



مدیریت آب و آبیاری

(نشریه علمی)

دوره ۱۱ ■ شماره ۲ ■ تابستان ۱۴۰۰

صفحه‌های ۳۴۳-۳۲۵

DOI: 10.22059/jwim.2021.324853.877

مقاله پژوهشی:

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان-رودخانه

آزاده جمشیدی^۱، جمال محمدولی سامانی^{۲*}، حسین محمدولی سامانی^۳، مهدی مظاهری^۴

۱. دانشجوی دکتری، گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۲. استاد، گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۳. استاد، گروه عمران، دانشکده مهندسی عمران و معماری، دانشگاه شهید چمران اهواز، ایران (استاد مدعو دانشگاه تربیت مدرس).

۴. دانشیار، گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۰/۰۳/۱۱ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۰/۰۵/۲۳

چکیده

یکی از مهم‌ترین اقدامات در مدیریت کیفی منابع آب زیرزمینی و سطحی، شناسایی منابع آلوده‌کننده احتمالی و پایش مستمر آن‌هاست. از آنجایی که نحوه ارتباط کمی و کیفی یک سیستم یکپارچه آبخوان-رودخانه و الگوی زمانی آلودگی رهاشده در منشأ به‌سادگی قابل تشخیص نیست، نیاز به استفاده از روش‌های مؤثر شناسایی به‌صورت معکوس وجود دارد. در پژوهش حاضر، از رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی برای حل معکوس معادله انتقال آلودگی در یک سیستم یکپارچه به‌منظور شناسایی مشخصات منبع آلاینده رهاشده در آبخوان تا رسیدن به رودخانه مجاور و حرکت در طول مسیر جریان، تنها از روی اطلاعات غلطت-زمان اندازه‌گیری‌شده در ایستگاه کنترل رودخانه برای اولین بار استفاده شده است. به‌دلیل تکرارهای زیاد الگوریتم بهینه‌سازی در این رویکرد که منجر به هزینه محاسباتی بسیار بالایی خواهد شد، یک مدل جایگزین شبیه‌سازی براساس تئوری تابع انتقال به‌کار برده شد. مقایسه مدل‌ها و ارزیابی مزایا و معایب هر کدام برای دو مثال صورت پذیرفت. در مثال اول یک سیستم آبخوان-رودخانه فرضی و در مثال دوم به‌منظور لحاظ پیچیدگی بیش‌تر از ابعاد هندسی رودخانه کارون استفاده شد. نتایج حاکی از سرعت بیش‌تر مدل جایگزین پیشنهادی در بازیابی مشخصات منبع آلاینده حتی با استفاده از داده‌های مشاهداتی دارای خطا بوده است. یک‌بار اجرای مدل‌های شبیه‌سازی آلودگی در شرایط استفاده از مدل جایگزین انتقال تنها به ۰/۵۶ درصد زمان اجرای حاصل از یکپارچه‌سازی این مدل‌ها نیاز داشت که با توجه به تأثیر مستقیم آن در افزایش قابل‌توجه سرعت حل معکوس، استفاده از آن در سناریوهای واقعی مدیریتی و محیط زیستی که به‌طورکلی با محدودیت زمان مواجه است پیشنهاد می‌شود.

کلیدواژه‌ها: بازیابی تابع شدت منبع آلاینده، مدیریت کیفی منابع آب، مسأله معکوس، معادله جابه‌جایی - پراکنندگی.

The Comparison of Inverse approaches Simulation-Optimization and Surrogate Transport Model for Pollution Source Characteristics Identification in Aquifer-River Integrated Systems

Azade Jamshidi¹, Jamal Mohammad Vali Samani^{2*}, Hossein Mohammad Vali Samani³, Mehdi Mazaheri⁴

1. Ph.D. Candidate, Engineering and Water Management Department, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

2. Professor, Engineering and Water Management Department, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

3. Retired Professor, Civil Engineering Department, Faculty of Civil Engineering and Architecture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran (Visiting Professor at Tarbiat Modares University).

4. Associate Professor, Engineering and Water Management Department, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

Received: June, 01, 2021

Accepted: August, 14, 2021

Abstract

The identification of potential pollution sources and their continuous monitoring is one of the most important measures in the quality management of groundwater and surface water resources. Since the relation between these two systems and the injected pollution pattern at the source is not easily discernible, inverse methods are recommended. In this paper, the inverse solution of the ADE equation is conducted using the simulation-optimization approach to identify the characteristics of a pollution source that is released in a confined aquifer and reaches a river, then moves along the stream to a monitoring cross-section where it is detected. The proposed case studies were not investigated before. The inverse method combines the forward model and an optimization algorithm. To speed up the computation, the transfer function theory is applied to create a surrogate transport forward model. The two approaches are compared in terms of accuracy and speed of solution for two hypothetical cases (The second example, considering the geometric dimensions of the Karun River in Iran). The result show transfer function methodology used to create a surrogate transport model is convenient, very fast compared to other existing approaches, and more accurate in the reconstruction of source characteristics even in presence of noise on observations. Moreover, each application of the transfer function to surrogate the transport process requires only 0.56 percent of the computation time of the complete simulation model. So due to its effect on significantly increasing the reverse resolution speed, it can be used for real scenarios of pollutant transport problems that generally face time constraints.

Keywords: Advection-Dispersion equation, Inverse problem, Quality management of water resources, Reconstruction of pollution source characteristics.

مقدمه

پساب‌ها و فاضلاب‌های آبی در بخش‌های صنعت، کشاورزی و شرب موجب آلودگی منابع آب‌های زیرزمینی و سطحی شده و به این ترتیب دسترسی به آب سالم را با محدودیت مواجه می‌کند. این مسأله، عامل تهدیدکننده سلامت انسان‌ها و سایر موجودات زنده است. از جمله مهم‌ترین اقدامات در راستای افزایش کمی و کیفی منابع آب، اجرای طرح‌های پایش و کنترل آلودگی این منابع می‌باشد. اما باید توجه داشت که این اقدامات زمانی نتیجه‌بخش است که منابع آلاینده به‌درستی شناسایی شوند. شناسایی منابع آلوده‌کننده سیستم‌های آبی شامل تعیین مکان، مقدار و یا الگوی زمانی رهاسازی منابع بوده که بسته به شرایط موجود، هرکدام از آن‌ها به‌تنهایی و یا با هم می‌توانند هدف یک طرح پایش و کنترل آلودگی در نظر گرفته شوند. مسأله مهم دیگر مرتبط‌بودن ساختارهای آبی با یکدیگر است. با توجه به این موضوع، این امکان وجود دارد که هرکدام از منابع آب زیرزمینی و یا سطحی نظیر رودخانه‌ها از یکدیگر تأثیر پذیرفته و در صورت آلوده‌بودن یکی از آن‌ها، دیگری نیز در معرض آلودگی قرار گیرد. لذا ضروری است مدلی ارائه شود که بتواند مسأله شناسایی مشخصات منابع آلاینده را در یک سیستم یکپارچه آبخوان-رودخانه در نظر بگیرد. مسأله شناسایی منابع آلاینده در آب‌های زیرزمینی و سطحی در دسته مسائل معکوس طبقه‌بندی می‌شود و رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی یکی از گسترده‌ترین روش‌ها برای حل چنین مسائلی است. در این رویکرد مشخصات منابع آلاینده به‌عنوان پارامترهای تصمیم مسأله در یک فرایند تکراری با توجه به حداقل کردن یک تابع هدف مناسب که می‌تواند مجموع مجذورات اختلاف غلظت‌های محاسباتی و مشاهداتی غلظت یا هر مجموع مناسب دیگر باشد، محاسبه می‌شوند. فهم آسان و فرمولاسیون ساده‌تر نسبت

به سایر روش‌ها از مزایای رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی می‌باشد. اما باید توجه داشت این روش در صورت برخورد با یک مسأله پیچیده و کاربردی به قدرت محاسباتی بالایی نیاز دارند و به‌دلیل فرایند تکراری در حل مسأله به هزینه‌های محاسباتی زیادی می‌انجامند. به همین دلیل استفاده از مدل‌های جایگزین با هدف افزایش قابلیت محاسباتی و کارایی هر دو مدل شبیه‌ساز و بهینه‌ساز اجتناب‌ناپذیر است. از جمله مهم‌ترین مدل‌های جایگزین می‌توان به روش چندجمله‌ای (Fen et al., 2003; Wang, 2009)، کریجینگ^۱ (Simpson, 2001; Luo & Lu, 2014; Guo et al., 2019)، شبکه عصبی مصنوعی^۲ (Behzadian et al., 2009; Khu & Werner, 2003; Mirghani et al., 2012; Ayvaz et al., 2014; Sirvastava & Singh, 2015)، نقشه‌های خود سازمان‌یافته^۳ (Hazrati-yadkooi & Datta, 2017a; Xia et al., 2019; Hazrati-yadkooi & Datta, 2017b)، توابع پایه شعاعی^۴ (Mullur & Messac, 2006; Regis & Zhang, 2007)، ماشین‌های بردار پشتیبان^۵ (Shoemaker, 2007)، خطوط رگرسیون انطباقی چندمتغیره^۶ (et al., 2009)، خطوط رگرسیون انطباقی چندمتغیره^۶ (Barron & Xiao, 1991; Jin et al., 2001) و مدل‌های جایگزین شامل مدل جایگزین گروهی^۷ که از ترکیب مدل‌های جایگزین کریجینگ، توابع پایه شعاعی و ماشین‌های بردار پشتیبان به‌دست آورده شده است (Xing et al., 2019) و مدل جایگزین براساس تئوری تابع انتقال^۸ (Zanini & Woodbury, 2016; Butera et al., 2013; Jamshidi et al., 2020) اشاره کرد.

