



Simulation and Assessment of Management Practices for Reduction of Nutrients Discharge to the Zrebar Lake Using SWAT Model

S. Imani¹, M. Delavar^{2*} and M.H. Niksokhan³

Abstract

Eutrophication is a main challenge for surface water bodies, especially lakes and reservoirs. Zrebar Lake, as a resource of freshwater, is recently facing eutrophication problem. The aim of this study is to find solutions for water quality enhancement using integrated simulation approach. For this purpose, Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used as a water resources and agricultural systems simulation model. Here, its interaction with the changes in lake water quality and quantity were considered. In this study, the impacts of the various management practices (BPMs) in critical areas were analyzed. For this purpose, the influence of these strategies on improving water quality, crop yields and economical costs of their implementation were evaluated and finally the optimal solutions were selected using TOPSIS multi-criteria decision-making method. The results showed that, the filter strip, pollution control emissions in upstream (Qezelchesoo channel) and reducing fertilizer consumption up to 25%, respectively were the best management options in the basin. This study also implied that the economical analysis of BMPs is inevitable to present well organized approaches for controlling non-point source pollution discharges.

Keywords: Eutrophication, SWAT model, Management Practices, Multi-criteria Decision Making, Zrebar Lake.

Received: March 31, 2016

Accepted: September 9, 2016

شبیه‌سازی و ارزیابی راهکارهای مدیریتی برای کاهش مواد مغذی ورودی به دریاچه زریبار با استفاده از مدل SWAT

سمیه ایمانی امیرآباد^۱، مجید دلاور^{۲*}
و محمدحسین نیک سخن^۳

چکیده

در سال‌های اخیر پدیده تغذیه‌گرایی به یکی از چالش‌های جدی در بسیاری از پیکره‌های آبی، به‌ویژه دریاچه‌ها و مخازن سدها تبدیل شده است. دریاچه زریبار از جمله دریاچه‌های آب شیرین در کشور است که با مسئله شدید تغذیه‌گرایی مواجه می‌باشد. هدف از این پژوهش، دستیابی به راهکار مدیریتی مناسب برای ارتقای سطح کیفی این دریاچه با در نظر گرفتن یک رویکرد شبیه‌سازی جامع است. بدین منظور، از مدل SWAT به‌عنوان مدل شبیه‌ساز سیستم منابع آبی و کشاورزی حوضه آبریز دریاچه و همچنین اندرکنش آن با تغییرات کمی و کیفی آب دریاچه استفاده شده است. در این مطالعه، تأثیر به‌کارگیری انواع راهکارهای مدیریتی (BMPs) در مناطق بحرانی از منظر نحوه اثرگذاری آن‌ها در بهبود شرایط کیفی دریاچه، عملکرد محصولات کشاورزی منطقه و همچنین کاهش هزینه‌های اقتصادی اجرای آن‌ها مورد ارزیابی قرار گرفت و در نهایت با روش تصمیم‌گیری چند معیاره TOPSIS راهکارهای بهینه انتخاب شدند. نتایج نشان می‌دهد که از بین انواع راهکارهای مدیریت مزرعه و اجرایی اعمال شده، فیلتراسیون گیاهی، کنترل انتشار بار آلودگی در بالادست (کانال قزلچسو) و کاهش مصرف کود حداکثر تا ۲۵٪ به ترتیب به‌عنوان بهترین گزینه‌های مدیریتی در سطح حوضه می‌باشند. همچنین این پژوهش به‌طور ضمنی اشاره می‌کند برای افزایش مقبولیت طرح‌های کنترل انتشار آلودگی از منابع غیر نقطه‌ای، تحلیل‌های اقتصادی در خصوص پیاده‌سازی راهکارهای مدیریتی امری اجتناب‌ناپذیر است.

کلمات کلیدی: تغذیه‌گرایی، مدل SWAT، راهکارهای مدیریتی، تصمیم‌گیری چند معیاره، دریاچه زریبار.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۵/۱/۱۲

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۵/۶/۱۹

1- Department of Water Resources Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran Email: somaye.imani@modares.ac.ir

2- Department of Water Resources Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. Email: m.delavar@modares.ac.ir

3- Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran. Email: niksokhan@ut.ac.ir

*- Corresponding Author

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس

۲- استادیار گروه مهندسی منابع آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس

۳- دانشیار گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

*- نویسنده مسئول
بحث و مناظره (Discussion) در مورد این مقاله تا پایان تابستان ۱۳۹۶ امکانپذیر است.

در سال‌های اخیر پدیده تغذیه‌گرایی^۱ به یکی از چالش‌های جدی در بسیاری از پیکره‌های آبی، به‌ویژه دریاچه‌ها و مخازن سدها تبدیل شده است. افزایش بار ورود مواد مغذی شامل انواع ترکیبات نیتروژن و فسفر و رسوبات از بالادست (همانند حوضه آبریز) به منابع آب سطحی موجب افزایش رشد جلبک‌ها و پدیده شکوفایی جلبکی و بالطبع کاهش اکسیژن محلول، مرگ گونه‌های آبی، کاهش تنوع زیستی و افزایش احتمال انتشار بو در منطقه می‌شود. بنابراین بسیاری از دریاچه‌ها که از کاربری تفریحی، شرب و آبی‌پروری برخوردار هستند ممکن است با بروز این پدیده با مشکلات ثانویه همچون نابسامانی‌های اجتماعی و اقتصادی در منطقه مواجه شوند. لذا شناسایی منابع آلاینده اصلی (نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای) در سطح حوضه آبریز می‌تواند به‌عنوان یک راهکار اساسی در جهت حل مشکلات کیفی آب به شمار رود. در این راستا، به‌منظور حفاظت از پیکره‌های آبی در مقابل آلودگی‌های بیشتر، کنترل و اعمال محدودیت‌هایی بر فعالیت‌های کشاورزی و فعالیت‌های انسانی ضروری به نظر می‌رسد. اما در این بین محدودیت‌هایی نیز وجود دارد چراکه از دیدگاه اقتصادی- اجتماعی اعمال راهکارهای سخت‌گیرانه قابل‌قبول نیست. به‌عنوان مثال، مطالعات انجام‌شده در چین نشان داده است که با توجه به نقش فعالیت‌های کشاورزی در جلوگیری از فقر، افزایش امنیت و تأمین غذایی، کنترل سخت‌گیرانه در این زمینه برای کنترل آلودگی کشاورزی کار دشواری خواهد بود (Gong et al., 2010).

بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMPs) از سال ۱۹۶۰ توسط کشورهای غربی و به‌ویژه ایالات‌متحده به‌منظور بهبود شرایط کیفی آب در سطح حوضه‌های آبریز، بکار گرفته شده است (Logan, 1993). پیاده‌سازی راهکارهای مدیریتی در مکان‌های مختلف حوضه‌ها به‌عنوان یک اقدام مؤثر برای بهبود در کیفیت آب به رسمیت شناخته شده (Zhen et al., 2004) و در بسیاری از مطالعات به اعمال شیوه‌های مدیریتی جهت حفاظت از کیفیت آب پرداخته شده است. انتخاب شیوه مدیریتی مناسب برای بهبود کیفیت آب در حوضه‌های آلوده کار نسبتاً دشواری می‌باشد زیرا میزان آلودگی در حوضه به شرایط غیرقابل‌کنترل اقلیمی و همچنین ویژگی‌هایی مانند خاک، توپوگرافی و کاربری زمین بستگی دارد (Novotny and Olem, 1994). در این راستا مطالعات بسیاری در زمینه بررسی تأثیر شیوه‌های مدیریتی سازه‌ای و غیر سازه‌ای انجام شده است. به‌عنوان مثال، در یکی از حوضه‌های آبریز در ترکیه به‌منظور بررسی

اثرات شیوه‌های مدیریت کشاورزی، تأثیر شیوه‌های مختلف از قبیل استفاده از آبیاری، کود و شخم‌زنی بر روی کیفیت و کمیت جریان مورد بررسی قرار گرفت و در نهایت استفاده از این روش‌ها به‌عنوان رویکردی مؤثر در کاهش آلودگی در این حوضه معرفی گردید (Esen and Uslu, 2008). در همین زمینه Deng و Chowdhary (۲۰۰۹) به بررسی تأثیر اجرای راهکارهای سازه‌ای از قبیل نگهداری جریان سیلابی و ساخت سدهای انحرافی و برکه‌های نگهداشت و استفاده از فیلترهای گیاهی جهت کنترل بار آلودگی غیر نقطه‌ای ناشی از زه آب‌های کشاورزی خروجی از شالیزارها در دو حوضه آبریز در آمریکا پرداختند. در یک حوضه آبریز در آلمان Lam و همکاران (۲۰۱۱) به این نتیجه رسیدند که میزان کاهش نیتروژن، فسفر و رسوبات با اعمال راهکارهای سازه‌ای و غیر سازه‌ای می‌تواند به ترتیب حداکثر تا ۲۰، ۵ و ۵ درصد صورت پذیرد. هرچند پیشنهاد نمودند بهره‌مندی از راهکارهای ترکیبی می‌تواند شانس کاهش بار نیتروژن را تا ۵۰٪ افزایش دهد. از طرفی اصلاح شخم‌زنی و کاهش کوددهی به‌عنوان عوامل مؤثر در کنترل انتشار بار مغذی از زمین‌های زراعی به پیکره آبی معرفی شده است (Liu and Lu, 2015). این در حالی است که Bracmort و همکاران (۲۰۰۶) تأکید نمودند که تأثیر راهکارهای مدیریتی می‌تواند به مرور زمان بین ۵ تا ۱۰٪ کاهش یابد. بعلاوه Chen و همکاران (۲۰۱۴) بر انجام مطالعات اقتصادی تأکید کرده و اجرایی بودن راهکارها را منوط به نتایج هزینه-فایده آنها دانسته‌اند. این در حالی است که مطابق مطالعات Ghebremichael و همکاران (۲۰۱۰) و Ouyang و همکاران (۲۰۰۸) می‌توان چنین نتیجه گرفت که مناطق به‌طور یکسان عامل تولید بار آلودگی و همچنین انتقال آن نیستند و حتی در شرایط مشابه کاربری اراضی، عواملی نظیر نوع خاک و شیب زمین می‌تواند بر انتقال بار آلودگی اثرگذار باشد. به‌عنوان نمونه در یک حوضه کشاورزی-روستایی در انگلستان، Ballantine و همکاران (۲۰۰۹) تأثیرات کاربری اراضی و نوع خاک را بر روی فسفر چسبیده به ذرات رسوبی در جریان سطحی و ذرات ته‌نشین شده بررسی نمودند. آنها به این نتیجه رسیدند که توزیع مکانی منابع انتشار رسوب در سرتاسر حوضه یکسان نیست.

مدل‌سازی جامع سیستم حوضه آبریز، رویکرد مناسبی برای شناسایی و تعیین مقدار کاهش مواد مغذی در اثر اعمال سناریوهای مدیریتی می‌باشد و می‌تواند ابزار مفیدی جهت اولویت‌بندی طرح‌ها به‌منظور بهبود شرایط کیفی و رسیدن به استانداردهای کیفیت آب در پیکره‌های آبی باشد. در این راستا طیف متنوعی از مدل‌های شبیه‌سازی حوضه آبریز مانند^۲ DWSM^۲ (Borah, 2002)،^۳ HSPF^۳

(Mohamoud et al., 2010), GWLF⁴ (Du et al., 2015), Moneris (Lai et al., 2013) در مطالعات بکار گرفته شده است.

