/۱۶۶	۰/۰۰۷۶	دبی
۰/۶۲	۰/۰۵۶	۰/۱۵۶	۳۴/۶۷۰۰	شوری
۰/۹۳	۰/۰۱۶	۰/۱۷۶	۰/۰۷۱۰	نیترات
۰/۹۸	۰/۰۱۹	۰/۱۴۳	۰/۰۰۵۵	ارتوفسفات
۰/۹۶	۰/۰۲۰	۰/۲۸۳	۰/۱۹۸۰	آمونیم
۰/۱۹	۰/۰۸۷	۰/۱۷۹	۰/۷۴۵۰	اکسیژن محلول
۰/۹۲	۰/۰۶۸	۰/۱۴۸	۸/۶۴۰۰	نیاز بیولوژیکی اکسیژن

اکسیژن محلول و نیاز بیولوژیکی اکسیژن به دلیل ماهیت آن‌ها، تعدد پارامترهای موثر در شبیه‌سازی و تحت تأثیر بودن پارامترهای با دقت برآورد شده کم‌تر مانند آمونیوم، اکسیژن محلول و نیاز بیولوژیکی اکسیژن به ذرات فرسایش یافته خاک و وضعیت جمعیت میکروبی زه‌آب که احتمال خطای شبیه‌سازی را بیشتر می‌کند، می‌توانند از دلایل دقت کم‌تر شبیه‌سازی باشند.

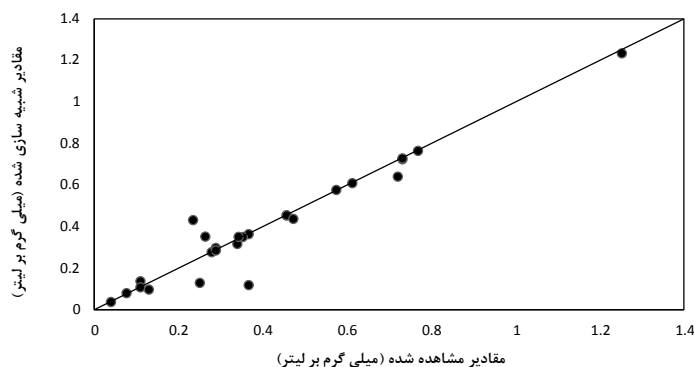
نسبت مقادیر مشاهده و شبیه‌سازی شده پارامترهای مورد نظر در شکل‌های (۳) تا (۹) ارائه شده است. همان‌طور که در شکل‌ها مشخص است، پراکنش نقاط مشاهده و شبیه‌سازی شده در اطراف خط یک به یک در پارامترهای دبی زهکش و ارتوفسفات و نترات زه‌آب نسبت به سایر پارامترها بهتر بود. خطای آزمایشگاهی در اندازه‌گیری پارامترها به خصوص در مورد پارامترهای



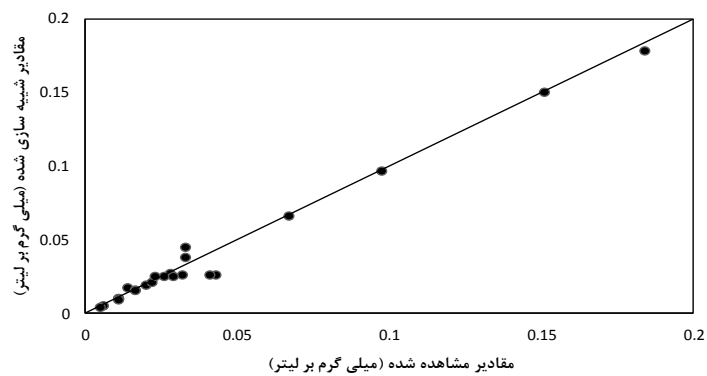
شکل ۳- مقادیر مشاهده و شبیه‌سازی شده دبی در زهکش



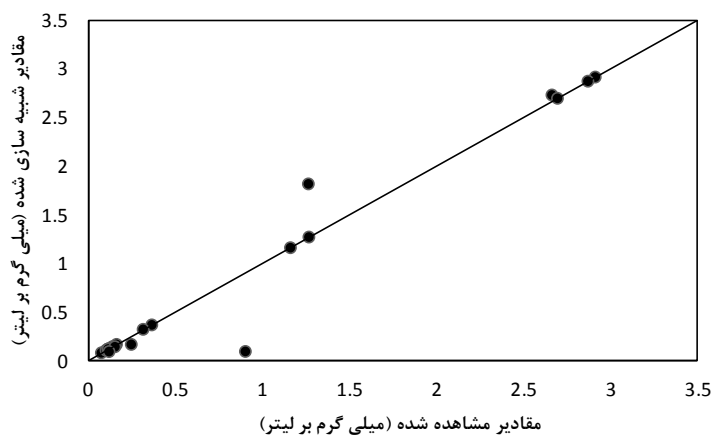
شکل ۴- مقادیر مشاهده و شبیه‌سازی شده کل جامدات محلول در زهکش