Simpson (2001) از مدل کریجینگ به‌عنوان جایگزین روش سطح پاسخ برای بهینه‌سازی چند مسأله در مهندسی هوافضا استفاده نمود که نتایج حاکی از دقت بیش‌تر مدل کریجینگ بود. Khu & Werner (2003) از روش‌های مبتنی بر شبیه‌سازی مونت-کارلو برای تخمین عدم قطعیت در

مدل شبکه عصبی مصنوعی جایگزین شبیه‌سازی را در رویکرد دوم به‌کار بردند. این رویکرد به نحو مؤثری زمان محاسبات را کاهش داد و مسأله‌ای که به چند روز زمان برای حل نیاز داشت را در عرض چند ساعت حل می‌کرد. با این وجود این روش در اکثر مواقع جواب نزدیک به بهینه را پیدا می‌کند و در یافتن جواب بهینه مطلق ناتوان است. بنابراین رویکرد سوم به‌صورت روش بهینه‌سازی ترکیبی ارائه شد که ابتدا مسأله با استفاده از مدل بهینه‌ساز-شبیه‌ساز براساس شبکه عصبی حل شده و خروجی آن به‌عنوان مقدار اولیه برای مدل براساس GMS استفاده می‌شود. این رویکرد کارایی بیش‌تری نسبت به استفاده از مدل صرفاً براساس GMS و همچنین دقت بیش‌تری نسبت به مدل صرفاً براساس شبکه عصبی دارد. Hazrati & Datta (2017a) روشی برای شناسایی منابع آلودگی با وجود عدم قطعیت در پارامتر هدایت هیدرولیکی برای آبخوان غیر همگن و چندلایه ارائه دادند. در این روش از الگوریتم نقشه‌های خودسازمان یافته (SOM) برای ایجاد مدل‌های جایگزین استفاده شد که مدل‌های شبیه‌سازی جریان و انتقال را تقریب می‌زد. Hazrati & Datta (2017b) در مطالعه دیگر یک روش بهینه‌سازی براساس مدل‌های جایگزین تطابقی^۹ برای تعیین مشخصات منابع آلودگی آب‌های زیرزمینی ارائه دادند که قادر به شناسایی مکان، زمان آزادسازی و تابع شدت منبع آلاینده پایستار در یک آبخوان یک‌لایه همگن می‌باشد. Xing *et al.* (2019) یک مدل جایگزین گروهی که از ترکیب مدل‌های جایگزین کریجینگ، توابع پایه شعاعی و ماشین‌های بردار پشتیبان به‌دست آورده شده بود را در فرایند شناسایی هر دو منابع آلاینده پایستار و واکنش‌دهنده در آبخوان به‌کار بردند. نتایج حاکی از دقت بالای روش پیشنهادی به همراه کاهش زمان محاسباتی به‌منظور حل معکوس مسأله شناسایی منابع آلودگی بوده است. Jamshidi *et al.* (2020) کارایی مدل جایگزین شبیه‌سازی براساس تئوری تابع انتقال را برای

مدل‌های هیدرولوژیکی استفاده کردند. آن‌ها برای کاهش تعداد اجزای موردنیاز، یک الگوریتم ژنتیک هیبریدی به‌همراه شبکه عصبی مصنوعی (GAANN) به‌عنوان مدل جایگزین به‌کار بردند. نتایج نشان داد مدل جایگزین پیشنهادی مؤثرتر و کارآمدتر بوده و به تعداد اجزای شبیه‌سازی کم‌تری نیاز دارد. همچنین استفاده از آن امکان به‌کاربردن آنالیز عدم قطعیت برای مدل‌های شبیه‌سازی با حجم محاسباتی بالا را افزایش می‌دهد. Singh *et al.* (2004) از شبکه عصبی مصنوعی به‌عنوان مدل جایگزین شبیه‌سازی به‌منظور شناسایی مکان، مقدار و مدت رهاسازی منابع آلاینده در سفره آب زیرزمینی استفاده کردند. نتایج با در نظر گرفتن ماده آلاینده پایستار، نبود عدم قطعیت و خطا در پارامترها نشان داد که با افزایش تعداد منابع پتانسیل آلاینده، پیچیدگی مسأله و ابعاد الگوهای به‌کار رفته در ساختار شبکه عصبی افزایش می‌یابد. Butera *et al.* (2013) به‌منظور شناسایی هم‌زمان مکان و تابع رهاسازی منبع آلودگی در آب‌های زیرزمینی یک روش ژئواستاتیکی به‌کار بردند که برای شبیه‌سازی فرایند انتقال از روشی مبتنی بر تئوری تابع انتقال کمک می‌گرفت. Ayaz *et al.* (2014) از مدل شبکه عصبی مصنوعی به‌عنوان مدل جایگزین شبیه‌سازی برای شناسایی مکان و زمان رهاسازی منبع آلودگی در آبخوان استفاده کردند. با به‌کاربردن مدل شبکه عصبی ابعاد متغیرهای تصمیم و پیچیدگی مدل بهینه‌سازی کاهش یافته و مدل بهینه‌ساز پیوندیافته با شبکه عصبی در شرایط داده‌های بدون خطا قادر است پارامترهای منبع را به‌خوبی پیش‌بینی نماید. نتایج همچنین در شرایط داده‌های با خطا نیز به مقدار دقیق آن نزدیک بود. Borah & Bhattacharjya (2015) مسأله شناسایی مشخصات منابع آلاینده در آبخوان را با ارائه سه رویکرد حل کردند. در رویکرد اول از مدل GMS برای شبیه‌سازی جریان و انتقال آلودگی استفاده شد. به‌دلیل حجم محاسباتی بالای این روش در ترکیب با الگوریتم بهینه‌سازی،

تبدیل می‌شوند، به راحتی قابل حل هستند. کارایی و دقت مدل جایگزین در مقایسه با رویکرد شبیه‌سازی-بهبینه‌سازی اصلی به کمک دو مثال فرضی (مثال اول ساده‌تر و مثال دوم در شرایط پیچیده‌تر با در نظر گرفتن ابعاد هندسی رودخانه کارون) در شرایط وجود خطا نسبت به داده‌های مشاهداتی نشان داده شده است.

مبانی تئوری و روش‌ها

در این پژوهش حل معکوس معادله انتقال آلاینده به کمک رویکرد شبیه‌سازی-بهبینه‌سازی صورت می‌گیرد. برای حل مشکل حجم محاسباتی بالای این رویکرد یک مدل جایگزین براساس تئوری تابع انتقال به کار برده شده است. از آنجایی که حل مستقیم بخش ضروری در حل معکوس معادله انتقال می‌باشد، در این بخش ابتدا توضیح مختصری درباره معادلات حاکم بر مدل مستقیم و سپس مباحث مربوط به نحوه حل معکوس معادله انتقال بیان خواهد شد.

مدل مستقیم

مدل مستقیم پدیده انتقال آلاینده در دامنه یکپارچه آبخوان-رودخانه در واقع محاسبه توزیع مکانی و زمانی غلظت آلاینده در رودخانه با معلوم بودن مکان و تابع شدت منبع (منابع) آلاینده در آبخوان است. برای انجام این مدل‌سازی در دامنه یکپارچه ابتدا لازم است معادلات دیفرانسیل جزئی جریان و انتقال آلودگی (معادله جابه‌جایی-پراکندگی) به صورت مستقل در آبخوان حل شوند که حل آن‌ها تنها در شرایط میدان جریان ساده به صورت تحلیلی وجود دارد. لذا برای شرایط واقعی و پیچیده‌تر استفاده از روش‌ها و مدل‌های عددی اجتناب‌ناپذیر است. خروجی‌های مدل جریان شامل سرعت و عمق (و یا ترازهای هیدرولیکی) در مکان‌ها و زمان‌های مختلف، همراه با مشخصات منابع آلاینده (مکان و تابع شدت منبع) و برخی پارامترهای دیگر، به عنوان ورودی

مشخصات آبخوان به کاررفته توسط Ayvaz (2010) به منظور شناسایی مکان پتانسیل و تابع شدت منابع آلاینده ارزیابی کردند. نتایج نشان داد مدل جایگزین انتقال قادر است مشخصات منابع آلاینده را با دقت خوب اما با زمان محاسباتی کم‌تری تخمین بزند.

نگاهی اجمالی به پژوهش‌های پیشین در زمینه حل معکوس مسأله انتقال آلودگی نشان می‌دهد که بیشتر این پژوهش‌ها با هدف شناسایی مشخصات منابع آلاینده در سفره‌های آب زیرزمینی انجام شده است. این در حالی است که آب‌های زیرزمینی و سطحی از جمله رودخانه‌ها با یکدیگر در تعامل هستند و از هم تأثیر می‌پذیرند. این بدان معنی است که آلوده بودن یکی از دو سیستم، دیگری را نیز در معرض آلوده شدن قرار می‌دهد. بر این اساس در پژوهش حاضر حل مسأله معکوس انتقال آلودگی به کمک رویکرد شبیه‌سازی-بهبینه‌سازی و با هدف شناسایی تابع شدت منبع آلاینده منفرد واقع در یک آبخوان تا رسیدن به رودخانه مجاور و حرکت در طول مسیر جریان آن (سیستم یکپارچه آبخوان-رودخانه) تنها به کمک حداقل اطلاعات در دسترس از غلظت‌های مشاهداتی ایستگاه شاهد پایین دست رودخانه برای اولین بار در نظر گرفته شده است. برای چیره شدن بر مشکل زمان‌بر بودن فرایند تکراری محاسبات رویکرد شبیه‌سازی-بهبینه‌سازی، استفاده از یک مدل جایگزین اجتناب‌ناپذیر است. بیشتر مدل‌های جایگزین به کار برده شده توسط پژوهش‌گران براساس شبکه‌های عصبی مصنوعی استوار هستند که از پیچیدگی‌های خاص خود برخوردار است. بنابراین لازم است مدل‌های جایگزین جدیدتر و با ساختار ساده‌تر در حل مسائل مورد استفاده قرار گیرند. در این پژوهش یک مدل جایگزین براساس تئوری تابع انتقال به دلیل سرعت حل و انعطاف‌پذیری آن به کار برده شده است. از آنجایی که در این مدل معادلات انتگرالی و دیفرانسیلی پیچیده حاکم به مجموعه معادلات جبری ساده

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان- رودخانه

$$S(x_L, t) = \sum_{r=1}^R \frac{(M_{tot})_r}{A} \cdot \delta(x_L - x_r) \cdot f_r(t) \quad (6)$$

در روابط بالا Q دبی حجمی جریان رودخانه در $[M^3T^{-1}]$ ، A سطح مقطع عرضی جریان $[L]$ ، q دبی جانبی در واحد عرض $[M^2T^{-1}]$ ، h تراز سطح آب $[L]$ ، S_f ترم مقاومت جریان $[-]$ ، x_L و t به ترتیب مختصات مکانی و زمانی، C غلظت آلودگی $[ML^{-3}]$ ، D ضریب پراکندگی غلظت $[L^2T^{-1}]$ ، $S(x_L, t)$ ترم منبع آلودگی $[ML^{-1}T^{-1}]$ ، $\delta(x)$ تابع دلتای دیراک، $(M_{tot})_r$ جرم کل آلودگی تخلیه شده در محیط $[M]$ ، $f_r(t)$ تابع شدت منبع آلاینده r ام $[T^{-1}]$ می‌باشند (Boano et al., 2005).

مدل معکوس

هدف از ایجاد مدل معکوس تعیین مشخصات منبع آلاینده واقع در آبخوان (ورودی مدل مستقیم) از روی اطلاعات غلظت مشاهده شده در ایستگاه پایین دست رودخانه (خروجی مدل مستقیم) می‌باشد. تکنیک شبیه‌سازی-بهینه‌سازی یکی از گسترده‌ترین روش‌ها در حل مسائل معکوس است که در آن مدل شبیه‌سازی مستقیم انتقال در ترکیب با یک الگوریتم بهینه‌سازی قرار می‌گیرد. حل مسأله معکوس حاضر به کمک حل گر $fmincon$ (یکی از روش‌های بهینه‌سازی کلاسیک برای حل مسائل حداقل - سازی مقید) انجام شده است. این حل گر از الگوریتم‌های جستجوی مستقیم برای پیدا کردن نقطه بهینه یک تابع چندمتغیره خطی و یا غیرخطی استفاده می‌کند که در این پژوهش الگوریتم Interior Point به کار برده شده است. بر این اساس، فرایند بهینه‌سازی از یک حدس اولیه به عنوان بردار جواب مسأله (s_0) شروع و سپس همگرایی شرایط Karush-Kuhn-Tucker (KKT) بررسی می‌شود. این فرایند تابع هدف رابطه (۷) را با توجه به حد بالا و پایین در نظر گرفته شده برای مجهولات مسأله (تابع شدت گسسته شده

مدل جابه‌جایی-پراکندگی محسوب می‌شود. بنابراین حل معادلات جریان قبل از حل معادله انتقال آلاینده انجام می‌شود. این معادلات برای جریان آب زیرزمینی ماندگار دویبعدی با وجود منبع آلاینده بدون واکنش و جذب به صورت زیر می‌باشند (Bear & Verruijt, 1987).