در میان مدل‌های مختلف شبیه‌سازی آلودگی‌های غیر نقطه‌ای، مدل SWAT به‌طور گسترده‌ای برای بررسی تأثیرات عوامل مختلف بر کیفیت آب نظیر مدیریت مزرعه و فعالیت‌های کشاورزی استفاده شده است (Borah and Bera, 2003; Arnold and Fohrer, 2005). مدل SWAT، یک مدل در مقیاس حوضه و نیمه توزیعی است که توسط Arnold و همکارانش در سال ۱۹۹۸ توسعه یافته است. این مدل قادر به شبیه‌سازی تأثیر شیوه‌های مختلف مدیریتی روی آب، رسوب، آلاینده‌های کشاورزی در حوضه‌های آبریز با انواع خاک‌های مختلف، کاربری اراضی می‌باشد. این مدل به‌خوبی می‌تواند شیوه‌های مدیریتی مختلف را در حوضه‌های بزرگ و پیچیده و دوره‌های زمانی طولانی شبیه‌سازی کرده و تأثیرات آن‌ها را در حوضه ارزیابی کند (Akhavan et al., 2010). مطالعات نشان داده است این مدل از انعطاف‌پذیری بالایی در شبیه‌سازی راهکارهای مدیریتی برخوردار است بطوریکه این مدل قادر به شبیه‌سازی طیف گسترده‌ای از راهکارهای سازه‌ای و غیر سازه‌ای، مانند شخم‌زنی حفاظتی، پوشش‌های حفاظتی، میزان و زمان مصرف کود، مدیریت مواد مغذی، نوارهای بافر، سازه‌های پیشگیری از سیل، آبراهه‌های پوشش‌دار و تراس‌های موازی می‌باشد (Gassman et al., 2007). این مدل تاکنون به‌طور موفقیت‌آمیزی برای شبیه‌سازی جامع حوضه‌های آبریز و پیش‌بینی اثرات زیست‌محیطی اجرای راهکارهای مدیریتی استفاده شده است (Luo, et al. 2013). به‌عنوان مثال، Liu و همکاران (۲۰۱۴) به همین روش کارایی انواع راهکارهای مدیریتی برای مدیریت مزرعه جهت کاهش بار نیتروژن ورودی به حوضه آبریز را مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که زمین‌های زراعی مشرف به پیکره آبی تأثیر بسزایی بر کیفیت منابع آب سطحی خواهند داشت و بدین ترتیب می‌توان الگوی کشت را تعیین نمود. همچنین Santhi و همکاران (۲۰۱۳) با نرم‌افزار SWAT پیش‌بینی کردند با اعمال راهکارهای مدیریتی در سطح مزرعه و کاهش بار مواد مغذی در زهاب تا ۶۰٪ در حوضه می‌سی‌سی‌پی می‌توان انتظار داشت بار نیتروژن در ورودی خلیج مکزیک تا ۲۰٪ کاهش یابد.

هدف از این مطالعه، ارزیابی مدل SWAT در شبیه‌سازی و تخمین بار آلودگی غیرنقطه‌ای ناشی از انواع فعالیت‌های کشاورزی و دامپروری و ارائه راهکارهای مدیریتی برای کاهش بار مواد مغذی (فسفر و نیتروژن) دریاچه‌ها و تالاب‌ها می‌باشد. در بررسی میزان

اثربخشی اقدامات مدیریتی در حوضه‌های آبریز منتهی به پیکره‌های آبی، شبیه‌سازی جامع مؤلفه‌های بیلان آبی حوضه و نحوه اندرکنش آن‌ها با پیکره آبی از اهمیت زیادی برخوردار است. این مسئله در مطالعه حاضر با استفاده از یک رویکرد مدل‌سازی کل‌نگر (holistic) به‌منظور بررسی نحوه تأثیرگذاری اقدامات مدیریتی بر دریاچه و همچنین استفاده حداکثری از داده‌های مشاهداتی مورد توجه و به‌عنوان نوآوری اصلی مطالعه حاضر مدنظر قرار گرفت. همچنین مطالعه حاضر به‌منظور بررسی قابلیت اجرایی و مقبولیت عمومی راهکارهای پیشنهادی از سوی کشاورزان در کنار ارزیابی فنی راهکارهای مدیریتی، ارزیابی‌های اقتصادی راهکارهای پیشنهادی نیز مورد توجه قرار داده است. بدین منظور حوضه آبریز دریاچه زریبار به‌عنوان منطقه مطالعاتی انتخاب گردید. متأسفانه ورود بیش از حد فسفر و ازت از طریق فعالیت‌های انسانی و کشاورزی به دریاچه‌ی زریبار سبب رشد جلبک و همچنین ایجاد نيزار در سطح دریاچه و کاهش شدید کیفیت آب آن گردیده است. این شواهد نشانه‌ی پتانسیل بالای تغذیه‌گرایی در این دریاچه است. لذا شناسایی و کنترل هدفمند منابع آلاینده در حوضه آبریز مرتبط با دریاچه می‌تواند نقش مهمی در بهبود شرایط کیفی و همچنین حفظ اکوسیستم آن داشته باشد.

۲- روش تحقیق

۲-۱- محدوده مطالعاتی

دریاچه زریبار در فاصله ۳ کیلومتری غرب شهر مریوان، در کردستان ایران قرار دارد. حوضه این دریاچه در مختصات جغرافیایی $31^{\circ} 30' 35''$ تا $35^{\circ} 37' 06''$ عرض شمالی و $46^{\circ} 03' 52''$ تا $47^{\circ} 10' 46''$ طول شرقی واقع شده و رقوم ارتفاعی آن بین ۱۲۷۰ تا ۲۸۱۸ متر می‌باشد. آب این دریاچه از چشمه‌ها و جریان‌های سیلابی تأمین می‌شود. مساحت کل حوضه با احتساب دریاچه ۸۹ کیلومتر مربع می‌باشد که سطح مفید دریاچه بدون نيزارهای اطراف محدود به ۷۲۰ هکتار است که از اطراف توسط جنگل‌های بلوط (حدود ۲۸٪ مساحت حوضه) محصور می‌شود (شکل ۱).

منابع آلاینده اصلی در این حوضه مصرف کودهای فسفاته و نیتراته در زمین‌های کشاورزی بیش از نیاز غذایی گیاه است که مقادیر اضافی آن از طریق آب شویی، باران و ذوب برف وارد دریاچه می‌گردد. فصولات دامی و پساب روستاهای اطراف دریاچه نیز به‌طور مستقیم وارد دریاچه می‌گردد که این شواهد می‌تواند نشانه‌ی پتانسیل بالای تغذیه‌گرایی در این دریاچه باشد.

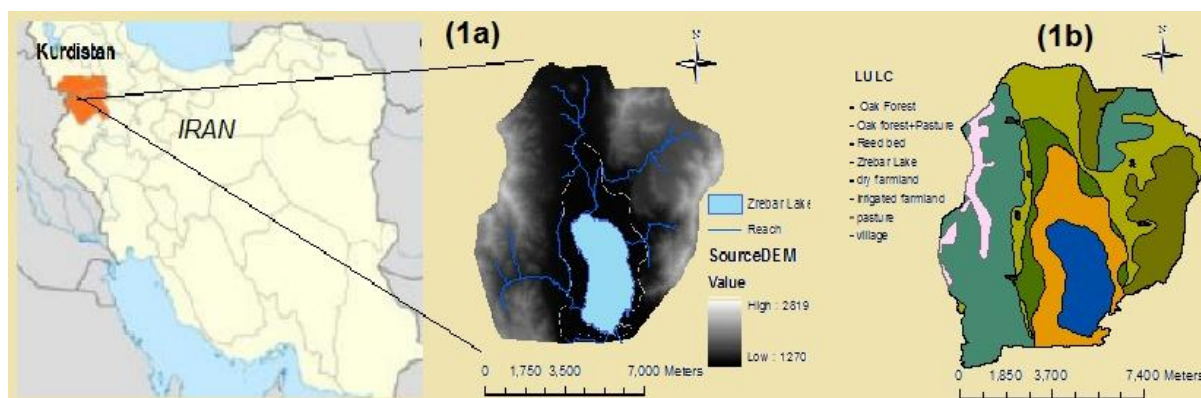


Fig. 1. Zrebar Lake watershed (1a) and its land uses (1b)
 شکل ۱- حوضه آبریز دریاچه زریبار شکل (الف) و کاربری‌های موجود در آن (ب)

DEM، کاربری اراضی و نقشه خاک مورد استفاده قرار گرفت. نقشه DEM با اندازه سلولی ۳۰ متر از پایگاه سازمان فضایی ملی ایالات متحده آمریکا (NASA⁶) استخراج شد. برای لایه رقومی کاربری اراضی، نقشه‌های پوشش گیاهی سازمان جنگل‌ها و مراتع ایران با اندازه سلولی ۱۰۰۰ متر در سال ۲۰۰۶ مورد استفاده قرار گرفت. لایه خاک منطقه از نقشه خاک سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد^۷ استخراج گردید. این لایه‌های رقومی به منظور تشکیل HRUs و سایر شبیه‌سازی‌های مرتبط مورد استفاده قرار گرفت.

در نهایت حوضه به ۲۶ زیر حوضه و ۱۱۰۰ HRU تقسیم گردید. داده‌های روزانه بارش، دمای حداقل و دمای حداکثر این ایستگاه‌ها از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به مدل معرفی شدند. همچنین آمار ماهانه دبی ورودی به دریاچه و تراز آب دریاچه از ایستگاه دریاچه زریبار از سال ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۳ جهت واسنجی و اعتبارسنجی مدل استفاده گردید. برای مطالعات کیفیت آب نیز از اطلاعات حاصله از نمونه‌برداری‌های دسامبر ۲۰۰۶ و ژانویه ۲۰۰۷ و آوریل تا ژوئن سال ۲۰۰۷ و همچنین اطلاعات ایستگاه آنلاین سازمان حفاظت محیط زیست کردستان از اوت تا دسامبر سال ۲۰۱۳ با گام زمانی ۳ ساعته استفاده شد.

ورودی‌های کلیدی مربوط به مدیریت نیز، شامل کاشت، شخم، برداشت، چرا و کود شیمیایی و حیوانی و آبیاری براساس اطلاعات سازمان جهاد کشاورزی در مدل اعمال شد. اطلاعات مربوط به دبی عبوری از کانال قزلچه‌سو با توجه به توزیع زمانی ماهانه جریان خروجی از بند انحرافی بالادست به دست آمد که به همین ترتیب در مدل به صورت یک inlet با سری زمانی ماهانه لحاظ گردید.

علاوه بر این سالانه کانال قزلچه‌سو نیز موجب انتقال رسوب از بالادست به این دریاچه می‌شود که بر میزان مواد مغذی و آلودگی منتقل شده به دریاچه اثرگذار خواهد بود.

۲-۲- روش‌شناسی انجام مطالعه

با توجه به هدف اصلی این مطالعه، چارچوب کلی روش‌شناسی مورد استفاده مطابق شکل ۲ ارائه می‌گردد. بر این اساس مراحل انجام مطالعه در سه گام اصلی شامل (الف) مدل‌سازی جامع اندرکنش حوضه و دریاچه با استفاده از مدل SWAT (ب) شناسایی مناطق بحرانی از منظر بار مواد مغذی در سطح حوضه و (ج) شبیه‌سازی و انتخاب بهترین راهکارهای مدیریتی در مناطق بحرانی می‌باشد. شرح بیشتر این مراحل در ادامه آورده شده است.