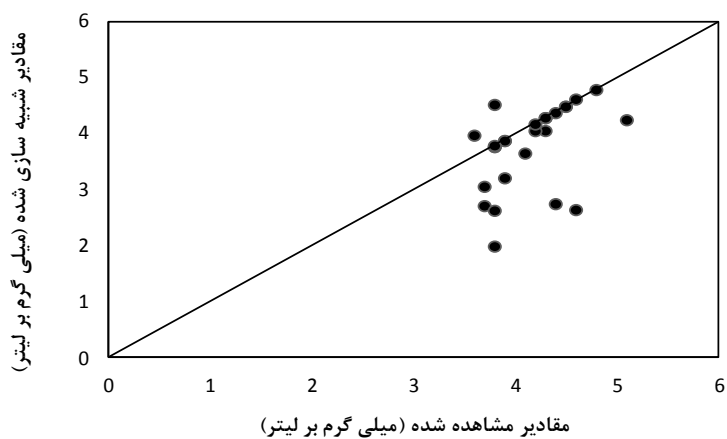
شکل ۵- مقادیر مشاهده و شبیه‌سازی شده نترات در زهکش



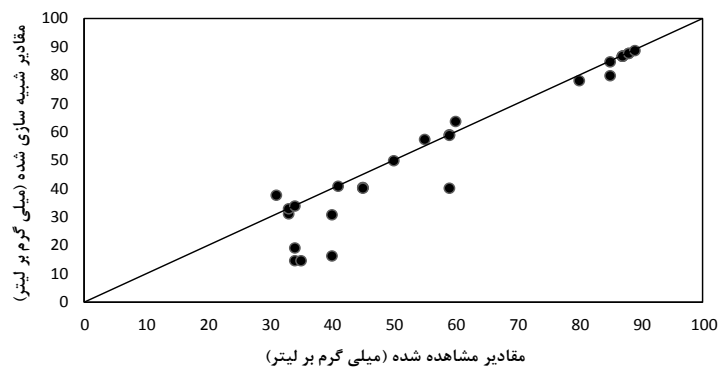
شکل ۶- مقادیر مشاهده و شبیه سازی شده ارتوفسفات در زهکش



شکل ۷- مقادیر مشاهده و شبیه سازی شده آمونیوم در زهکش



شکل ۸- مقادیر مشاهده و شبیه سازی شده اکسیژن محلول در زهکش



شکل ۹- مقادیر مشاهده و شبیه‌سازی شده نیاز بیولوژیکی اکسیژن در زهکش

نتیجه‌گیری

نرمال‌شده) در شبیه‌سازی ارتوفسفات بیش‌تر از نیتрат به‌دست آمد که دلیل این امر می‌تواند چرخه فعال‌تر نیتروژن در اراضی شالیزاری و زهکش (تبدیل آمونیوم، نیتريت و نیترات به یکدیگر) باشد. همچنین با توجه به مقادیر اندازه‌گیری شده نیترات در زه‌آب در مقایسه با سایر فرم‌های نیتروژن، مطالعه بیشتر چرخه نیتروژن در اراضی شالیزاری توصیه می‌شود. دقت شبیه‌سازی آمونیوم نسبت به سایر پارامترهای مورد بررسی کم‌تر بود که اضافه شدن فرایند نیتریفیکاسیون و تأثیرپذیری تغییرات آن از فرایند فرسایش ذرات خاک و جذب سطحی خاک می‌تواند علت پیچیدگی شبیه‌سازی و کاهش دقت مدل باشد.