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(T_{ij} \frac{\partial h_p}{\partial x_j} \right) = W \quad i, j = 1, 2 \quad (1)$$

$$\frac{\partial(\phi C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\phi D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} [\phi u_i C] + s(t) \delta(x_{ij} - x_0) \quad (2)$$

که در آن T_{ij} قابلیت انتقال $[L^2T^{-1}]$ ، h_p تراز پیژومتریکی $[L]$ ، W شار حجمی در واحد سطح منبع یا چاه $[LT^{-1}]$ ، t زمان $[T]$ ، ϕ تخلخل مؤثر خاک $[-]$ ، u_i سرعت متوسط $[LT^{-1}]$ ، D_{ij} تانسور ضریب پراکندگی غلظت $[L^2T^{-1}]$ ، C غلظت $[ML^{-3}]$ ، $s(t)$ مقدار آلودگی تزریق شده به آبخوان در واحد زمان و در مکان x_0 $[MT^{-1}]$ و δ تابع دلتای دیراک می‌باشند.

سپس معادلات جریان و انتقال آلاینده در آبخوان با معادلات یک‌بعدی پیوستگی و مومتم (معادلات سنت-ونانت) و معادله یک‌بعدی انتقال ماده آلاینده در رودخانه مرتبط می‌شوند تا پس از حل سیستم معادله‌های (۳) تا (۵)، توزیع غلظت-زمان در ایستگاه کنترل پایین دست رودخانه که از تابع شدت منبع آلاینده واقع در آبخوان ناشی شده است به دست آید. نحوه ارتباط معادلات دو سیستم برای ایجاد مدل یکپارچه در شرایط استفاده از رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال به طور جداگانه در بخش‌های بعد ارائه شده است.

$$\frac{\partial Q}{\partial x_L} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (3)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\frac{Q^2}{A} \right)}{\partial x_L} + gA \frac{\partial h}{\partial x_L} + gAS_f = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x_L} - \frac{\partial}{\partial x_L} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x_L} \right) = S(x_L, t) \quad (5)$$

شاهد پایین دست رودخانه به دست می آید. سپس با استفاده از منحنی‌های غلظت-زمان به دست آمده در نقطه شاهد و استفاده از مدل معکوس، سعی می‌گردد تا تابع شدت منبع آلاینده فرض شده در مرحله قبل به دست آید. روش مذکور در بسیاری از پژوهش‌های مرتبط با موضوع تشخیص منابع آلاینده و حل معکوس معادله انتقال استفاده می‌شود (Mazaheri et al., 2011). همچنین در اکثر پژوهش‌های انجام شده در رودخانه‌ها و یا آب‌های زیرزمینی، برای صحت‌سنجی از مثال‌های فرضی استفاده شده است (Mazaheri et al., 2011; Ayvaz, 2010). نکته دیگر موضوع اعمال خطا در داده‌های اندازه‌گیری غلظت-زمان در نقاط شاهد می‌باشد. در صورت استفاده از مثال‌های فرضی و اجرای مدل مستقیم در مورد آن‌ها، داده‌های غلظت-زمان در نقاط شاهد به صورت بدون خطا به دست می‌آیند، بنابراین بهتر است که در جهت واقعی تر شدن امر، خطا به صورت مصنوعی به داده‌های حاصل از اجرای مدل مستقیم در مورد مثال‌های فرضی اعمال شود. در پژوهش حاضر به منظور اعمال خطا به داده‌های حاصل از مدل مستقیم از رابطه ارائه شده توسط Butera et al. (2013) استفاده شده است:

$$C_{new_sampled}(x_M, t) \quad (8)$$

$$= C_{sampled}(x_M, t) + \alpha_e \delta_n C_{sampled}(x_M, t)$$

که در آن δ_n یک عدد تصادفی با توزیع نرمال استاندارد، α_e سطح خطای موردنظر (0.5٪)، $\alpha_e \delta_n$ خطای اندازه‌گیری نسبی در مکان x_M $C_{sampled}$ داده‌های بدون خطا حاصل از خروجی مدل مستقیم و $C_{new_sampled}$ داده‌های غلظت با خطا می‌باشند. یک مجموعه داده‌های غلظت با خطای به دست آمده از رابطه (۲۲) مربوط به یکبار اعمال خطای تصادفی δ_n به داده‌های غلظت مشاهده‌ای است. لذا با ایجاد δ_n ‌های مختلف، $C_{new_sampled}$ ‌های مختلفی به دست می‌آید که با میانگین‌گیری از این غلظت‌های با خطای به دست آمده می‌توان غلظت خروجی نهایی را محاسبه کرد (Ayvaz, 2010).

منبع آلاینده) مینیمم می‌کند. در واقع تابع شدت منبع آلاینده به نحوی تعیین می‌شود که بهترین تطابق بین غلظت‌های مشاهداتی و محاسباتی در ایستگاه شاهد پایین دست رودخانه به دست آید.

$$objF = \sqrt{\sum_{i=1}^m (C_i - \hat{C}_i)^2} ; 0 \leq s \leq s_{max} \quad (7)$$

که در آن m تعداد مشاهدات غلظت آلودگی، C_i غلظت اندازه‌گیری شده در پایین دست رودخانه، \hat{C}_i غلظت محاسباتی در پایین دست رودخانه و s_{max} مقادیر حد بالای شارهای آلودگی منبع رهائنده در آبخوان می‌باشند. اگر به‌ازای یک جواب قیودات مسأله ارضا نشوند، الگوریتم ضمن تغییر مسیر جستجو با استفاده از روش نیوتن-رافسون و تغییر اندازه گام با به‌کارگیری یکی از دو روش merit function و filter method به سمت یک نقطه جواب جدید حرکت می‌کند. این فرایند تا رسیدن به معیار همگرایی ادامه می‌یابد. جزئیات بیش‌تر در Byrd et al. (1999) در دسترس است.

در رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی مدل شبیه‌سازی به‌طور مستقیم در ترکیب با مدل بهینه‌سازی قرار می‌گیرد و به دلیل تکرارهای الگوریتم بهینه‌سازی، منجر به هزینه محاسباتی زیادی در فرایند حل معکوس خواهد شد. بر این اساس یک مدل جایگزین انتقال بر مبنای تئوری تابع انتقال پیشنهاد و حل معکوس با به‌کارگیری این مدل نیز انجام شده است. در بخش‌های بعدی نحوه کاربرد هر دو رویکرد در حل مسأله معکوس تشریح خواهد شد.

نحوه صحت‌سنجی مدل معکوس

برای صحت‌سنجی مدل معکوس با استفاده از مثال‌های فرضی، ابتدا با در نظر گرفتن منبع آلاینده با مکان و تابع شدت معلوم در آبخوان و استفاده از مدل مستقیم، توزیع مکانی و زمانی غلظت در دامنه حل و از جمله در ایستگاه

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان-رودخانه

منابع آلاینده جدید به مدل رودخانه وارد می‌شود. در نهایت شبیه‌سازی جریان و انتقال آلاینده در سیستم رودخانه انجام و توزیع غلظت-زمان در ایستگاه پایین‌دست رودخانه به‌عنوان داده‌های مشاهده‌ای ثبت می‌شوند.

اکنون با فرض مجهول بودن مشخصات منبع آلاینده، مدل مستقیم یکپارچه ایجاد شده در ترکیب با مدل معکوس قرار می‌گیرد تا با داشتن داده‌های غلظت مشاهده‌ای محاسبه شده از مرحله قبل، تابع شدت منبع آلاینده به‌کمک الگوریتم بهینه‌سازی طی یک فرایند تکراری محاسبه شود.

روش تابع انتقال

همان‌طور که پیش‌تر اشاره شد، حل مسائل معکوس با رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی به دلیل تکرارهای زیاد یک الگوریتم بهینه‌سازی در فرایند یافتن حل بهینه منجر به هزینه محاسباتی بسیار بالایی خواهد شد. لذا استفاده از مدل‌های جایگزین به‌منظور کاهش زمان محاسباتی مدل مستقیم اجتناب‌ناپذیر است (Hazrati-yadkoori & Datta, 2017a). در پژوهش حاضر از روش تئوری تابع انتقال برای ایجاد مدل جایگزین انتقال آلودگی استفاده شده است. در ادامه ابتدا تئوری تابع انتقال در آب‌های زیرزمینی و رودخانه‌ها بیان و معادله‌های مربوطه ارائه می‌شوند و سپس ارتباط بین معادله‌ها در دو سیستم برای ایجاد مدل جایگزین و کاربرد آن در فرایند حل معکوس معادله انتقال شرح داده خواهد شد.

در این پژوهش از ۱۰ و ۲۰ مجموعه خطای تصادفی δ_n برای ایجاد غلظت‌های خروجی به ترتیب در مثال اول و دوم و به‌منظور ارزیابی عملکرد مدل از پارامترهای آماری خطای نسبی^{۱۳}، متوسط خطای مطلق^{۱۴}، خطای جذر میانگین مربعات^{۱۵} و خطای جذر میانگین مربعات نرمال‌شده^{۱۶} استفاده شده است (Anderson et al., 1992).

رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی

شکل (۱) یک سیستم یکپارچه آب زیرزمینی-رودخانه با فرض جهت حرکت جریان از آب زیرزمینی به رودخانه را نشان می‌دهد که در آن آلودگی برخاسته از تانک زیرزمینی به لایه آبخوان محصور زیرین و سپس به رودخانه مجاور می‌رسد. در شکل (۲) مراحل ایجاد یک مدل یکپارچه شبیه‌سازی و نحوه ارتباط آن با الگوریتم بهینه‌سازی به‌منظور حل معکوس معادله انتقال آلودگی را نشان می‌دهد. براساس این شکل برای ایجاد مدل مستقیم و در واقع محاسبه منحنی غلظت-زمان در ایستگاه پایین‌دست رودخانه که از منبع آلاینده واقع شده در آبخوان ناشی می‌شود، ابتدا منبع آلاینده با تابع شدت معلوم در آبخوان در نظر گرفته می‌شود. پس از ایجاد فایل‌های مناسب برای شبیه‌سازی جریان و انتقال آلاینده در آبخوان، توزیع غلظت در مرز مشترک با رودخانه به‌دست آورده می‌شود. غلظت محاسبه‌شده از طریق رابطه $w = Q \cdot C$ به بردار بارگذاری جرمی تبدیل شده و به‌عنوان

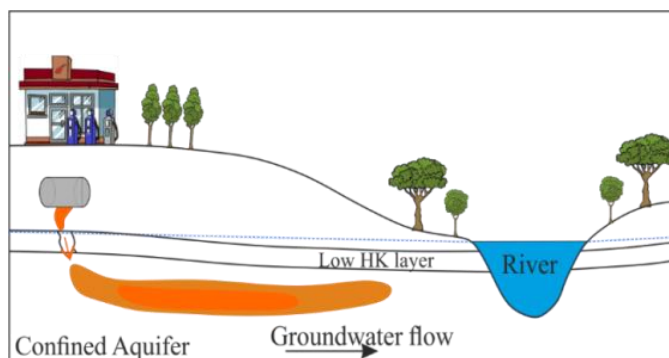


Figure 1. Sketch view of the case study

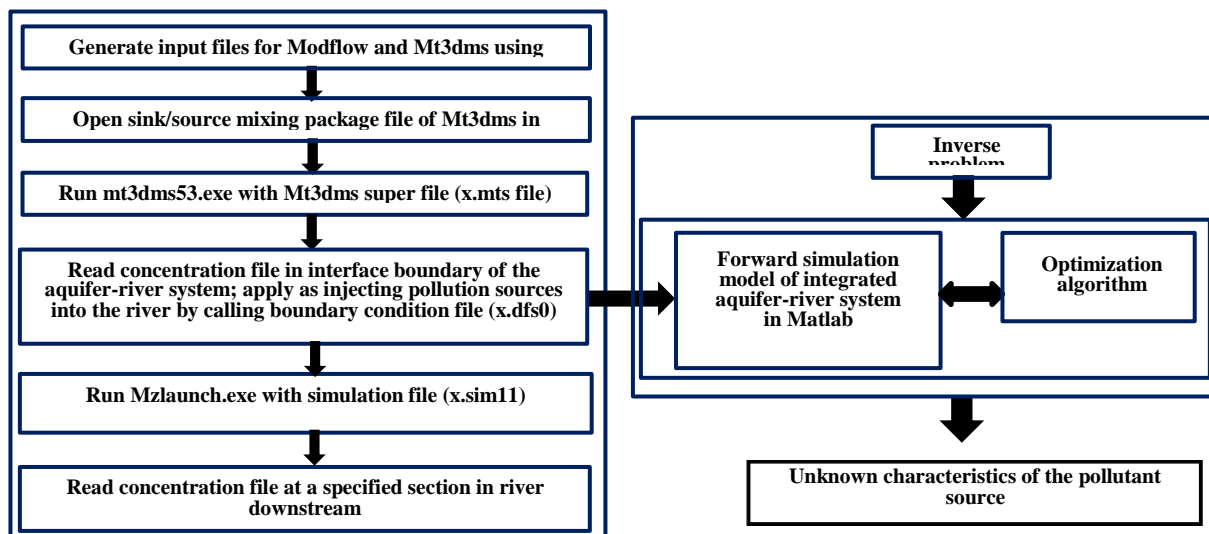


Figure 2. Schematic representation of linked simulation-optimization model

$$C(X, t) = - \int_0^t s(t - \tau)g(X, \tau) d\tau \quad (10)$$

$$= \int_0^t s(t - \tau)g(X, \tau) d\tau$$

سپس با فرض یک تابع ورودی پله‌ای به صورت $s(t - \tau) = F_0 \cdot H(t - \tau)$ که در آن $H(t - \tau)$ تابع پله‌ای هویساید (مقدار آن برای $t - \tau > 0$ برابر ۱ می‌باشد) و F_0 [MT⁻¹] مقدار آلودگی تزریق شده به آبخوان در واحد زمان است، معادله (۱۰) به صورت رابطه زیر بازنویسی می‌شود:

$$C(X, t) = \int_0^t F_0 \cdot H(t - \tau) \cdot g(X, \tau) d\tau \quad (11)$$

$$= F_0 \int_0^t g(X, \tau) d\tau$$

رابطه (۹) با مشتق‌گیری نسبت به t از طرفین آن به صورت زیر خواهد بود:

$$g(X, t) = \frac{1}{F_0} \frac{\partial C(X, t)}{\partial t} \quad (12)$$

مفهوم معادله (۱۲) این است که می‌توان تابع انتقال در یک مکان کلی X ناشی از یک تزریق آلودگی پله‌ای در مکان X_0 را از مشتق منحنی برگشتی^{۱۲} در مکان X محاسبه نمود. اما در شرایط واقعی به دلیل زمان‌بر بودن انجام آزمایش‌های تجربی، به‌ندرت امکان تعیین پاسخ یک آبخوان نسبت به یک

تئوری تابع انتقال در آب‌های زیرزمینی

حل معادله دیفرانسیل خطی (۲) با در نظر گرفتن شرایط اولیه و مرزی $C(X, 0) = 0$ و $\frac{\partial C(\infty, t)}{\partial X} = 0$ به صورت انتگرال پیچیدگی^{۱۱} زیر است (Jury and Roth, 1990):

$$C(X, t) = \int_0^t s(\tau)g(X, t - \tau) d\tau \quad (9)$$

که در آن $[L^{-3}] g(X, t - \tau)$ تابع انتقال می‌باشد که تأثیر ناشی از یک تزریق با مقدار واحد در مکان X_0 و زمان τ را در مکان X و زمان t شرح می‌دهد. در شرایط وجود جریان پیچیده مانند میدان جریان غیریکنواخت، وجود آبخوان غیرهمگن و یا غیر ایزوتروپ هیچ حل تحلیلی‌ای برای محاسبه تابع انتقال وجود ندارد بنابراین استفاده از روش‌های عددی اجتناب‌ناپذیر است. روش تابع ورودی پله‌ای^{۱۱} (Butera et al., 2013; Butera et al., 2006) یکی از بهترین روش‌ها برای محاسبه تابع انتقال می‌باشد که به‌طور خلاصه در زیر توضیح داده شده است.

با در نظر گرفتن تغییر متغیر ساده $\tau = t - \tau$ معادله (۹) به صورت رابطه زیر بازنویسی می‌شود:

$$\mathbf{H}_a = \begin{bmatrix} \mathbf{H}_1 \\ \mathbf{H}_2 \\ \vdots \\ \mathbf{H}_P \end{bmatrix} \quad (16)$$

تئوری تابع انتقال در رودخانه

با در نظر گرفتن یک منبع آلاینده نقطه‌ای در مکان $x_L = 0$ تابع توزیع مکانی دلتای دیراک به صورت $g(x_L) = \delta(x_L)$ و یک زمان اندازه‌گیری غلظت ($P = 1$) در $x_{M1} = x_M$ به دلیل خطی بودن معادله (5) می‌توان رودخانه را در بازه $x_L \in [0, x_M]$ به عنوان یک سیستم خطی با تابع ورودی $f(t)$ در مکان $x_L = 0$ و غلظت مشاهده‌ای خروجی $C(x_M, t)$ در مکان x_M در نظر گرفت. بر این اساس رابطه بین ورودی و خروجی به صورت انتگرال پیچیدگی زیر است (Boano et al., 2005):

$$C(x_M, t) = \frac{M_{tot}}{A} \int_0^t f(\tau) k(x_M, t - \tau) d\tau \quad (17)$$

که در آن $k(x_M, t)$ تابع انتقال رودخانه در مکان x_M و به عنوان پاسخ سیستم نسبت به یک پالس تزریق ورودی واحد (برای مثال: $(\frac{M_{tot}}{A}) \cdot f(t) = \delta(t)$) تعریف می‌شود. بنابراین تابع انتقال در واقع حل معادله (5) با اعمال ترم منبع آلاینده به صورت $s(x_L, t) = \frac{M_{tot}}{A} \cdot \delta(x_L) \cdot \delta(t)$ و شرایط اولیه $C(x_L, 0) = 0$ می‌باشد. معادله (17) برای N منبع آلاینده به صورت زیر بسط داده می‌شود:

$$C(x_M, t) = \sum_{n_s=1}^N \frac{M_{(tot)n_s}}{A} \int_0^t f_{n_s}(\tau) k_{n_s}(x_M, t - \tau) d\tau \quad (18)$$

رابطه (18) در حقیقت اثر n_s منبع آلاینده را با توابع شدت مختلف در مکان‌ها و زمان‌های مختلف به دست می‌دهد. برای استفاده از این رابطه در حل مستقیم معادله جابه‌جایی-پراکندگی، ابتدا به صورت جداگانه و به ازای هر منبع آلاینده، تابع انتقال متناظر با آن به کمک روش بار واحد به دست آورده می‌شود.

تزریق ورودی نامحدود وجود دارد. از طرفی معمولاً مدل‌های مستقیم جریان و انتقال عددی در دسترس هستند و به راحتی می‌توان پاسخ ناشی از تزریق یک آلودگی در آبخوان را به کمک آن‌ها محاسبه نمود. از این رو منحنی‌های برگشتی و مشتق آن‌ها برای محاسبه توابع انتقال در مکان‌های مختلف در فرایند حل معکوس کاربرد دارند. Kitanidis (1996) و Snodgrass and Kitanidis (1997) نشان دادند رابطه بین غلظت‌های مشاهده شده \mathbf{f} در یک مکان نظارت غلظت ناشی از یک تابع تزریق ورودی $\mathbf{s}(t)$ را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$\mathbf{f} = \mathbf{h}_a(\mathbf{s}) + \mathbf{\vartheta} \quad (13)$$

که در آن \mathbf{f} بردار $m \times 1$ مشاهدات، $\mathbf{h}_a(\mathbf{s})$ بردار $m \times 1$ نشان‌دهنده فرایند مستقیم انتقال آلودگی در آبخوان و $\mathbf{\vartheta}$ بردار خطاهای اندازه‌گیری است. با در نظر گرفتن یک منبع آلودگی پایستار، رابطه بین \mathbf{f} و \mathbf{s} خطی بوده و معادله (13) به صورت زیر بازنویسی می‌شود:

$$\mathbf{f} = \mathbf{H}_a \cdot \mathbf{s} + \mathbf{\vartheta} \quad (14)$$

معادله (14) فرم ماتریسی معادله (9) را نشان می‌دهد به نحوی که اجزای ماتریس \mathbf{H}_a شامل مقادیر توابع انتقال محاسبه شده آبخوان در مکان‌ها و زمان‌های مشخص هستند. ماتریس حساسیت \mathbf{H}_a با در نظر گرفتن مکان نظارت آلودگی به صورت رابطه زیر خواهد بود (Butera et al., 2013):

$$\mathbf{H}_a = \Delta t \cdot \begin{bmatrix} g(x_1, T - \Delta t) & \dots & g(x_1, T - n\Delta t) \\ g(x_2, T - \Delta t) & \dots & g(x_2, T - n\Delta t) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ g(x_M, T - \Delta t) & \dots & g(x_M, T - n\Delta t) \end{bmatrix} \quad (15)$$

که در آن T زمان اندازه‌گیری غلظت (زمان نمونه‌برداری)، Δt فاصله زمانی و $g(\mathbf{X}_i, t)$ تابع انتقال در مکان مشاهده‌ای \mathbf{X}_i و زمان t می‌باشد. به راحتی می‌توان رابطه (15) را برای P زمان اندازه‌گیری غلظت به صورت رابطه (16) بسط داد (Boano et al., 2005):