۳-۲- مدل‌سازی جامع اندرکنش حوضه و دریاچه

۱-۳-۲- پیکره‌بندی و آماده‌سازی مدل SWAT

همان‌طور که ذکر شد در این مطالعه به منظور شبیه‌سازی سیستم منابع آبی و کشاورزی حوضه آبریز دریاچه و همچنین اندرکنش آن با تغییرات کمی و کیفی آب دریاچه از مدل SWAT استفاده گردید. ورودی‌های اصلی مدل SWAT عبارت‌اند از توپوگرافی، مشخصات خاک، کاربری اراضی، نوع پوشش گیاهی، آب‌وهوا، اقلیم و شیوه‌های مدیریت زمین است. در اینجا حوضه به چند زیرحوضه و هر زیر حوضه به تعداد زیادی واحدهای واکنش هیدرولوژیکی (HRUs^۵) تقسیم می‌شود. هر HRU نماینده منطقه‌ای در زیرحوضه است که حاوی ترکیب منحصربه‌فرد و یکپارچه‌ای از کاربری زمین، نوع خاک و کلاس شیب است. بدین منظور، لایه‌های مدل رقومی ارتفاع

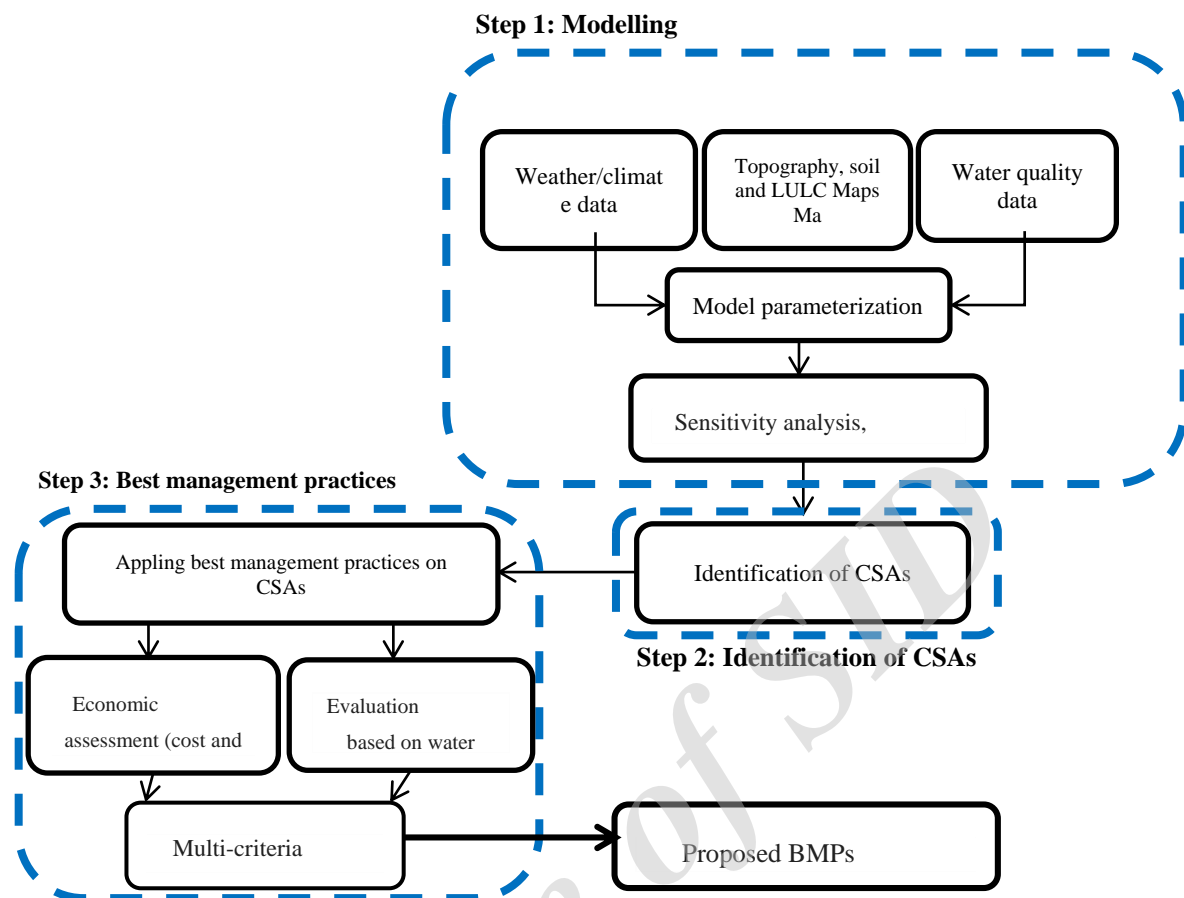


Fig. 2. Research framework
 شکل ۲- چارچوب انجام تحقیق

تحلیل حساسیت پارامترهای مدل به منظور بررسی میزان تأثیرگذاری آنها بر خروجی‌های مدل از اهمیت زیادی برخوردار است. در این تحقیق تحلیل حساسیت مدل با استفاده از نرم‌افزار SWAT-CUP انجام شد و تعداد ۲۹ پارامتر که تأثیر بیشتری روی دبی ورودی به دریاچه و کیفیت آب داشتند، مشخص شدند. هر پارامتری که مقدار قدر مطلق t-stat بیشتری داشته و همچنین مقدار p-value آن نزدیک به صفر باشد، مدل نسبت به آن پارامتر حساسیت بیشتری دارد. نتایج این تحلیل در جدول ۱ نشان داده شده است.

در این تحقیق شبیه‌سازی برای ۹ سال از ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۳ انجام شد. در این قسمت با توجه به عدم توانایی مدل SWAT-CUP فراخوانی فایل‌های مربوط به مخزن (output.rsv)، پس از انجام اصلاحات لازم در کد مدل مطابق مطالعات پیشین (Imani, et al. 2016) برای واسنجی، اصلاحاتی نیز برای فراخوانی

همچنین بار آلودگی‌های نقطه‌ای و کانال قزلچه‌سو ورودی به دریاچه با استفاده از ضرایب راهبردی محاسبه شد (Johnes, 1996). بدین منظور، اطلاعات مربوط به دبی عبوری از کانال قزلچه‌سو با توجه به توزیع زمانی ماهانه جریان خروجی از بند انحرافی بالادست به دست آمد که با سری زمانی ماهانه لحاظ گردید. همچنین میزان رسوبات انتقال‌یافته از همین کانال بر اساس برآزش حاصل بین دبی و رسوب در ایستگاه بالادست بند انحرافی تقریب زده شد. برای برآورد غلظت ترکیبات موادمغذی (نیتروژن و فسفر کل) در جریان خروجی از کانال، از ضرایب راهبردی و با توجه به مساحت اراضی کشاورزی و مرتع حاشیه کانال استفاده گردید. بعلاوه فاضلاب خروجی از مراکز روستایی با توجه به ضرائب راهبردی تعیین شده به ازای هر نفر تعیین شده (Sadatian Abkenar, 2013) و به همراه دبی برآورد شده به مدل به صورت بار نقطه‌ای اعمال گردید.

Table 1. Sensivity analysis and Calibrated parameters of SWAT model

جدول ۱- تحلیل حساسیت و واسنجی پارامترهای مدل

Rank	Parameter	Definition	Initial range	Final value	t-stat	p-value
1	CN2	SCS runoff curve number for moisture condition II	35 - 89	60	2.14	0.06
2	SMFMX	Maximum melt rate for snow during year (occurs on summer solstice)	0 - 20	14.5	-2.09	0.06
3	HRU_SLP	Average slope steepness	0 - 1	0.025	-1.76	0.11
4	AI2	Fraction of algal biomass that is phosphorus	0.01 - 0.02	0.02	1.7	0.12
5	BC3	Rate constant for hydrolysis of organic nitrogen to ammonia (1/days)	0.02 - 0.04	0.37	-1.67	0.13
6	SURLAG		0/05-24	0/65	-01/6	0/14
7	BC2	Rate constant for biological oxidation NO2 to NO3 (1/days)	0.2 - 2	1.5	-1.43	0.18
8	P_UPDIS	Surface runoff lag time	0.05 - 24	0.649	-1.06	0.14
9	ESCO	Soil evaporation compensation factor	0 - 1	0.225	-1.36	0.2
10	BIOMIX	Biological mixing efficiency	0 - 1	0.425	-1.24	0.24
11	SLSUBBSN	Average slope length	10 - 150	92.5	-1.14	0.28
12	SFTMP	Snowfall temperature	-20 - 20	-5	0.83	0.43
13	PPERCO	Phosphorus percolation coefficient	10 - 17.5	15.8	1.14	0.28
14	PHOSHD	Phosphorus soil partitioning coefficient	100 - 200	102	0.98	0.35
15	PSP	Phosphorus sorption coefficient	0.01 - 0.7	0.2	0.97	0.36
16	SMTMP	Snow melt base temperature	-20 - 20	-5	0.83	0.43
17	REVAPMN	Threshold depth of water in the shallow aquifer for "revap" to occur (mm)	0 - 500	87.5	0.81	0.44
18	Alpha_Bf	Base flow alpha factor (days)	0 - 1	0.825	0.72	0.49
19	NPERCO	Nitrogen percolation coefficient	0 - 1	0.31	-0.66	0.53
20	ERORGP	Organic P enrichment ratio	0 - 5	4.12	0.48	0.64
21	TIMP	Snow pack temperature lag factor	0 - 1	0.175	0.46	0.66
22	SMFMN	Minimum melt rate for snow during the year (occurs on winter solstice)	0 - 20	17.5	-0.44	0.67
23	GWQMN	Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm)	0 - 5000	2625	-0.42	0.68
24	ERORGN	Organic N enrichment ratio	0 - 5	5	-0.32	0.76
25	SOL_AWC	Available water capacity of the soil layer	0 - 1	0.0625	-0.26	0.8
26	AI1	Fraction of algal biomass that is nitrogen	0.07 - 0.09	0.09	0.21	0.83
27	SNOCVMX	Minimum snow water content that corresponds to 100% snow cover	0 - 500	342.5	0.12	0.91
28	N_UPDIS	Nitrogen uptake distribution parameter	0 - 100	50	0.11	0.91
29	GW_DELAY	Groundwater delay (days)	0 - 500	412.5	0.11	0.91

فایل‌های خروجی مخزن در فایل مربوط به رودخانه (output.rch) انجام شد.

کد مدل در بخش مخزن (res.f) اعمال گردید. در این رابطه واحدهای مؤلفه‌ها مشابه رابطه ۱ می‌باشد.

$$SA = 146 + 0.0068 \times V - 0.0005 \times V^2 \quad (4)$$

مقادیر برداشت از دریاچه جهت تأمین آب شبکه آبیاری و زهکشی اراضی جنوب دریاچه، پرورش ماهی و اهداف تفریحی نیز به صورت مصارف ثابت ماهانه از مخزن، در مدل اعمال گردید.

بدین ترتیب مدل با استفاده از آمار ماهانه دبی حجم مخزن (۲۰۱۳-۲۰۰۵)، غلظت نترات و فسفات داخل دریاچه (۲۰۰۶-۲۰۰۵، ۲۰۱۳) و اسنجی شد. نتایج این بخش بر اساس دو شاخص ضریب تبیین R^2 و حداقل مربعات خطا ($RMSE^A$) مورد ارزیابی قرار گرفت.