مقایسه نتایج شبیه‌سازی مدل با داده‌های مشاهده‌ای نشان داد که مدل WASP توانایی نسبتاً خوبی در شبیه‌سازی پارامترهای نیترات، فسفات، آمونیوم، اکسیژن محلول، نیاز بیولوژیکی اکسیژن و شوری زه‌آب زهکش کلکتور اراضی شالیزاری دارد. دلایل وجود خطا در شبیه‌سازی را می‌توان به تعدد پارامترهای تأثیرگذار بر پارامترهای کیفی آمونیوم، نیترات، اکسیژن محلول و نیاز بیولوژیکی اکسیژن و استفاده از مقادیر پیش فرض آن‌ها و همچنین محدودیت در اعمال توابع جریان به ازای هر ورودی به زهکش و خروجی از آن نسبت داد. همچنین، دقت مدل (میزان ضریب تبیین و میانگین خطای

فهرست منابع

۱. خسروی‌نیا، ا. گلماهی، ح. و ضیا تبار احمدی، م. ۱۳۸۸. مدیریت کیفی سیستم‌ها رودخانه‌ای به‌وسیله مدل ریاضی WASP (مطالعه موردی رودخانه کارون). پنجمین همایش علوم و مهندسی آب‌خیزداری ایران. کرج. انجمن آب‌خیزداری ایران. ۲۰۲۵-۲۰۱۶.
۲. رزمخواه، ه. و نیاورانی، م. ۱۳۸۷. تجزیه و تحلیل تأثیرات منابع آلاینده بر کیفیت آب رودخانه کر با کاربرد شبیه‌سازی WASP. مجله مهندسی آب. ۱: ۴۳-۵۲.
۳. شکری، س. هوشمند، ع. و معاضد، ه. ۱۳۹۴. شبیه‌سازی کیفی آمونیوم و نیترات در طول رودخانه گرگر با استفاده از مدل QUAL2KW. نشریه اکویولوژی تالاب. ۲۳: ۶۸-۵۷.
۴. علیزاده، ا. ۱۳۸۶. طراحی سیستم‌های آبیاری. جلد اول. دانشگاه امام رضا (ع). مشهد. ۴۵۲ صفحه.
۵. نوایان، م. محمدپور، ز. وظیفه دوست، م. اسمعیلی ورکی، م. و شیخی گراکویی، ک. ۱۳۹۴. برآورد بار آلودگی نیترات و فسفات اراضی شالیزاری با استفاده از مدل WASP و تصاویر ماهواره‌ای (مطالعه موردی: رودخانه پسیخان). نشریه آبیاری و زهکشی ایران. ۴(۹): ۶۳۵-۶۲۴.

6. Aliverdi, A., and H. Eslami. 2014. Modeling of BOD and ammonia in Karkheh river using WASP6. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, 4:1-9.
7. Allam A., Fleifle, A., Tawfik, A., Yoshimura, C., and A. El-Saadi. 2015. A simulation-based suitability index of the quality and quantity of agricultural drainage water for reuse in irrigation. *Science of the Total Environment*, 536:79-90.
8. Ajeegah, G.A., Abanda, B., Victorians, W., and E. Nkeng George. 2017. An application of a water assessment and simulation model in the remediation of the eutrophication capacity of tropical water system: Case study the Lake Obili in Yaounde (Cameroon). *Journal of Water and Land Development*, 33:11-22.
9. Chin David, A. 2006. *Water-quality engineering in natural systems*. John Wiley and Sons, Inc. Hoboken. New Jersey. 601 pages.
10. Fischer H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J., and N.H. Brooks. 1979. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press. New York. 483 pages.
11. Jamieson, P., Porter, J., and D. Wilson. 1991. A test of the computer simulation model ARC-WHEAT1 on wheat crops grown in New Zealand. *Journal of Field Crops Research*, 27:337-350.
12. Kiely, G. 1997. *Environmental engineering*. McGraw-Hill. New York. 979 pages.
13. McCutcheon, S.C. 1985. *Water quality and stream flow data for the West Fork Trinity River in Fort Worth. TX, Water-Resources Investigations Report*. U.S. Geological Survey Washington DC. 84-4330.
14. Moses Sheela, A., Janaki, L., Joseph, S., and J. Joseph. 2015. Water quality prediction capabilities of WASP model for a tropical lake system. *Journal of Lakes & Reservoirs Research and Management*, 20(4): 285-299.
15. Novotny, V. 2003. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*, 2nd Edition, Wiley, New York. 888 pages.
16. Rice, E.W., Baird, R.B., and A.D. Eaton. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American Public Health Association, American Water Works Association. Water Environment Federation.
17. Tchobanoglous, G., and E.D. Schroeder. 1985. *Water Quality*. Addison-Wesley Addison-Wesley Publishing Company, Massachusetts.