منبع آلاینده z ام ($1 \leq j \leq n_s$) در نقطه اندازه‌گیری نام ($1 \leq i \leq n_p$) می‌باشد که از رابطه (۲۱) به دست می‌آید. هم‌چنین z_i ها ($1 \leq i \leq n_p$) برابر مقادیر اندازه‌گیری شده غلظت در محل اندازه‌گیری نام و f_j ها ($1 \leq j \leq n_s$) برابر تابع شدت منابع آلاینده تزریق شده از آبخوان به رودخانه و یا به عبارتی معادل غلظت‌های مشاهده شده در مرز مشترک آبخوان و رودخانه در رابطه (۱۴) می‌باشند. برای ایجاد مدل جایگزین و در واقع حل مستقیم معادله انتقال آلاینده واقع در آبخوان و محاسبه منحنی غلظت‌زمان ناشی از آن در ایستگاه شاهد پایین دست رودخانه، ابتدا با در دست داشتن تابع شدت منبع آلاینده (s) و محاسبه توابع انتقال آبخوان (H_a) در سلول‌های مرزی مشترک با رودخانه به کمک اعمال بار واحد در منبع، غلظت‌های f به کمک معادله (۱۴) محاسبه می‌شوند. سپس f ‌های محاسبه شده در گام قبل به بردار بارگذاری‌های جرمی با استفاده از رابطه $f_s = Q \cdot f$ که در آن Q معادل دبی جریان وارد شده از آبخوان به رودخانه برای سلول‌های مرزی است تبدیل شده و به عنوان منابع آلاینده تزریق شده از آبخوان به رودخانه در نظر گرفته می‌شوند. در گام بعد با داشتن H ‌های محاسبه شده به کمک اعمال بار واحد در این سلول‌های مرزی، مقادیر غلظت در زمان‌های مختلف و در ایستگاه شاهد پایین دست رودخانه به کمک معادله (۲۰) محاسبه می‌شوند. مراحل انجام این فرایند در شکل (۳) ارائه شده است. از این مدل شبیه‌سازی جایگزین در فرایند تکراری مسأله معکوس برای رسیدن به جواب بهینه استفاده می‌شود. به این صورت که در هر بار تکرار الگوریتم بهینه‌سازی به جای استفاده از مدل شبیه‌سازی اصلی (GMS+Mike11)، مدل جایگزین انتقال برای محاسبه غلظت‌های محاسباتی در ایستگاه شاهد به کار برده می‌شود.

سپس با ضرب تابع شدت هر منبع آلاینده در تابع انتقال متناظر با آن و انتگرال‌گیری نسبت به زمان و جمع آن برای تمام منابع آلاینده می‌توان توزیع زمانی و مکانی غلظت را به دست آورد (Mazaheri et al., 2011). اگر دامنه با n فاصله زمانی t_j گسسته شود، غلظت‌های مشاهده‌ای را می‌توان از طریق معادله زیر با تابع رهاسازی (تابع شدت) منبع مرتبط ساخت (Snodgrass & Kitanidis, 1997):

$$z = h(f_s) + \theta \quad (19)$$

که در آن $z = [C(x_M, t_1) \dots C(x_M, t_M)]^T$ بردار تصادفی $[m \times 1]$ از غلظت‌های مشاهده‌ای در زمان‌های t_i ، $f_s = M_{tot} \cdot [f(t_1) \dots f(t_n)]^T$ بردار $[n \times 1]$ گسسته شده مربوط به منبع، h تابع مدل و دربردارنده مشخصات فرایند مستقیم انتقال آلودگی در مدل رودخانه و $\theta = [\theta_1 \dots \theta_m]^T$ بردار تصادفی $[m \times 1]$ خطاهای اندازه‌گیری غلظت مشاهده‌ای می‌باشد. در صورت وجود منبع آلاینده پایستار رابطه بین z و f خطی بوده و معادله (۱۹) به صورت زیر تبدیل می‌شود:

$$z = H \cdot f_s + \theta \quad (20)$$

که در آن H یک ماتریس به ابعاد $[m \times n]$ و به صورت زیر خواهد بود:

$$H(i, j) = \quad (21)$$

$$\begin{cases} \frac{1}{A} \cdot k(x_M, t_i - t_j) & t_i > t_j \\ 0 & t_i \leq t_j \end{cases}$$

با داشتن n_s منبع آلاینده و n_p نقطه اندازه‌گیری، H ، f_s و ماتریس‌هایی بلوکی خواهند بود که اجزای آن‌ها را ماتریس و هر المان از ماتریس را یک بردار به صورت زیر تشکیل می‌دهد.

$$\begin{bmatrix} z_1 \\ z_2 \\ \vdots \\ z_{n_p} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} H_{11} & H_{12} & \dots & H_{1n_s} \\ H_{21} & H_{22} & \dots & H_{2n_s} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ H_{n_p,1} & H_{n_p,2} & \dots & H_{n_p,n_s} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} f_1 \\ f_2 \\ \vdots \\ f_{n_s} \end{bmatrix} \quad (22)$$

در این معادله $H(i, j)$ برابر ماتریس انتقال ناشی از

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان- رودخانه

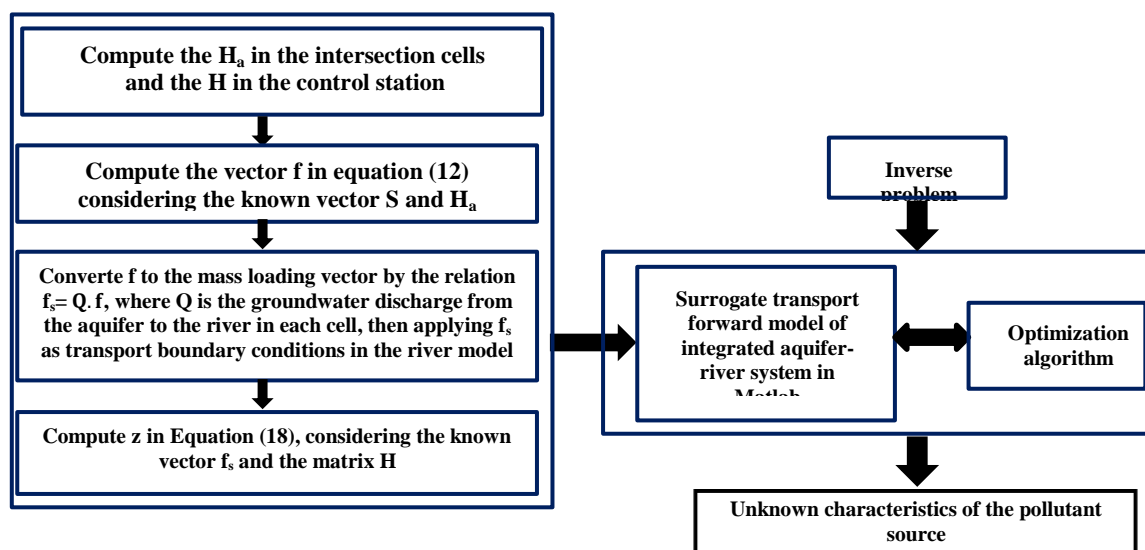


Figure 3. Schematic representation of transfer function based optimization model

در سمت راست (CD) مطابق با ترازهای آب استخراج شده از مدل شبیه‌سازی رودخانه در نظر گرفته شده است. سیستم آبخوان همگن و غیر ایزوتروپیک و دارای مقادیر هدایت هیدرولیکی افقی $K_x = 0.0007 \text{ m/s}$ و نسبت هدایت هیدرولیکی عمودی به افقی $K_y/K_x = 0.1$ می‌باشد. یک منبع آلاینده فعال S_1 با الگوی زمانی پله‌ای در آبخوان و یک مکان شاهد در پایین‌دست رودخانه در نظر گرفته شده است. شبیه‌سازی انتقال در آب‌های زیرزمینی به دلیل سرعت کم‌تر حرکت جریان و انتقال آلاینده معمولاً در مقیاس ماه یا سال می‌باشد. هم‌چنین الگوی بارگذاری منبع آلودگی در بازه‌های زمانی بزرگ‌تری تغییر می‌کند. بر این اساس در مثال حاضر، تعداد تغییرات مربوط به دوره‌های بارگذاری منبع آلاینده به‌طور متوسط چهار بار در سال در نظر گرفته شده است که در واقع معادل دوره‌های تنش سه ماهه می‌باشد. بنابراین فرایند انتقال آلودگی در این سیستم از نوع متغیر با زمان^{۱۸} خواهد بود. شکل (۴) توزیع غلظت آلودگی در آبخوان پس از ۲۷۰ روز از شروع شبیه‌سازی فرایند انتقال براساس معادله (۲) را نشان می‌دهد. در این شکل سلول‌هایی در دامنه که غلظت آلودگی ناشی از آلاینده ره‌اشده در آبخوان به آن‌ها

پس از حل معکوس مسأله حاضر براساس رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی (فلوچارت شکل (۲)) و مدل جایگزین انتقال (فلوچارت شکل (۳))، نتایج از نظر دقت و سرعت رسیدن به راه‌حل بهینه با یکدیگر مقایسه و روش‌ها با توجه به ماهیت هرکدام ارزیابی شده است.

مثال‌های عددی

کارایی مدل پیشنهادی به‌کمک دو مثال فرضی یکی مثال ساده‌تر و دیگری مثال پیچیده‌تر با در نظر گرفتن ابعاد هندسی رودخانه کارون نشان داده شده است. در این مثال‌ها نتایج شناسایی تابع شدت منبع آلاینده در دو حالت یکپارچه‌سازی مدل‌های شبیه‌سازی و استفاده از مدل جایگزین انتقال برای سناریوهای بدون خطا و اعمال خطا به داده‌های غلظت مشاهده‌ای با یکدیگر مقایسه شدند. در کلیه سناریوها، آبخوان فرضی دوبعدی به ابعاد 2000×2000 مترمربع (در پلان) با مشخصات هیدرولیکی و ژئومتریکی ارائه شده در جدول (۱) و ضخامت اشباع آبخوان معادل ۳۰ متر، شرایط مرزی سمت چپ (AB) معادل ۱۰۲۲ متر، در مرزهای شمالی و جنوبی (AC و BD) شرایط مرزی بدون جریان^{۱۷} و

می‌رسد نیز نمایش داده شده است. این سلول‌ها در واقع سلول‌های مرزی مشترک با سیستم رودخانه هستند که به‌طور متوسط در فاصله ۱/۵ کیلومتری از بالادست رودخانه قرار دارند. لازم به ذکر است انتخاب مقادیر بسیار کوچک برای Δx و Δy منجر به هزینه محاسباتی زیاد در فرایند شبیه‌سازی خواهد شد. مقادیر این پارامترها در آبخوان‌های بزرگ حداکثر تا ۵۰۰ متر می‌باشد. معمولاً اندازه شبکه محاسباتی در جهت افقی و عمودی برابر در نظر گرفته می‌شوند اما بهتر است مقادیر آن‌ها با توجه به تغییرات توپوگرافی منطقه تعیین شوند و در مکان‌هایی که دارای تغییرات بیشتری هستند، اندازه شبکه محاسباتی کوچک‌تر در نظر گرفته شود. در مثال حاضر با توجه به مساحت آبخوان و عدم وجود تغییرات توپوگرافی خاصی به‌دلیل فرضی بودن مثال، مقدار

می‌رسد نیز نمایش داده شده است. این سلول‌ها در واقع سلول‌های مرزی مشترک با سیستم رودخانه هستند که به‌طور متوسط در فاصله ۱/۵ کیلومتری از بالادست رودخانه قرار دارند.