۲-۴- انتخاب راهکارهای مدیریتی به منظور بهبود شرایط کیفی دریاچه

در این مطالعه پس از شناسایی انواع گزینه‌های مناسب مدیریتی در منطقه تأثیر هرکدام از راهکارها بر بهبود شرایط کیفی دریاچه با استفاده از مدل SWAT بررسی می‌شود. راهکارهایی همچون کاهش کود شیمیایی و حجم آبیاری با تناوب دوساله به میزان ۲۵٪، ۵۰٪ و ۷۵٪ (Santhi et al., 2006) به‌عنوان راهکار مدیریتی در سطح مزرعه و یا توسعه فیلتراسیون با نوار گیاهی با عرض ۱۲ و ۲۴ متر (Goel et al., 2004)، استفاده از سکوها شناور برای پالایش آب با گیاه وتیور (Akbarzadeh et al., 2015) و ساخت واحد تصفیه برای مناطق روستایی و کنترل جریان ورودی از کانال قزلچسوه به‌عنوان راهکارهای سازه‌ای در این مطالعه مدنظر قرار گرفت. در ارزیابی راهکارها نیز تغییرات ایجاد شده در مؤلفه‌های کیفی و حجم دبی ورودی به دریاچه، هزینه اعمال راهکارها و میزان اثرگذاری آن‌ها بر عملکرد محصولات کشاورزی منطقه موردتوجه قرار گرفت. در نهایت، با استفاده از روش تصمیم‌گیری چند شاخصه (TOPSIS) بهترین راهکارها از بین گزینه‌های اعمال شده انتخاب می‌گردد.

استفاده از روش تصمیم‌گیری چند شاخصه (TOPSIS) بر این مفهوم استوار است که گزینه انتخابی، باید کمترین فاصله را با راه‌حل ایده‌آل مثبت (بهترین حالت ممکن) و بیشترین فاصله را با راه‌حل ایده‌آل منفی (بدترین حالت ممکن) داشته باشد. بدین منظور، مراحل حل مسئله با استفاده از این روش به ترتیب شامل محاسبه ماتریس بی‌مقیاس شده به روش نرم N (روابط ۷ تا ۱۰) و محاسبه ماتریس اوزان با یکی از روش‌های وزن دهی مانند آنتروپی (روابط ۵ و ۶) می‌باشد. آنتروپی یک معیار عدم اطمینان است که به وسیله توزیع احتمال مشخص Pi بیان می‌شود (Xu et al., 2015). اندازه‌گیری این عدم اطمینان به صورت زیر بیان شده است.

۲-۳-۲- اصلاحات انجام شده در کد مدل جهت شبیه‌سازی دریاچه

جهت شبیه‌سازی کمیت و کیفیت آب در داخل دریاچه و نحوه اندرکنش آن با حوضه، دریاچه زیربار به صورت یک مخزن ذخیره در انتهای واحد هیدرولوژیکی مربوط به دریاچه لحاظ گردید. منحنی حجم و سطح و تراز دریاچه به منظور شبیه‌سازی بیلان هیدرولوژیکی و همچنین کیفی دریاچه از اهمیت زیادی برخوردار است. در مدل SWAT سطح مخزن از رابطه زیر (۱) محاسبه می‌شود:

$$SA = \beta_{sa} \times V^{exp_{sa}} \quad (1)$$

در این رابطه SA سطح آب داخل مخزن (ha)، β_{sa} ضریب بدون بعد، V حجم آب داخل مخزن ($m^3 H_2O$) و exp_{sa} توان هست. توان exp_{sa} و ضریب β_{sa} به ترتیب با حل روابط (۲) و (۳) به دست می‌آیند.

$$Exp_{sa} = \frac{\log_{10}(SA_{em}) - \log_{10}(SA_{pr})}{\log_{10}(V_{em}) - \log_{10}(V_{pr})} \quad (2)$$

$$\beta_{sa} = \frac{SA_{em}}{V_{em}} \quad (3)$$

در این روابط SA_{pr} و SA_{em} به ترتیب مساحت در تراز اضطراری و نرمال و V_{pr} و V_{em} نیز به ترتیب حجم در تراز اضطراری و نرمال می‌باشند. همان‌طور که روابط بالا مشاهده گردید توان exp_{sa} و ضریب β_{sa} با استفاده از دو نقطه معین مساحت و حجم در تراز اضطراری و نرمال محاسبه می‌گردد که از دقت چندانی برخوردار نیست.

با توجه به هدف این تحقیق که واسنجی غلظت نترات و فسفات (میلی‌گرم بر لیتر) در داخل دریاچه می‌باشد، برآورد دقیق‌تر حجم مخزن موردنیاز است؛ بنابراین در این مطالعه و به منظور اعمال منحنی سطح - حجم مخزن، با توجه به داده‌های مشاهداتی سطح و حجم دریاچه رابطه درجه دو زیر استخراج شده و سپس رابطه (۴) در

۲-۵- برآورد هزینه اعمال راهکارهای مدیریتی

یکی از مهم‌ترین عوامل در ارزیابی راهکارهای مدیریتی در حوضه برآورد هزینه اعمال آن‌ها می‌باشد. برآورد هزینه اعمال راهکارها بر اساس نوع فعالیت به صورت زیر انجام شد:

برآورد هزینه برای تصفیه فاضلاب روستایی با تخمین هزینه ساخت و بهره‌برداری تصفیه‌خانه‌های متعارف فاضلاب مبتنی بر موارد واقعی و اجرا شده بین سال‌های ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۳ انجام شد. بر این اساس تابع هزینه مطابق رابطه (۱۱) محاسبه می‌گردد که در آن هزینه‌ها برای یک دوره ۳۰ ساله بهره‌برداری بوده و به صورت سالانه سرشکن شده است.

$$TC = \sum_{j=1}^m (C \times Q)_j \quad (11)$$

در این رابطه Q مقدار متوسط اسمی جریان فاضلاب خروجی از هر منبع آلاینده (m^3/s)، m تعداد منابع آلاینده در حوضه مورد مطالعه و C هزینه واحد تصفیه می‌باشد که از رابطه (۱۲) محاسبه می‌شود.

$$C(x, y) = CB(x) + CN(y) \quad 0 \leq x, y \leq 1 \quad (12)$$

در این رابطه، x و y به ترتیب میزان کاهش غلظت ترکیبات آلی کربنی فاضلاب (BOD) و نیتروژنه (TN) در فاضلاب‌ها خانگی می‌باشد که کمتر از یک در نظر گرفته می‌شود (Feizi Ashtiani et al., 2015). به منظور برآورد هزینه‌های مربوط به کاشت و شناورسازی گیاهان در ورودی کانال قزلچسوه به دریاچه برای کاهش غلظت مواد مغذی در این جریان از نتایج تحقیقات مشابه در رودخانه سفیدرود استفاده شده است (Jamshidi et al., 2015). بدین منظور چنین فرض شده است به دلیل عرض کمتر کانال نسبت به رودخانه سفیدرود و طول تقریبی محل کاشت در ساحل کانال و جانمایی سکوه‌های شناور، هزینه‌های سالانه مربوط به ساخت و بهره‌برداری از آن یک دهم هزینه‌های پیشنهادی در تحقیق مذکور معادل 0.3 میلیون دلار (۱۰۰ میلیون تومان) می‌باشد.

برای برآورد هزینه‌های اجرایی کاشت و نگهداشت نوار فیلتراسیون گیاهی در محدوده اطراف دریاچه، مطابق شکل ۱، چنین فرض شده است نوار فیلتراسیون با عرض معین در تمامی محیط پیرامونی دریاچه قابل اجرا بوده و محل آن حداقل زمین‌های با کاربری کشت آبی و ساحل دریاچه می‌باشد؛ بنابراین، با فرض هزینه‌های مربوط به تهیه و نگهداری گیاهان، نیروی انسانی برای کاشت آنها در محدوده مورد نظر و تعداد مورد نیاز، چنین برآورد شده است برای یک دوره بهره‌برداری ده ساله، یک ردیف گیاه در اطراف دریاچه

$$E_i = S(P_1, P_2, P_3, \dots, P_n) = - \sum_{i=1}^n P_i \ln P_i \quad (5)$$

$$(i=1, 2, \dots, m)$$

که در این رابطه، E مقدار آنتروپی است که در آن مقدار K از رابطه (۶) محاسبه می‌شود و m تعداد گزینه‌های موجود و n شاخص (معیار) مدنظر می‌باشد.

$$K = \frac{1}{\ln(m)} \quad (6)$$

همچنین ماتریس بی مقیاس موزون V از رابطه (۷) محاسبه می‌شود:

$$V = N \times W_{n \times m} \quad (7)$$

در روش نرم N ، راه‌حل ایده آل مثبت V_j^+ برابر بزرگ‌ترین مقدار برای شاخص‌های مثبت و کوچک‌ترین مقدار برای شاخص‌های منفی بوده و راه‌حل ایده آل منفی V_j^- بزرگ‌ترین مقدار برای شاخص‌های منفی و کوچک‌ترین مقدار برای شاخص‌های مثبت است. همچنین فاصله نرم اقلیدسی هر گزینه تا ایده آل مثبت و منفی از روابط ۸ و ۹ قابل محاسبه است و i مطابق رابطه (۵) به گزینه‌های موجود اشاره دارد. همچنین نزدیکی نسبی یک گزینه به راه‌حل ایده آل از رابطه (۱۰) محاسبه می‌شود که رتبه‌بندی گزینه‌ها بر اساس CL بزرگ‌تر انجام می‌شود.

$$d_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^n (V_{ij} - V_j^+)^2} \quad (8)$$

$$(i=1, 2, \dots, m)$$

$$d_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^n (V_{ij} - V_j^-)^2} \quad (9)$$

$$(i=1, 2, \dots, m)$$

$$CL_i^* = \frac{d_i^-}{d_i^- + d_i^+} \quad (10)$$

در این تحقیق به منظور ارزیابی راهکارها، وزن‌های انتخابی ورودی جهت انتخاب برترین راهکار با استفاده از روش آنتروپی و مقایسات زوجی محاسبه گردید که این وزن‌ها بر اساس روش آنتروپی به ترتیب برای سه معیار اصلی تصمیم‌گیری یعنی میزان کاهش غلظت ترکیبات نیتروژن و فسفر کل (%) در داخل دریاچه و هزینه‌های اقتصادی حاکم بر راهکارهای مدیریتی به ترتیب برابر 0.3 ، 0.3 و 0.4 برآورد گردید. علاوه بر رویکرد آنتروپی، تعیین وزن شاخص‌ها بر اساس مصاحبه و نظرسنجی با کارشناسان و خبرگان منطقه مطالعه نیز تعیین و برای اولویت‌بندی راهکارها مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور برای تعیین وزن معیارها از روش مقایسه زوجی 10 استفاده گردید. در این روش، معیارها دو به دو با یکدیگر مقایسه می‌شوند و درجه اهمیت هر معیار، نسبت به دیگری مشخص می‌شود. برای این کار، از یک روش استاندارد ارائه شده توسط Saaty، 1980 استفاده گردید. بر این اساس، وزن معیارهای تصمیم‌گیری بر اساس ترتیب ذکر شده در قبل برابر با 0.25 ، 0.20 و 0.55 تعیین گردید.

تقریباً سالانه نیازمند ۴۸۶ دلار (۱/۷ میلیون تومان) خواهد شد. از آنجایی که دو سناریو با ضخامت نوار فیلتراسیون به میزان ۱۲ و ۲۴ متر در نظر گرفته شده و هر متر معادل دو ردیف گیاه می‌باشد، هزینه‌های سالانه اجرا و بهره‌برداری از این ضخامت نوار فیلتراسیون به ترتیب در حدود ۱۱۶۰۰ دلار (۴۰ میلیون تومان) و ۲۳۳۰۰ دلار (۸۰ میلیون تومان) برآورد می‌گردد (Taylor et al., 2014).

به‌طور خلاصه در شکل ۳ تشریح شده است. لازم به توضیح است که واسنجی مدل با استفاده از پارامترهایی انجام شد که پیشتر توسط آنالیز حساسیت تعیین شده بود (جدول ۱). در جدول ۲ میزان همبستگی مقادیر شبیه‌سازی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده حجم مخزن (دریاچه)، جریان‌ات ورودی به مخزن و غلظت نیترات و فسفات به تفکیک شرایط اعتبارسنجی و واسنجی مدل نشان داده شده است. نتایج بیانگر تطبیق مناسب نتایج مدل واسنجی با مقادیر اندازه‌گیری شده است. در این میان، پایین‌تر بودن ضریب فسفات نسبت به نیترات از آنجا نشئت می‌گیرد که فسفات تأثیر زیادی از میزان بار رسوب دارد زیرا بخشی از آن به‌صورت فسفر آلی غیرمحلول به ذرات رسوب چسبیده و می‌تواند به‌مرور زمان در دریاچه از آن جدا شده و به‌صورت محلول تبدیل شود. لذا پیش‌بینی دقیق غلظت فسفر منوط به کالیبراسیون بار رسوبات منتقل شده به دریاچه می‌باشد که به دلیل عدم وجود چنین اطلاعاتی در منطقه مطالعاتی میسر نگردید.

سری زمانی نتایج واسنجی و اعتبارسنجی مدل در شکل‌های ۴ تا ۷ نشان داده شده است که به ترتیب نشانگر مقادیر شبیه‌سازی شده با مقادیر اندازه‌گیری شده حجم مخزن (دریاچه)، جریان‌ات ورودی به مخزن (دریاچه) و غلظت نیترژن و فسفر در مراحل واسنجی و اعتبارسنجی می‌باشند.

همان‌طور که در شکل ۳ نیز بدان اشاره شده است. علاوه بر واسنجی جریان ورودی و غلظت مواد مغذی در دریاچه، به‌منظور اطمینان از صحت شبیه‌سازی‌های گیاهی انجام شده، قابلیت مدل در شبیه‌سازی عملکرد و تیخیر و تعرق محصولات غالب کشاورزی در منطقه نیز مورد ارزیابی قرار گرفت. در جدول مقایسه عملکرد شبیه‌سازی و مشاهداتی محصولات مختلف آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد. مدل با دقت قابل قبولی قادر به شبیه‌سازی عملکرد محصولات در منطقه می‌باشد.

لازم به توضیح است برای انجام محاسبات مربوط به برآورد هزینه‌های کاهش مصرف آب و کود دهی در زمین‌های کشاورزی، این رویکرد مدنظر قرار گرفته است که کاهش موارد فوق منجر به کاهش تولید محصول با توجه به بازده و عملکرد کشاورزی می‌شود؛ بنابراین، برآورد هزینه‌های مربوط به مدیریت کشت مطابق رابطه (۱۳) محاسبه شده است.

$$GDP = I - C \quad (13)$$

که در این رابطه GDP^{11} تولید ناخالص داخلی، I درآمد و C هزینه کل می‌باشد. هزینه کل و قیمت تمام شده هر کیلوگرم محصول بر اساس اطلاعات مرکز آمار ایران در سال ۱۳۸۹ محاسبه شده و درآمد نیز مطابق رابطه (۱۴) برآورد می‌شود.

$$I = A \times Y \times P \quad (14)$$

در این رابطه A مساحت اراضی (هکتار)، Y عملکرد محصولات (تن) بر هکتار) و P قیمت تمام شده (تومان به ازای هر تن) می‌باشد.

۳- نتایج و تحلیل نتایج

۳-۱- واسنجی و اعتبار سنجی مدل SWAT

به‌منظور دستیابی به اهداف این پژوهش، در این بخش به ارزیابی نتایج حاصل از SWAT در شرایط واسنجی شده پرداخته می‌شود. واسنجی و اعتبارسنجی غلظت مواد مغذی به برآورد درستی از حجم مخزن نیازمند می‌باشد، لذا واسنجی و اعتبارسنجی مدل طی یک فرآیند چند مرحله‌ای انجام گرفت. روند کار و نحوه واسنجی پارامترها

Table 2. Model Performance in simulating of inflow, TN, TP and lake volume

جدول ۲- نتایج واسنجی و اعتبار سنجی مدل در شبیه‌سازی دبی ورودی، نیترات، فسفات در دریاچه و حجم دریاچه

Parameter	Calibration		Validation	
	R ²	RMSE	R ²	RMSE
Lake Inflow (m ³ /s)	0.65	0.64	0.80	0.52
Total Nitrate (ppm)	0.89	0.70	0.82	1.87
Total Phosphate (ppm)	0.56	0.87	0.52	0.96
Lake Volume(MCM)	0.79	0.24	0.33	0.34

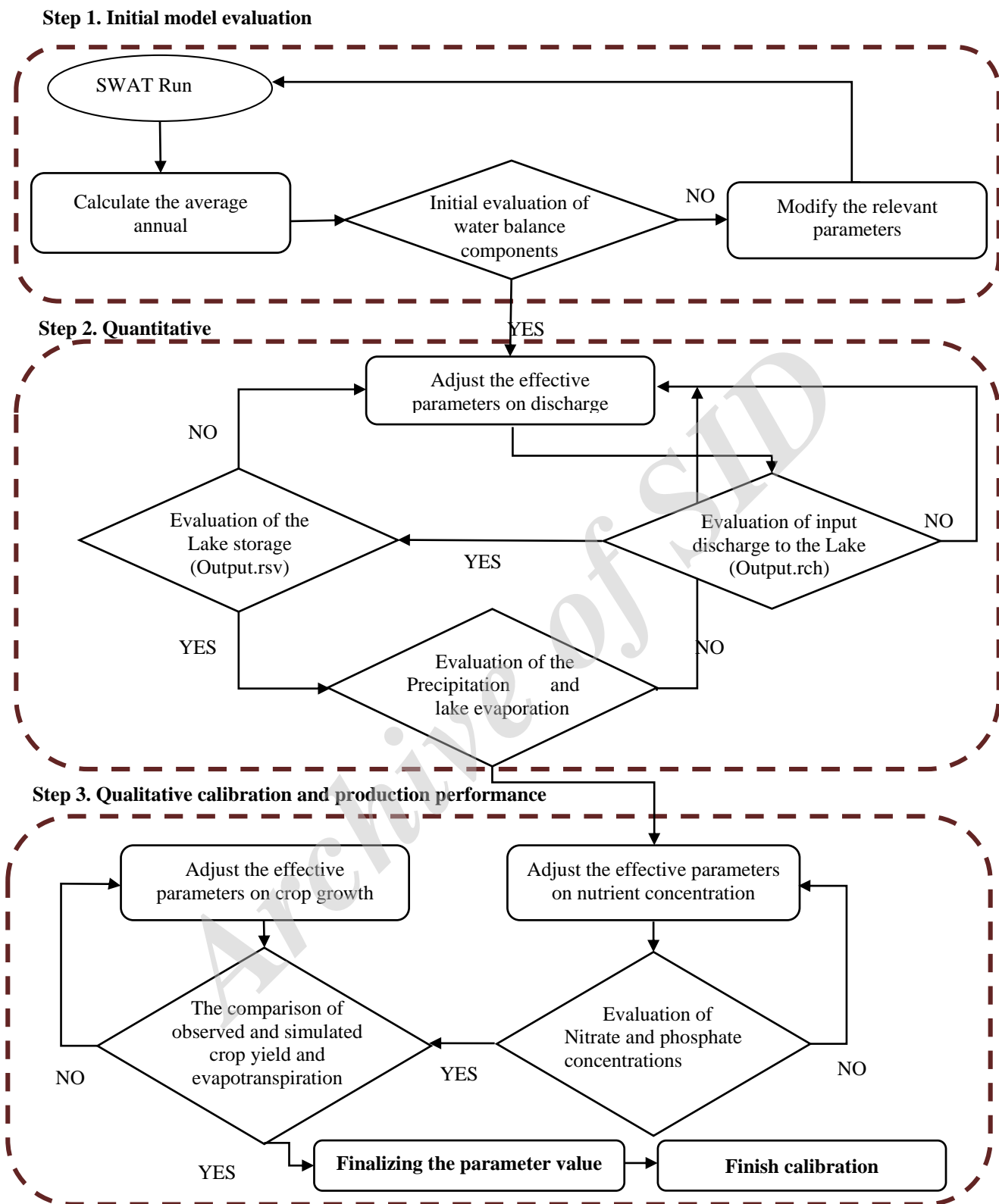


Fig. 3. The calibration and validation process of inflow, lake volume, nutrient concentration and crop yields

شکل ۳- مراحل واسنجی و اعتبارسنجی پارامترهای دبی ورودی، حجم دریاچه، غلظت مواد مغذی و عملکرد محصولات

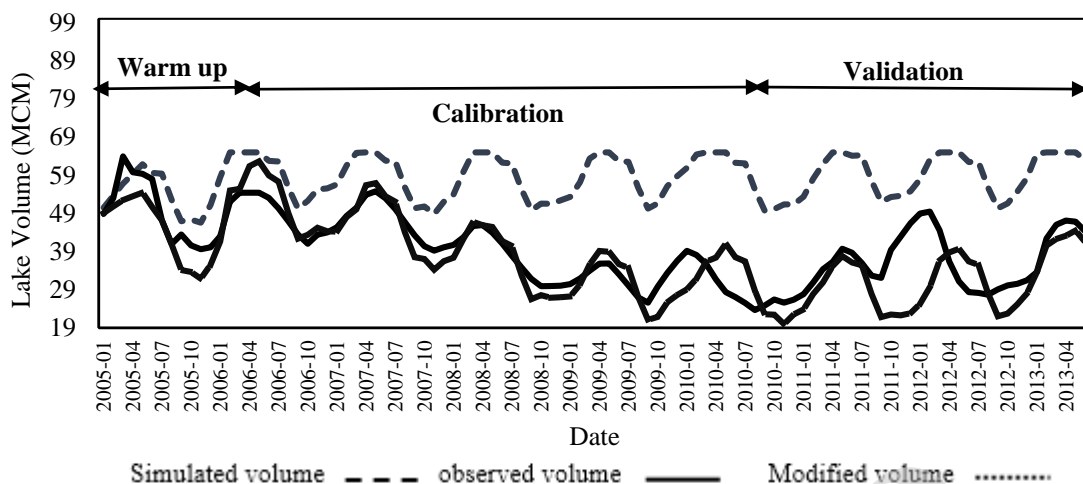


Fig. 4. The simulated and observed diagrams of lake volume (MCM) for calibration and validation periods

شکل ۴- حجم دریاچه شبیه‌سازی شده، مشاهداتی و اصلاح شده (MCM) برای دوره واسنجی و اعتبارسنجی