لازم به ذکر است انتخاب مقادیر بسیار کوچک برای Δx و Δy منجر به هزینه محاسباتی زیاد در فرایند شبیه‌سازی خواهد شد. مقادیر این پارامترها در آبخوان‌های بزرگ حداکثر تا ۵۰۰ متر می‌باشد. معمولاً اندازه شبکه محاسباتی در جهت افقی و عمودی برابر در نظر گرفته می‌شوند اما بهتر است مقادیر آن‌ها با توجه به تغییرات توپوگرافی منطقه تعیین شوند و در مکان‌هایی که دارای تغییرات بیشتری هستند، اندازه شبکه محاسباتی کوچک‌تر در نظر گرفته شود. در مثال حاضر با توجه به مساحت آبخوان و عدم وجود تغییرات توپوگرافی خاصی به‌دلیل فرضی بودن مثال، مقدار

$$u \frac{\Delta t}{\Delta x} < 1 - 2 \quad (23)$$

$$C_r = u \frac{\Delta t}{\Delta x} < 1 \quad (24)$$

Table 1. Hydraulic and geometry characteristic in aquifer

Parameters	Values	Parameters	Values
Effective porosity, ϕ	0.3	Length of the stress periods, Δt (months)	3
Longitudinal dispersivity, α_L (m)	40	Source flux in the first stress period (g/s)	35
Transverse dispersivity, α_T (m)	4	Source flux in the second stress period (g/s)	90
Saturated thickness, b(m)	30	Source flux in the third stress period (g/s)	65
Grid spacing in the x-direction, Δx (m)	50	Source flux in the fourth stress period (g/s)	0
Grid spacing in the y-direction, Δy (m)	50	Initial concentration (g/l)	0

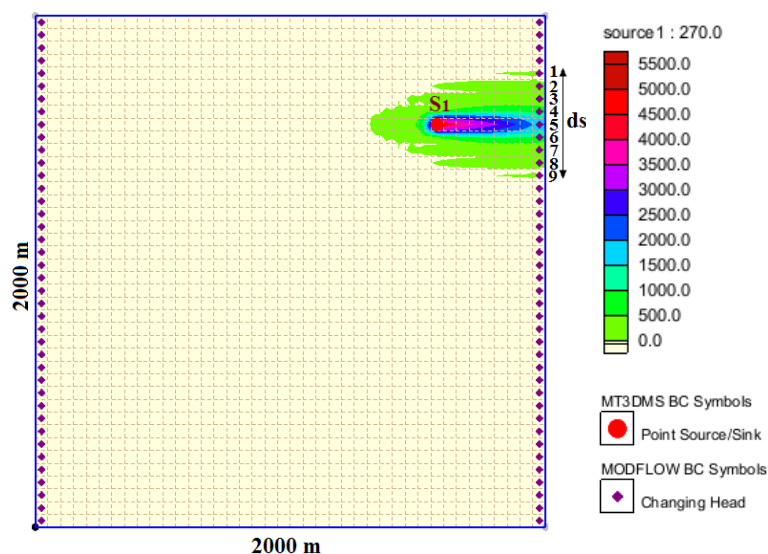


Figure 4. The distribution of contaminant source after 270 days (g/l)

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان- رودخانه

مشخصات سیستم رودخانه در مثال اول

در این مثال رودخانه‌ای به طول ۱۰ کیلومتر با ۱۱ مقطع عرضی نامنظم به فاصله ۱ کیلومتر از یکدیگر، شرایط مرزی بالادست برابر دبی ثابت ۳۰۰ مترمکعب بر ثانیه با غلظت آلاینده صفر (a - a') و در پایین‌دست تراز آب معادل ۹۹۶ متر و گرادیان غلظت صفر (b - b') در نظر گرفته شده است. شکل (۵) پروفیل تراز آب و مقطع عرضی رودخانه را در کیلومتر ۱۰ نشان می‌دهد. در این شکل ناحیه‌ای که با ds مشخص شده است طول اتصال به سیستم آب زیرزمینی است. لازم به ذکر است اطلاعات غلظت شبیه‌سازی شده در کیلومتر ۱۰ به‌عنوان داده‌های غلظت مشاهده شده در فرایند حل معکوس انتقال آلودگی در سیستم ترکیبی آبخوان-رودخانه استفاده شده است.

مشخصات سیستم رودخانه در مثال دوم

در این مثال کارایی مدل‌های پیشنهادی در شرایط پیچیده-تر ارزیابی می‌شود. بر این اساس مشخصات مقاطع هندسی رودخانه کارون در حدفاصل بین ایستگاه هیدرومتری ملاثانی (کیلومتر صفر، در مختصات ۵۲' ۴۸° شرقی تا ۳۵' ۳۱° شمالی) تا اهواز (کیلومتر شصت، در مختصات ۴۱' ۴۸° شرقی تا ۲۰' ۳۱° شمالی) برای اجرای مدل شبیه‌سازی رودخانه به‌کار گرفته شده است. شرایط مرزی بالادست برابر دبی ثابت ۱۵۰ مترمکعب بر ثانیه با غلظت آلاینده صفر و در پایین‌دست تراز آب معادل ۸/۶ متر و گرادیان غلظت صفر و نقطه شاهد در مکان ۲۰ کیلومتر از بالادست در نظر گرفته شده است. شکل (۶) تراز آب و سرعت جریان در رودخانه را نشان می‌دهد.

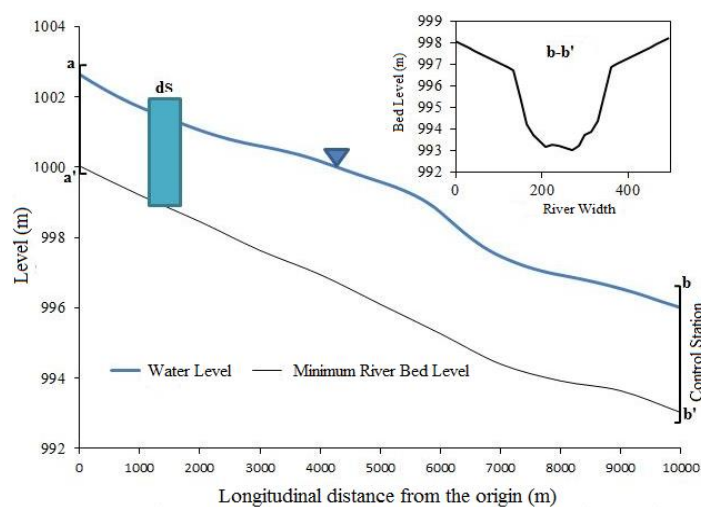


Figure 5. Water surface profile in the river and cross-section at the chainage 10 km

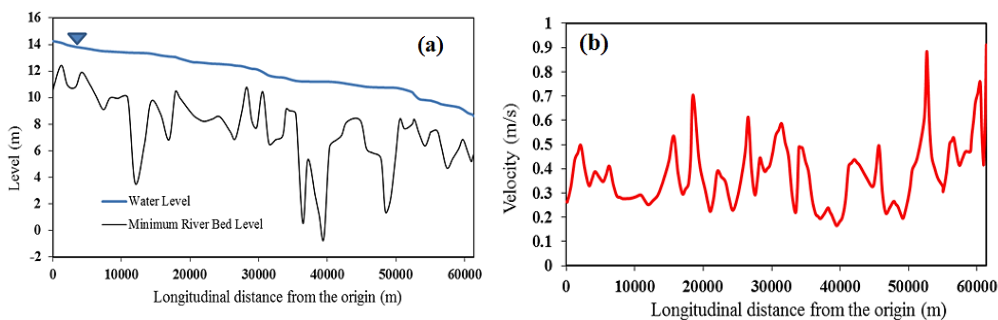


Figure 6. Water surface profile (a) and velocity (b) in the river

نتایج و بحث

شکل (۷) منحنی‌های پاسخ (توابع انتقال) آبخوان را به‌عنوان نمونه در سلول مرزی شماره (۵) نشان می‌دهد. لازم به ذکر است که این منحنی‌ها از اعمال بارگذاری‌های واحد با تأخیر یک‌روزه در منبع آلاینده آبخوان به‌دست آورده شدند که در این شکل به‌منظور شفاف‌سازی تنها در برخی زمان‌ها نشان داده شده است.

بازیابی تابع شدت منبع آلاینده در مثال اول: مقایسه نتایج حاصل از رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال

از آنجایی که سلول‌های آلاینده مرزی در سیستم یکپارچه آبخوان-رودخانه در نظر گرفته شده از لحاظ مکانی بسیار به هم نزدیک هستند، پاسخ‌های مربوط به اعمال بارگذاری‌های واحد در هرکدام از آن‌ها بسیار به هم شباهت دارند و تنها به مقدار بسیار ناچیزی در پایین‌دست رودخانه جابه‌جا خواهند شد. بنابراین در این قسمت تنها منحنی‌های پاسخ یک‌روزه حاصل از سلول میانی (Cell 5) به‌عنوان نمونه ارائه شده است (شکل ۸). این منحنی‌ها در واقع منحنی‌های تابع انتقال یک‌روزه در رودخانه هستند که از اعمال بارگذاری با مقدار واحد در منبع (Cell 5) حاصل شده‌اند. با در نظر گرفتن ۲۴ ساعت در یک شبانه‌روز و مدت زمان بارگذاری واحد معادل با یک ساعت، در مجموع می‌توان به تعداد ۲۴ منحنی پاسخ

یک‌ساعته در طول یک روز به‌دست آورد و آن را برای کل دوره شبیه‌سازی ۳۶۰ روز بسط داد. شکل (۹) مقادیر متوسط تابع شدت منبع آلاینده را در دو رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال تحت دو سناریو بدون خطا و اعمال خطا به داده‌های مشاهده‌ای غلظت نشان می‌دهند. در این مثال برای نزدیک‌شدن به شرایط واقعی فرض شده است که هیچ‌گونه اطلاعاتی از طول دوره‌های تنش آلاینده ره‌اشده در آبخوان طی فرایند حل معکوس موجود نیست. بنابراین برخلاف مدل مستقیم که بارگذاری در منبع طی چهار دوره تنش (SP)^{۱۹} ۹۰ روزه با مشخصات جدول (۱) صورت پذیرفت، تابع شدت مجهول منبع آلاینده در مدل معکوس برای دوره‌های زمانی ۳۰ روزه شناسایی شده است. از طرفی با توجه به زمان سیر آلودگی (در آبخوان تا رسیدن به سلول‌های مرزی) معادل ۹۰ روز و کسر این مقدار از زمان شبیه‌سازی کل (۳۶۰ روز)، امکان شناسایی تابع شدت منبع آلاینده تا ۲۷۰ روز نخستین از زمان ره‌اسازی میسر خواهد بود. به همین دلیل تابع شدت منبع آلودگی مطابق با شکل (۹) تنها برای سه دوره تنش اول بازیابی شده است که با در نظر گرفتن طول ۹۰ روز در مجموع همان ۲۷۰ روز ذکر شده به‌دست خواهد آمد. مقادیر خطاهای آماری در نتایج شناسایی شارهای منبع آلاینده برای این مثال در جدول (۲) ارائه شده است.