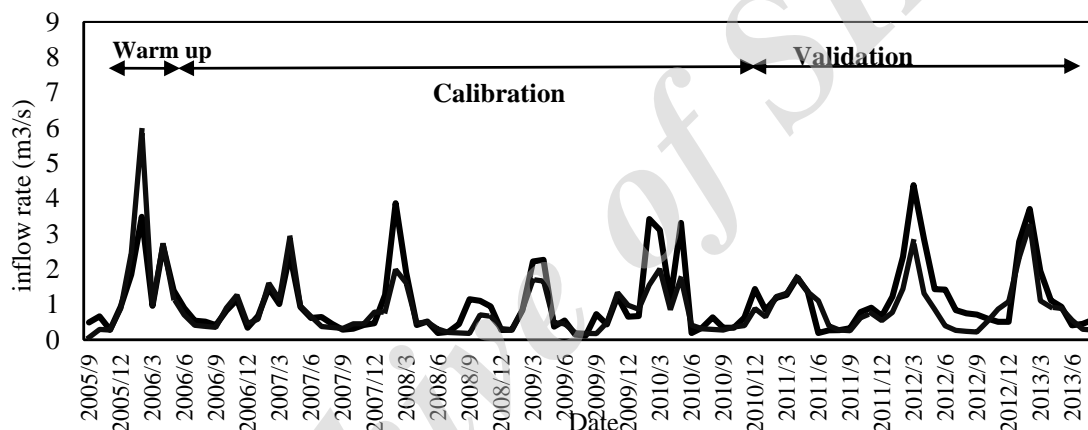


Fig. 5. The simulated inflow rate (m^3/s) with observed data for calibration and validation periods

شکل ۵- دبی ورودی شبیه‌سازی و مشاهداتی برای دوره واسنجی و اعتبارسنجی (m^3/s)

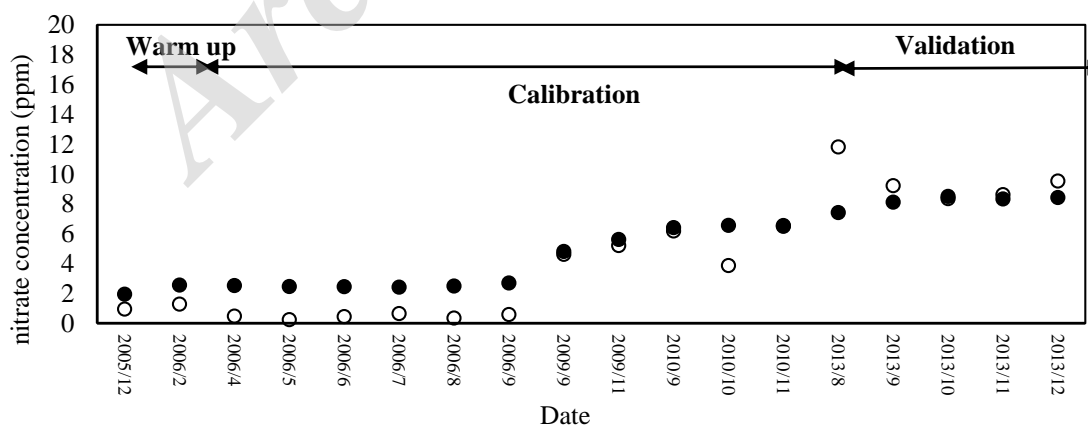


Fig. 6. The simulated and observed nitrate concentration (ppm) for calibration and validation periods

شکل ۶- غلظت نیترات شبیه‌سازی و مشاهداتی برای دوره واسنجی و اعتبارسنجی (ppm)

تحقیقات منابع آب ایران، سال سیزدهم، شماره ۱، بهار ۱۳۹۶

Volume 13, No. 1, Spring 2017 (IR-WRR)

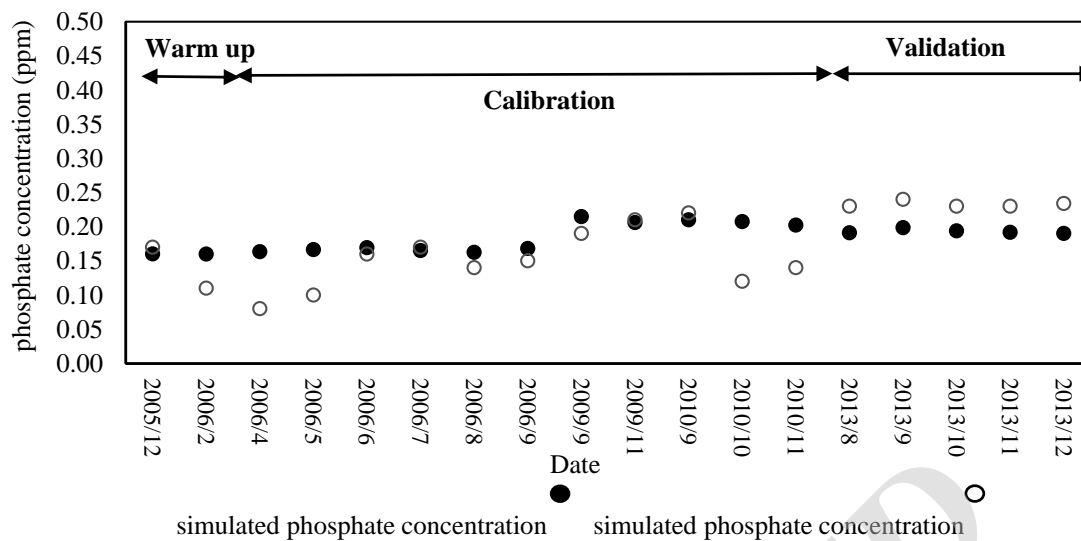


Fig. 7. The simulated and observed phosphate concentration (ppm) for calibration and validation periods

شکل ۷- غلظت فسفات شبیه‌سازی و مشاهداتی برای دوره واسنجی و اعتبارسنجی (ppm)

Table 3. Comparison of simulated and observed crop yields
جدول ۳- مقایسه عملکرد شبیه‌سازی و مشاهداتی محصولات مختلف

Crop	Calculated crop yield (ton/ha)	Observed crop yield (ton/ha)	Difference (%)
Wheat	2.8	3	6.7
RFC Wheat	1.1	1.2	8.3
Pea	0.5	0.5	0.0
RFC Barley	0.9	1	10
Barley	2.1	2.4	12.5
Apple	11.2	12.7	11.8
Tobacco	1.9	2.3	17.4
Grape	4	4.8	16.7
Alfalfa	6.5	7.8	20
Tomato	11.1	15	26

تأثیر چشم‌گیر است و رابطه کاملاً مستقیمی با مصرف کود دارد. مصرف بین ۲۵ تا ۷۵ درصد تفاوت قابل ملاحظه‌ای از لحاظ اصلاح ساختار کیفی با یکدیگر نداشته‌اند و حساسیت اندکی در کاهش مواد مغذی در اثر کاهش مقدار کود از ۲۵ تا ۷۵ درصد وجود دارد. اینکه در جریان سفر ورودی به دریاچه تغییر مصرف کود بی‌اثر بوده اما در مقادیر باقیمانده در دریاچه اثرگذار است، می‌تواند ناشی از انتقال فسفات به شکل رسوب به داخل دریاچه باشد. این در حالی است که با اعمال راهکارهای مدیریتی کاهش آبیاری، برخی مقادیر غلظت مواد آلاینده منفی می‌شود. این بدان علت است که کاهش آبیاری باعث کاهش دبی ورودی به دریاچه و در نهایت کاهش حجم و افزایش غلظت آلاینده‌ها می‌گردد.

۲-۳- ارزیابی راهکارهای مدیریتی کاهش مواد مغذی

۱-۲-۳- راهکار مدیریتی در سطح مزرعه

با کاهش مقادیر کود در مزارع درصد کاهش غلظت نیترات (NO_3)، فسفات (PO_4)، نیتروژن آلی ($OrgN$) و فسفر آلی ($OrgP$) در داخل دریاچه و همچنین درصد کاهش بار ورودی به دریاچه از نظر نیترات (NO_3_In)، فسفات (PO_4_In)، نیتروژن آلی ($OrgN_In$) و فسفر آلی ($OrgP_In$) نسبت به وضع موجود مورد ارزیابی قرار گرفت (جدول ۴). نتایج نشان می‌دهد که کاهش مصرف کود به نسبت ۲۵٪، ۵۰٪ و ۷۵٪ می‌تواند منجر به کاهش غلظت مواد مغذی در ورودی و آب دریاچه گردد. در خصوص پارامتر نیترات و فسفات این

واضح است کاهش کود و میزان آبیاری بر میزان عملکرد محصولات مختلف نیز تأثیرگذار خواهد بود؛ بنابراین در این پژوهش برای ارزیابی رضایتمندی کشاورزان از نظر اقتصادی، درصد کاهش عملکرد نسبت به حالت کنونی پس از اعمال راهکارهای مدیریتی مذکور نیز مورد ارزیابی قرار گرفت که به تفکیک محصولات در شکل ۸ و ۹ آورده است.

همان‌طور که در این شکل‌ها مشاهده می‌گردد با کاهش ۲۵ درصدی کود دهی محصولاتی از جمله گوجه‌فرنگی، گندم آبی، تنباکو و نخود تحت تنش مواد مغذی و کاهش عملکرد واقع می‌گردند. با کاهش مقدار کود دهی به میزان ۵۰ درصد و بیشتر کاهش عملکرد در تمامی محصولات به‌جز یونجه مشاهده می‌گردد که این کاهش در محصولاتی مانند گوجه‌فرنگی و گندم آبی منجر به کاهش عملکرد به ترتیب برابر با ۸۹ و ۵۶ درصد می‌گردد. در این بخش عدم واکنش یونجه به کود دهی به علت ویژگی این محصول در تثبیت نیتروژن و استفاده در مواقع نیاز می‌باشد (Woodhouse and griffith, 1975; Hannaway and Shuler, 1993). از طرفی با کاهش میزان آبیاری عملکرد تمامی محصولات با کاهش عملکرد مواجه می‌شوند، این کاهش در محصولاتی از جمله گوجه‌فرنگی و یونجه دارای بیشترین مقدار بوده و می‌تواند کاهشی تا سقف ۶۹ درصد در محصول گوجه‌فرنگی داشته باشد. در محصولاتی مانند جو و گندم کاهش محصول چشم‌گیر نبوده و با کاهش حدود ۷۵ درصدی آبیاری، میزان کاهش عملکرد در این محصولات تنها حدود ۰/۵ تا ۱۲ درصد می‌باشد.

لازم به توضیح است که روند انتقال آلودگی برای نیتروژن و فسفر متفاوت است. نیتروژن (آلی و نیترات) معمولاً به‌صورت محلول در آب به دریاچه منتقل می‌شود، اما فسفات به‌صورت چسبیده به رسوبات وارد دریاچه خواهد شد. با کاهش میزان آبیاری به دلیل اینکه از ورود جریانات آبی به دریاچه کم می‌شود، لذا اثر رقیق‌سازی زهاب‌های کشاورزی در خصوص پارامتر نیترات و نیتروژن آلی کمتر شده و این مقادیر در دریاچه نسبت به شرایط متعارف به‌طور برعکس افزایش خواهد یافت. این بدان علت است که در این راهکار، در مدل فرض شده که مصرف کود همچنان ثابت می‌ماند و بالطبع مواد مغذی نیتروژنی غلیظ‌تر خواهند شد؛ اما از طرفی، به دلیل کاهش جریان زهاب کشاورزی و اثر تنش برشی آب در فرسایش خاک چنین پیش‌بینی شده که انتقال رسوب و غلظت فسفر در ورودی به دریاچه و محلول در آن کاهش می‌یابد. با این وجود، تغییرات ۲۵ تا ۷۵ درصدی کاهش کشت آبی با یکدیگر تفاوت قابل ملاحظه‌ای ندارد و مانند اصلاح کود کشاورزی می‌تواند با توجه به نیاز منطقه در این محدوده تنظیم شود. لازم به توضیح است بررسی این راهکار در کنار راهکار اصلاح کود کشاورزی نشان می‌دهد که کاهش آبیاری در کنار کاهش مصرف کود کشاورزی بین ۲۵ تا ۷۵ درصد تا حدی اثر قابل ملاحظه کاهش مصرف کود برای پارامتر نیتروژن برای بهبود شرایط زیست‌محیطی را خنثی می‌کند. این در حالی است که اصلاح کشت آبی و کود کشاورزی موجب تشدید اثرات مثبت یکدیگر خواهد شد و پارامتر فسفات را دوچندان کم می‌کند.

Table 4. Reduction (%) of water quality parameters by Farm management
جدول ۴- درصد کاهش پارامترهای کیفی با اعمال راهکارهای مدیریتی در سطح مزرعه

Alternatives	NO3 (%)	NO3_In (%)	PO4 (%)	PO4_In (%)	OrgN (%)	OrgN_In (%)	OrgP (%)	OrgP_In (%)	Flow_In (%)	Volume (%)
Reducing 25% in fertilizers application	37	40	21	0	-	-	2	3	-	-
Reducing 50% in fertilizers application	42	45	19	0	-	-	2	3	-	-
Reducing 75% in fertilizers application	44	47	19	0	-	-	3	3	-	-
Reducing 25% in water for crop irrigation	-12	-7	19	7	-21	-11	1	8	9	2
Reducing 50% in water for crop irrigation	-10	-3	19	7	-19	-7	1	9	9	2
Reducing 75% in water for crop irrigation	-9	-1	18	7	-20	-7	0	9	10	3

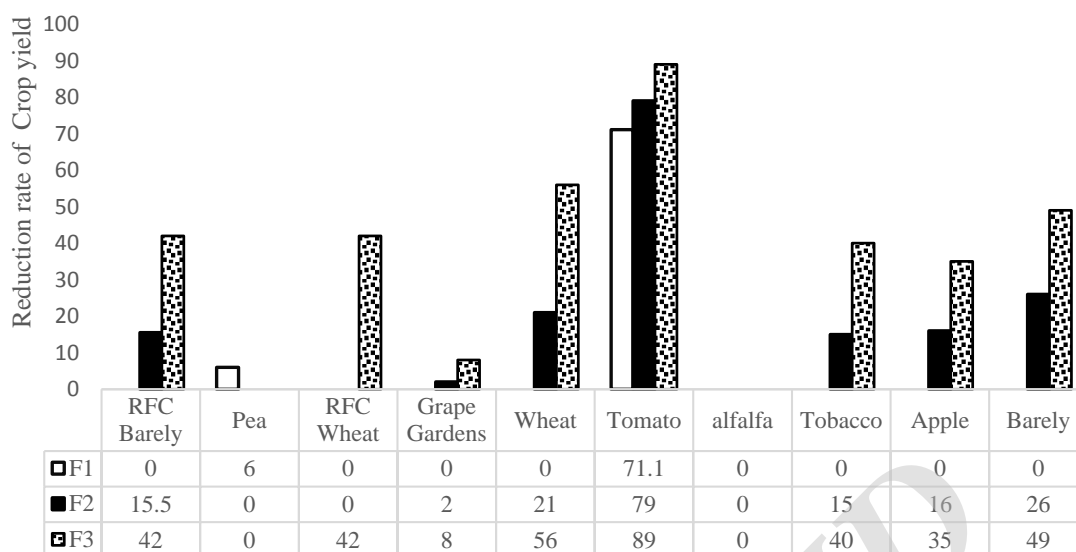


Fig. 8. Reduction of crop yield by fertilizer reduction

شکل ۸- درصد کاهش عملکرد محصولات مختلف با اعمال راهکار مدیریتی کاهش کود

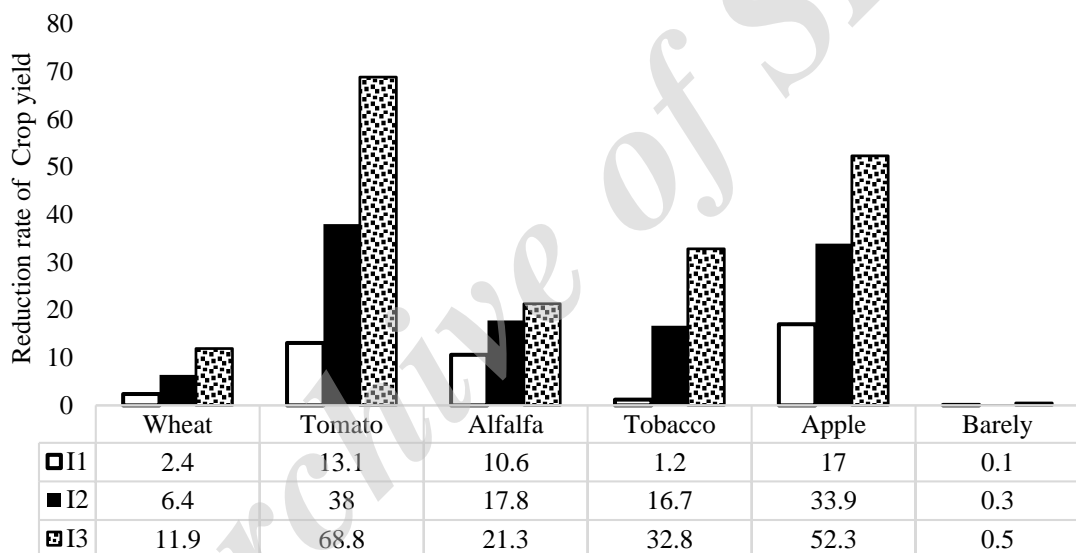


Fig. 9. Reduction of crop yield by irrigation management

شکل ۹- درصد کاهش عملکرد محصولات مختلف با اعمال راهکار مدیریتی کاهش آبیاری

ناشی از کاهش حجم آب دریاچه و هم غالب شدن فاز بی‌هوای باشد.

در شرایطی که فرض شود مقادیر آلاینده ورودی از قزلچه‌سو به هر طریقی نظیر تصفیه و مهار آلودگی در بالادست کاهش یابد، نتایج مدل نشان می‌دهد که تأثیر قابل ملاحظه‌ای در خصوص پارامترهای نیتروژن آلی و نیترات نخواهد گذاشت؛ اما اثر آن برای مقادیر فسفر آلی و معدنی چشمگیر است. این می‌تواند بدین علت باشد که بخش اعظم بار آلودگی منتقل شده از قزلچه‌سو به‌صورت رسوبات شسته

۳-۲-۲- راهکارهای سازه‌ای

با توجه به نتایج حاصله در جدول ۵ جلوگیری از ورود جریان از قزلچه‌سو به دریاچه با کاهش ۳۳ درصدی حجم دریاچه منجر به افزایش غلظت نیترات و سایر ترکیبات آلی در دریاچه شده است. همچنین کاهش جریان ورودی به دریاچه باعث کاهش غلظت اکسیژن محلول در آب شده و شرایط غیرهوایی و یا بی‌هوایی حاکم می‌گردد. در این حالت، معمولاً فسفر معدنی (فسفات) کاهش یافته و به فسفر آلی تبدیل می‌شود؛ بنابراین افزایش فسفر آلی هم می‌تواند

شده مزارع کشاورزی و مراتع بالادست است که حاوی فسفر بالایی می‌باشد؛ بنابراین انجام اقدامات حفاظتی جهت تثبیت خاک در بالادست کانال قزلچه‌سو و کنترل رسوبات از جمله پیشنهادات لازم در خصوص کنترل آلودگی در حوضه است.

افزایش خواهد یافت؛ اما از آنجایی که بخش قابل ملاحظه‌ای از حذف فسفات توسط باکتری‌های چسبیده به ریشه گیاه و در لایه‌های بالایی خاک صورت گرفته و تثبیت می‌شود، افزایش عرض نوار گیاهی تأثیر قابل ملاحظه‌ای در این خصوص در پی نداشته است. همچنین باید اضافه نمود پس از اعمال راهکار گیاه‌پالایی با گونه وتیور به صورت شناور در سطح دریاچه نتایج نشان می‌دهد که هرچند گیاه وتیور از تراکم ریشه‌ای بالا برخوردار است اما چون در خاک نبوده و به صورت شناور مدنظر قرار می‌گیرد نمی‌تواند به اندازه نوار گیاهی در کاهش مواد مغذی مؤثر باشد. این مقادیر به ترتیب برای نیترات و فسفات به ترتیب به میزان ۵ و ۹ درصد پیش‌بینی می‌گردد. هرچند انتظار می‌رود این گزینه می‌تواند در بهبود غلظت اکسیژن محلول دریاچه تأثیر بسزایی داشته باشد که نیازمند مطالعات بیشتر و مدل‌سازی است.

۳-۳- اولویت‌بندی راهکارهای مدیریتی با استفاده از روش TOPSIS

به منظور اولویت‌بندی راهکارها هزینه کل و قیمت تمام شده هر کیلوگرم محصول بر اساس اطلاعات مرکز آمار ایران در سال ۱۳۸۹ و رابطه (۱۳ و ۱۴) محاسبه گردید. پس از محاسبه درآمد خالص و مجموع نیتروژن و فسفر کل ماتریس تصمیم‌گیری مستخرج از این نتایج در جدول ۶ آورده شده است. این جدول مجموعه‌ای از خروجی‌های مدل و برآورد اقتصادی ناشی از پیاده‌سازی هر کدام از راهکارها می‌باشد که برای تصمیم‌گیری چندمعیاره مورد استفاده قرار می‌گیرد.

مکان‌های جمعیتی اصلی در حاشیه دریاچه زیربار شامل روستاهای اطراف دریاچه و تعدادی از مراکز تفریحی می‌باشد. این روستاها کاملاً مشرف به دریاچه است و شیب روستاهای مشرف به دریاچه عامل مهمی در سرازیر شدن آلاینده‌های این روستاها به دریاچه می‌باشد؛ بنابراین در این قسمت راهکار مدیریت فاضلاب مراکز جمعیتی در اولویت قرار گرفت. همان‌طور که پیش‌بینی می‌شود، با فرض عدم ورود بار آلی ناشی از فعالیت‌های انسانی روستاهای اطراف، غلظت نیتروژن و فسفر آلی تأثیر قابل ملاحظه‌ای داشته و مقادیر معدنی آنها تقریباً تغییری را شاهد نبودند. این مشخصاً بدان علت است که فاضلاب انسانی خام دارای ترکیبات نیتروژن آلی بالایی است و در شرایطی که بدون پیش‌تصفیه و هوادهی اولیه وارد محیط و منابع آبی پذیرنده شود، مقادیر این ترکیبات در دریاچه افزایش خواهد یافت؛ بنابراین از جمله راهکارهای پیشنهادی در این زمینه جمع‌آوری فاضلاب روستایی با حداقل هزینه و همچنین تصفیه آنها در سیستم‌های پکیج (مقیاس کوچک) می‌باشد. همان‌طور که در این جدول مشاهده می‌گردد، با افزایش عرض نوار گیاهی نیز، میزان غلظت مواد مغذی (نیترات، نیتروژن و فسفر آلی) کاهش چشم‌گیری داشته و غلظت فسفات کمتر تحت تأثیر قرار گرفته است. این می‌تواند بدان علت باشد که هرچه عرض نوار گیاهی افزایش یابد، مقدار به دام انداختن رسوبات خاک حاوی مواد مغذی افزایش یافته و احتمال جذب ترکیباتی نظیر نیترات توسط گیاه

Table 5. Reduction (%) of water quality parameters by applying structural BMPs

جدول ۵- درصد کاهش پارامترهای کیفی با اعمال راهکارهای سازهای

Alternatives	NO3 (%)	NO3_In (%)	PO4 (%)	PO4_In (%)	OrgN (%)	OrgN_In (%)	OrgP (%)	OrgP_In (%)
Preventing the inflow of Qezelchesoo	-79	8	92	95	-81	0	-62	0
Stabilization of soil at upstream of Qezelchesoo	13	10	95	95	3	0	3	0
Filter strips with 24 meters	55	55	6	5	4	28	54	53
Filter strips with 12 meters	36	34	5	4	5	25	47	47
Decentralized wastewater treatment plant	2	0	2	0	27	74	74	44

همچنین با انتخاب ۳ معیار معرفی شده (میزان کاهش غلظت ترکیبات نیتروژن و فسفر در دریاچه و هزینه‌های مربوط به راهکارهای مدیریتی) و محاسبه آنها برای هر یک از سناریوهای مدیریتی ارائه شده در جدول ۶، با استفاده روش TOPSIS و با در نظر گرفتن وزن‌های محاسبه شده از روش آنتروپی و همچنین نظرات کارشناسی، راهکارها مطابق جدول ۷ اولویت‌بندی گردید. بدیهی است در این اولویت‌بندی، کاهش مصرف کود و یا آبیاری مستقیماً بر میزان عملکرد گیاه در مدل تأثیر گذاشته است و کاهش آن منجر به ایجاد خسارت مادی برای کشاورزان مطابق ارقام جدول ۶ خواهد شد؛ بنابراین گزینه بهینه نه تنها شامل هزینه‌های سازه‌ای برای کنترل انتشار آلودگی است بلکه هزینه‌های ثانویه غیر سازه‌ای وارد بر کشاورزان را نیز در برمی‌گیرد.