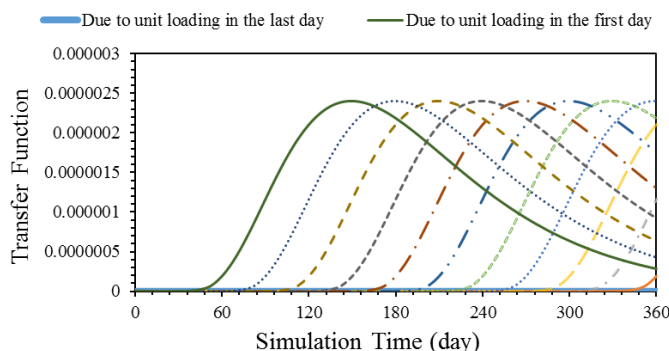


Figure 7. Response curves in intersection border for Cell 5

مقایسه دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در شناسایی مشخصات منبع آلاینده سیستم‌های یکپارچه آبخوان- رودخانه

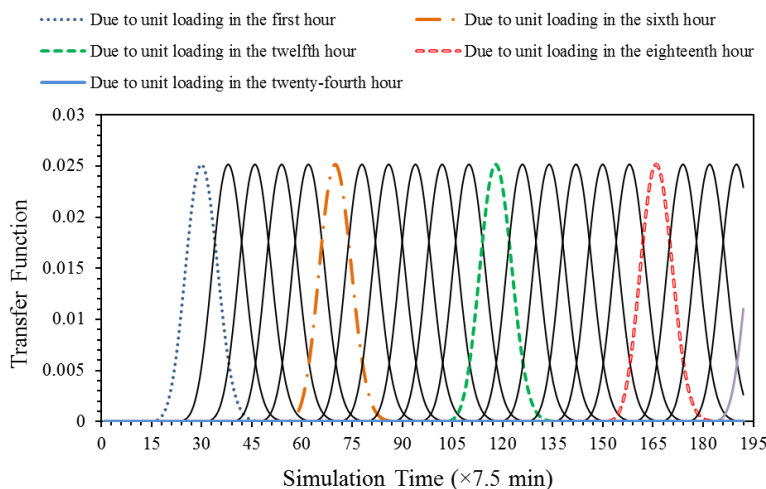


Figure 8. Response curves of Cell 5 unit loading in the river downstream control station

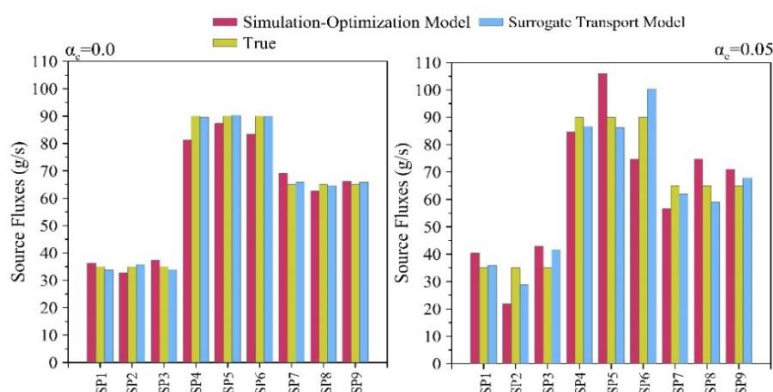


Figure 9. Source release histories in error-free data ($\alpha=0$) and error-perturbed data ($\alpha=0.05$) conditions for case 1

Table 2. Statistical parameters to test the accuracy in estimation of the source release histories for case 1

Parameters	Surrogate Transport Model		Simulation-Optimization Model	
	Error-Free	Noise Level (5 present)	Error-Free	Noise Level (5 present)
MAE (mg/l)	0.67	4.77	3.52	9.72
RMSE (mg/l)	0.77	5.45	4.26	10.48
NRMSE (%)	1.39	9.92	7.75	19.06

اساس منحنی‌های پاسخ ساعتی برای Cell 5 در شکل (۱۰) ارائه شده است. شکل (۱۱) مقادیر متوسط تابع شدت منبع آلاینده را در دو حالت استفاده از یکپارچه‌سازی مدل‌های شبیه‌سازی مستقیم (رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی) و مدل جایگزین انتقال برای سناریوهای بدون خطا و اعمال خطای تصادفی به داده‌های غلظت مشاهده‌ای و جدول (۳) پارامترهای خطا را در این دو حالت نشان می‌دهد.

بازیابی تابع شدت منبع آلاینده در مثال دوم: مقایسه نتایج حاصل از رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال

به دلیل یکسان بودن مشخصات آبخوان به کار برده شده در هر دو مثال، شکل توابع انتقال آبخوان در مثال حاضر نیز همان شکل (۷) است. هم‌چنین نحوه محاسبه منحنی‌های پاسخ یکروزه در رودخانه نیز براساس توضیحات ارائه شده در مثال قبل می‌باشد. بر این

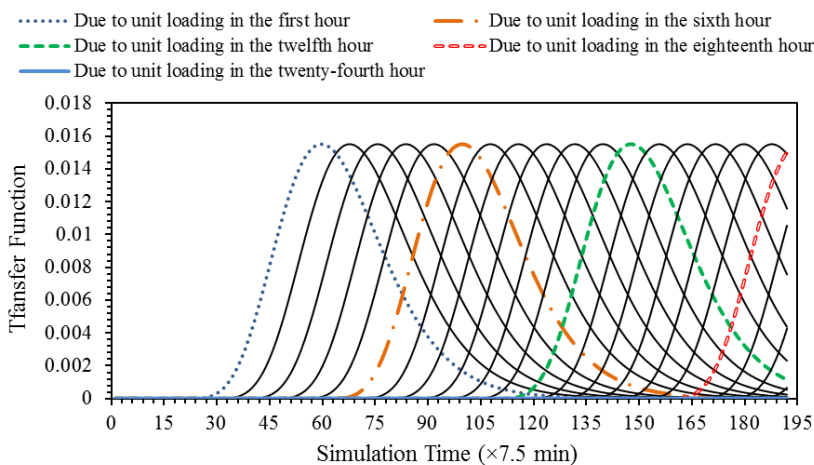


Figure 10. Response curves of Cell 5 unit loading in the river downstream control station

Table 3. Statistical parameters to test the accuracy in estimation of the source release histories for case 2

Parameters	Surrogate Transport Model		Simulation-Optimization Model	
	Error-Free	Noise Level (5 present)	Error-Free	Noise Level (5 present)
MAE (mg/l)	0.91	9.19	2.83	9.31
RMSE (mg/l)	1.06	10.76	3.2	12.04
NRMSE (%)	1.92	19.57	5.81	21.89

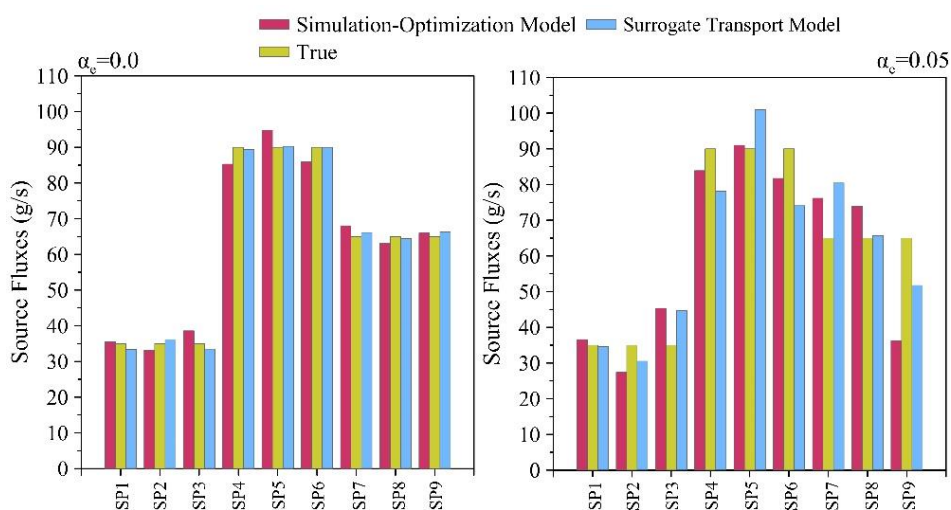


Figure 11. Source release histories in error-free data ($\alpha=0$) and error-perturbed data ($\alpha=0.05$) conditions for case 2

۳-۴ روز به طول انجامید که با احتساب ۱۰ و ۲۰ مجموعه تصادفی به کار برده شده به ترتیب در مثال‌های اول و دوم، نشان‌دهنده هزینه محاسباتی بسیار بالای استفاده از این روش است. از طرفی با توجه به این که توابع انتقال به کار برده شده در ایجاد مدل جایگزین ماتریس‌های

اجرای مدل‌ها در یک کامپیوتر با سیستم عامل ویندوز و مشخصات RAM و core i7-4820k, CPU 3.70GHz 64-bit انجام شده است. برای این سیستم زمان حل معکوس با رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی به ازای هر مجموعه تصادفی غلظت ایجاد شده به کمک معادله (۸) بین

نتیجه‌گیری

در پژوهش حاضر حل مسأله معکوس انتقال آلودگی با هدف شناسایی تابع شدت منبع آلاینده واقع در یک سیستم یکپارچه آبخوان-رودخانه با استفاده از رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و به‌کمک تنها یک ایستگاه شاهد در پایین‌دست رودخانه برای اولین بار انجام شده است. از آنجایی که در رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی مدل‌های یکپارچه جریان و انتقال آلودگی به‌طور مستقیم به‌کار برده می‌شوند، نیاز به زمان‌های اجرای بسیار طولانی در فرایند حل معکوس وجود دارد. برای رفع این مشکل یک مدل جایگزین براساس تئوری تابع انتقال پیشنهاد و با نتایج حاصل از یکپارچه‌سازی مدل‌های شبیه‌سازی از نظر سرعت حل برای دو مثال فرضی یکی مثال ساده‌تر و دیگری مثالی پیچیده‌تر (با در نظر گرفتن ابعاد هندسی رودخانه کارون) مقایسه شده است. از این‌رو امکان تصمیم‌گیری مدیران در انتخاب به‌کارگیری هرکدام از دو روش به‌منظور مدیریت کیفی منابع آب در سیستم‌های یکپارچه آبخوان-رودخانه وجود دارد. هم‌چنین مقادیر $NRMSE$ به‌ترتیب در سناریوهای بدون خطا و اعمال خطای تصادفی به داده‌های مشاهده‌ای غلظت در مثال اول و حالت یکپارچه‌سازی مدل‌های شبیه‌سازی برابر $7/75$ و $19/06$ درصد و در حالت استفاده از مدل جایگزین انتقال برابر $1/39$ و $9/92$ درصد؛ در مثال دوم و برای حالت یکپارچه‌سازی مدل‌های شبیه‌سازی برابر $5/81$ و $21/89$ درصد و در حالت استفاده از مدل جایگزین انتقال برابر $1/92$ و $19/57$ درصد به‌دست آمد. مقادیر نزدیک به هم خطای آماری دو رویکرد به‌ویژه در سناریو اعمال خطا به داده مشاهده‌ای مثال دوم نشان می‌دهد که مدل انتقال پیشنهادی می‌تواند به‌عنوان جایگزین رویکرد یکپارچه‌سازی مستقیم مدل‌های شبیه‌سازی برای کاهش زمان محاسباتی به‌کار رود. به‌نحوی که در این پژوهش یک‌بار اجرای مدل‌های شبیه‌سازی انتقال آلودگی در شرایط استفاده از مدل جایگزین تنها به $\frac{1}{180}$ زمان اجرای

محاسباتی هستند که حاوی اطلاعات جریان و انتقال ماده آلاینده می‌باشند، افزایش سرعت محاسبات جبری برای به‌دست‌آوردن توزیع غلظت زمانی و مکانی آلاینده در ایستگاه کنترل را در پی خواهند داشت. به‌نحوی که برای سیستم کامپیوتر ذکر شده، اجرای مدل شبیه‌سازی مستقیم پدیده انتقال آلودگی در شرایط استفاده از مدل جایگزین تنها به $\frac{1}{180}$ زمان اجرای حاصل از یکپارچه‌سازی این مدل‌ها نیاز دارد. هم‌چنین براساس جدول (۳) و در شرایط اعمال خطا به داده‌های مشاهداتی، دقت دو رویکرد معکوس شبیه‌سازی-بهینه‌سازی و مدل جایگزین انتقال در حل معکوس مسأله انتقال آلودگی نزدیک به هم می‌باشد. این موضوع نشان می‌دهد که حل معکوس براساس مدل جایگزین انتقال پیشنهادی می‌تواند به‌جای رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی که زمان محاسباتی زیادی را می‌طلبد به‌منظور محاسبه مشخصات مجهول منبع آلاینده واقع در یک سیستم ترکیبی آبخوان-رودخانه و با در دست داشتن حداقل اطلاعات غلظت مشاهده‌ای (یک ایستگاه شاهد در پایین‌دست رودخانه) به‌کار رود. لازم به ذکر است که در رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی نیاز به تنظیم پارامترهای الگوریتم بهینه‌سازی وجود دارد و از آنجایی که قوانینی مشخص برای تنظیم این پارامترها وجود ندارد معمولاً از روش آزمون و خطا برای این منظور استفاده می‌شود که صرف زمان و زحمت بسیاری را در پی خواهد داشت. اما در صورت در نظر گرفتن مقادیر مناسب برای این پارامترها احتمال رسیدن به جواب بهینه مطلق افزایش و مقادیر خطاهای محاسباتی نتایج بسیار کاهش می‌یابد. اگرچه در رویکرد شبیه‌سازی-بهینه‌سازی امکان لحاظ پیچیدگی‌های بیش‌تر در دامنه حل وجود دارد، اما همان‌طور که پیش‌تر بیان شد، استفاده از این رویکرد هزینه محاسباتی بسیار بالایی دارد و استفاده از مدل‌های جایگزین اجتناب‌ناپذیر است.

- Annals of Statistics*, 19(1), 67–82.
5. Bear, J., & Verruijt, A. (1987). *Modeling groundwater flow and pollution*. Dordrecht, Netherlands, Reidel Publ.
 6. Behzadian, K., Kapelan, Z., Savic, D., & Ardeshir, A. (2009). Environmental modelling & software stochastic sampling design using a multi-objective genetic algorithm and adaptive neural networks. *Environmental Modeling & Software*, 24(4), 530–541.
 7. Boano, F., Revelli, R., & Ridolfi, L. (2005). Source identification in river pollution problems: A geostatistical approach. *Water Resources Research*, 41(7), 1–13.
 8. Borah, T., & Bhattacharjya, R. K. (2015). Development of Unknown Pollution Source Identification Models Using GMS ANN-Based Simulation Optimization Methodology. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(3), 4014034.
 9. Butera, I., Tanda, M. G., & Zanini, A. (2013). Simultaneous identification of the pollutant release history and the source location in groundwater by means of a geostatistical approach. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 27(5), 1269–1280.
 10. Butera, I., Tanda, M. G., & Zanini, A. (2006). Use of numerical modelling to identify the transfer function and application to the geostatistical procedure in the solution of inverse problems in groundwater. *Journal of Inverse and Ill-posed Problems*, 14(6), 547–572.
 11. Byrd, R. H., Hribar, M. E., & Nocedal, J. (1999). An interior point algorithm for large-scale nonlinear programming. *Society for Industrial and Applied Mathematics Journal on Optimization*, 9(4), 877–900.
 12. Fen, C., Chan, C., & Cheng, H. (2009). Assessing a response surface-based optimization approach for soil vapor extraction system design. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(3), 198.
 13. Guo, J. Y., Lu, W. X., Yang, Q. C., & Miao, T. S. (2019). The application of 0–1 mixed integer nonlinear programming optimization model based on a surrogate model to identify the groundwater pollution source. *Journal of Contaminant Hydrology*, 220, 18–25.
 14. Hazrati-yadkooi, S., & Datta, B. (2017a). Self-organizing map based surrogate models for contaminant source identification under parameter uncertainty. *International Journal of GEOMATE*, 13(36), 10–18.
 15. Hazrati-yadkooi, S., & Datta, B. (2017b). Adaptive surrogate model based optimization (ASMBO) for unknown groundwater contaminant source characterizations using self-organizing maps. *Journal of Water Resource and Protection*, 9(2), 193–214.

حاصل از یکپارچه‌سازی این مدل‌ها نیاز داشته است که با توجه به تأثیر مستقیم آن در افزایش سرعت حل معکوس، استفاده از این مدل در سناریوهای واقعی مدیریت کیفی منابع آب زیرزمینی و رودخانه‌ها که عموماً با محدودیت زمان مواجه است پیشنهاد می‌شود.

پی‌نوشت

1. Kriging
2. Artificial Neural Networks (ANN)
3. Self-Organizing Map (SOM)
4. Radial Basis Functions (RBF)
5. Support Vector Machines (SVM)
6. Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS)
7. Ensemble Surrogate Model
8. Transfer Function Theory
9. Adaptive Surrogate Model Based Optimization
10. Convolution Integral
11. Stepwise Input Function
12. Breakthrough Curve
13. Mean Error
14. Mean Absolute Error
15. Root Mean Squared Error
16. Normalized Root Mean Squared Error
17. No-flow boundary
18. Transient
19. Stress Period

تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان وجود ندارد.

منابع

1. Anderson, M. P., Woessner, W. W., & Hunt, R. J. (1992). Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport. *Journal of Hydrology*, 140, 393–395.
2. Ayaz, M., Srivastava, R., & Jain, A. (2014). Groundwater pollution source identification using linked ANN-optimization model, in: *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 27 April, Vienna, Austria, id. 830.
3. Ayvaz, M. T. (2010). A linked simulation-optimization model for solving the unknown groundwater pollution source identification problems. *Journal of Contaminant Hydrology*, 117(1-4), 46–59.
4. Barron, A. R., & Xiao, X. (1991). Discussion: multivariate adaptive regression splines.

16. Jamshidi, A., Samani, J. M. V., Samani, H. M. V., Zanini, A., Tanda, M. G., & Mazaheri, M. (2020). Solving inverse problems of unknown contaminant source in groundwater-river integrated systems using a surrogate transport model based optimization. *Water*, 12(9), 2415.
17. Jin, R., Chen, W., & Simpson, T. W. (2001). Comparative studies of metamodeling techniques under multiple modelling criteria. *Structural and Multidisciplinary Optimization*, 23(1), 1–13.
18. Jury, W.A., & Roth, K. (1990). *Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications*. Birkhäuser Verlag AG.
19. Khu, S.-T., & Werner, M.G.F. (2003). Reduction of Monte-Carlo simulation runs for uncertainty estimation in hydrological modeling. *Hydrology and Earth System Science*, 7(5), 680–692.
20. Kitanidis, P.K. (1996). On the geostatistical approach to the inverse problem. *Advance in Water Resources*, 19(6), 333–342.
21. Luo, J., & Lu, W. (2014). A mixed-integer non-linear programming with surrogate model for optimal remediation design of NAPLs contaminated aquifer. *International Journal of Environment and Pollution*, 54(1), 1–16.
22. Mazaheri, M. (2011). *Mathematical Model for Identification of Pollution Sources in the Rivers Reconstruction of Location and Release History of the Sources*. Doctoral dissertation, Tarbiat Modares University, Iran.
23. Mirghani, B.Y., Zechman, E.M., Ranjithan, R. S., & Mahinthakumar, G. K. (2012). Enhanced Simulation-Optimization Approach Using Surrogate Modeling for Solving Inverse Problems. *Environmental Forensics*, 13(4), 348–363.
24. Mullur, A.A., & Messac, A. (2006). Metamodeling using extended radial basis functions: a comparative approach. *Engineering with Computers*, 21(3), 203–217.
25. Regis, R. G., & Shoemaker, C.A. (2007). A stochastic radial basis function method for the global optimization of expensive functions. *Inform Journal on Computing*, 19(4), 497–509.
26. Simpson, T. W. (2001). Kriging Models for Global Approximation in Simulation-Based Multidisciplinary Design Optimization. *American Institute of Aeronautics and Astronautics*, 39(12), 2233-2241.
27. Singh, R.M., Datta, B., & Jain, A. (2004). Identification of unknown groundwater pollution sources using artificial neural networks. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, 130(6), 506–14.
28. Snodgrass, M.F., & Kitanidis, P.K. (1997). A geostatistical approach to contaminant source identification. *Water Resources Research*, 33(4), 537–546.
29. Srivastava, D., & Singh, R.M. (2015). Groundwater system modeling for simultaneous identification of pollution sources and parameters with uncertainty characterization. *Water Resources Management*, 29(13), 4607–4627.
30. Wang, G. G. (2003). Adaptive response surface method using inherited latin hypercube design points. *Journal of Mechanical Design*, 125(2), 210–220.
31. Xia, X., Zhou, N., Wang, L., Li, X., & Jiang, S. (2019). Identification of transient contaminant sources in aquifers through a surrogate model based on a modified self-organizing-maps algorithm. *Hydrogeology*, 27(7), 2535–2550.
32. Xing, Z., Qu, R., Zhao, Y., Fu, Q., Ji, Y., & Lu, W. (2019). Identifying the release history of a groundwater contaminant source based on an ensemble surrogate model. *Journal of Hydrology*, 572(6), 501–516.
33. Zanini, A., & Woodbury, A.D. (2016). Contaminant source reconstruction by empirical Bayes and Akaike's Bayesian Information Criterion. *Journal of Contaminant Hydrology*, 74–86.
34. Zhang, X., Srinivasan, R., & Liew, M. V. (2009). Approximating SWAT model using artificial neural network and support vector machine. *Journal of American Water Resources Association*, 45(2), 460–474.