همان‌طور که در جدول ۷ مشاهده می‌شود به ترتیب راهکار استفاده از فیلتراسیون گیاهی به ترتیب با عرض ۱۲ و ۲۴ متر، حذف آلودگی ورودی از کانال انتقال آب قزلچه‌سو و کاهش مصرف کود تا حداکثر ۲۵٪ در زمین‌های کشاورزی به‌عنوان راهکارهای برتر شناسایی شدند. توجه به این نکته حائز اهمیت است که در این منطقه، میزان کاهش بار آلودگی از مراکز روستایی و نقطه‌ای مجاور دریاچه به دلیل

۴- خلاصه و جمع‌بندی

هدف از این پژوهش، ارزیابی راهکارهای مناسب مدیریتی برای احیای کیفی دریاچه زریبار با استفاده از مدلسازی جامع کمی و کیفی حوضه آبریز با مدل SWAT می‌باشد. نتایج حاکی از عملکرد مناسب مدل SWAT در شبیه‌سازی مؤلفه‌های کمی و کیفی حوضه و دریاچه و همچنین ارزیابی اثرات راهکارهای مدیریتی برای کاهش آلودگی از منابع آلاینده غیر نقطه‌ای می‌باشد.

هدف از این پژوهش، ارزیابی راهکارهای مناسب مدیریتی برای احیای کیفی دریاچه زریبار با استفاده از مدلسازی جامع کمی و کیفی حوضه آبریز با مدل SWAT می‌باشد. نتایج حاکی از عملکرد مناسب مدل SWAT در شبیه‌سازی مؤلفه‌های کمی و کیفی حوضه و دریاچه و همچنین ارزیابی اثرات راهکارهای مدیریتی برای کاهش آلودگی از منابع آلاینده غیر نقطه‌ای می‌باشد.

Table 6. Decision matrix

جدول ۶- ماتریس تصمیم‌گیری

BMPs in Use	Cost (million toman)	TP (ppm)	TN (ppm)
Filter strips with 12 meters	40	26	30
Filter strips with 24 meters	80	30	41
Using floated plants in form of <i>Vetiveria zizanioides</i>	100	9	5
Preventing the inflow of Qezelchesoo discharging into the lake	20	15	-80
Stabilization of soil at upstream of Qezelchesoo and sediment control	100	49	8
Decentralized wastewater treatment plants	150	25	38
Reducing 25% in fertilizers application	20	12	10
Reducing 50% in fertilizers application	64	11	23
Reducing 75% in fertilizers application	137	11	24
Reducing 25% in water for crop irrigation	8	10	-16
Reducing 50% in water for crop irrigation	35	10	-14
Reducing 75% in water for crop irrigation	64	9	-14

Table 7. Prioritization of BMPs and their ranks

جدول ۷- اولویت بندی راهکارهای مدیریتی

BMPs in Use	Weighting based on entropy		Weighted based on entropy	
	Value	Rank	Value	Rank
Filter strips with 24 meters	0.82	1	0.87	1
Stabilization of soil at upstream of Qezelchesoo and sediment control	0.78	2	0.85	2
Decentralized wastewater treatment plants	0.78	3	0.84	3
Filter strips with 12 meters	0.77	4	0.84	4
Livestock management	0.63	6	0.74	5
Reducing 25% in fertilizers application	0.61	7	0.72	6
Reducing 50% in fertilizers application	0.63	5	0.61	12
Using floated plants in form of <i>Vetiveria zizanioides</i>	0.57	9	0.70	7
Deep placement of fertilizer on farms	0.53	10	0.68	8
No tillage	0.52	11	0.67	9
Conservation tillage	0.51	12	0.67	10
Reducing 75% in fertilizers application	0.60	8	0.41	15
Reducing 25% in water for crop irrigation	0.46	13	0.61	11
Reducing 50% in water for crop irrigation	0.45	14	0.45	14
Reducing 75% in water for crop irrigation	0.43	15	0.29	16
Preventing the inflow of Qezelchesoo discharging into the lake	0.24	16	0.53	13

حداکثر به میزان ۲۵٪ و همچنین کنترل بار آلودگی در بالادست کانال قزلچه سو نیز به عنوان راهکارهای مؤثر بعدی معرفی می گردند.

پی نوشتها

- 1- Eutrophication
- 2- Dynamic Watershed Simulation Model
- 3 - Hydrologic Simulation Program FORTRAN
- 4 - Generalized Watershed Loading Functions
- 5 -Hydrological Response Unit
- 6- National Aeronautics and Space Agency
- 7- Food and Agriculture Organization (FAO)

همچنین نتایج این پژوهش نشان می دهد که در مدیریت جامع حوضه آبریز و مزرعه، اعمال راهکارهای مدیریتی سخت گیرانه مناسب نبوده و باید در کنار بررسی میزان اثربخشی راهکارها، منافع ذینفعان (کشاورزان) نیز در تصمیم گیری نهایی مدنظر قرار گیرد تا قابلیت اجرا و بهره برداری داشته باشد. بدین منظور، استفاده از روش های تصمیم گیری چندهدفه می تواند در کنار شبیه سازی جامع با SWAT مورد استفاده قرار گیرد. بر اساس نتایج حاصل از این مطالعه می توان چنین نتیجه گرفت که استفاده از روش فیلتراسیون گیاهی در خروجی مزارع کشت آبی مشرف به دریاچه می تواند به عنوان یکی از بهترین راهکارهای مدیریت کیفی دریاچه زریبار مورد توجه قرار گیرد. کاهش میزان کوددهی در زمین های زراعی آبی

- Deng ZQ, Chowdhary H (2009) Statistical Evaluation of BMP Effectiveness in Reducing Nutrient Impairment in Mermentau and Vermilion-Teche River Basins. In World Environmental and Water Resources Congress: Great Rivers:1-10
- Esen E, Uslu O (2008) Assessment of the effects of agricultural practices on non-point source pollution for a coastal watershed: a case study Nif Watershed, Turkey. *Ocean & Coastal Management* 51(8):601-611
- Gassman PW, Reyes MR, Green CH, Arnold JG (2007) The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE* 50(4):1211-1250
- Ghebremichael LT, Veith TL, Watzin MC (2010) Determination of critical source areas for phosphorus loss: Lake Champlain basin, Vermont. *Transactions of the ASABE* 53(5):1595-1604
- Goel PK, Rudra RP, Khan J, Gharabaghi B, Das S, Gupta N (2004) Pollutants removal by vegetative filter strips planted with different grasses. In ASAE (American Society of Agricultural and Biological Engineers) Annual Meeting:1
- Gong Q, Wang YP, Dong LM (2010) Multi-objective optimization of agricultural industrial structure based on water pollution control in Erhai Basin in Yunnan Province. *Research of Agricultural Modernization* 31:475-478
- Hannaway DB, Shuler PE (1993) Nitrogen fertilization in alfalfa production. *Journal of Production Agriculture* 6(1):80-85
- Hernandez EA, Uddameri V (2010) Selecting agricultural best management practices for water conservation and quality improvements using Atanassov's intuitionistic fuzzy sets. *Water Resources Management* 24(15):4589-4612
- Imani S, Delavar M, Niksokhan MH (2016) Periodical effects of land uses on water quality of Zrebar Lake. *Iranian Journal of Geology* 36:47-55 (In Persian)
- Jamshidi S, Niksokhan MH, Ardestani M, Jaber H (2015) Enhancement of surface water quality using trading discharge permits and artificial aeration. *Environmental Earth Sciences* 74(9):6613-6623
- Johnes PJ (1996) Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology* 183(3):323-349
- 8- Root-mean-square error
- 9-The Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution
- 10- Pairwise comparison
- 11- Gross domestic Product

۵- مراجع

- Ahl RS, Woods SW, Zuuring HR (2008) Hydrologic calibration and validation of swat in a snow dominated rocky mountain watershed, montana, USA 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 44(6):1411-1430
- Akbarzadeh A, Jamshidi S, Vakhshouri M (2015) Nutrient uptake rate and removal efficiency of *Vetiveria zizanioides* in contaminated waters. *Pollution* 1(1):1-8
- Akhavan S, Abedi-Koupai J, Mousavi SF, Afyuni M, Eslamian SS, Abbaspour KC (2010) Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan-Bahar Watershed, Iran. *Agriculture, ecosystems & environment* 139(4):675-688
- Arnold JG, Fohrer N (2005) SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological processes* 19(3):563-572
- Ashtiani EF, Niksokhan MH, Jamshidi S (2015) Equitable fund allocation, an economical approach for sustainable waste load allocation. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(8):1-11
- Badiru AB, Pulat PS, Kang M (1993) DDM: Decision support system for hierarchical dynamic decision making. *Decision Support Systems* 10(1):1-18
- Ballantine D, Walling DE, Leeks GJ (2009) Mobilisation and transport of sediment-associated phosphorus by surface runoff. *Water, air, and soil pollution* 196(1-4):311-320
- Borah DK, Bera M (2003) Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46(6):1553
- Bracmort KS, Arabi M, Frankenberger JR, Engel BA, Arnold JG (2006) Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *Transactions of the ASABE* 49(2):367-374
- Chen Y, Shuai J, Zhang Z, Shi P, Tao F (2014) Simulating the impact of watershed management for surface water quality protection: a case study on reducing inorganic nitrogen load at a watershed scale. *Ecological Engineering* 62:61-70

- Sadatian Abkenar SM (2013) The handbook of water & wastewater. Max Nazar, Tehran, 35-40
- Santhi C, Arnold JG, White M, Di Luzio M, Kannan N, Norfleet L, Atwood J, Kelloqq R, Wang X, Williams JR, Gerik T (2014) Effects of Agricultural Conservation Practices on N Loads in the Mississippi-Atchafalaya River Basin. *Journal of Environmental Quality* 43(6):1903-1915
- Santhi C, Srinivasan R, Arnold JG, Williams JR (2006) A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environmental Modelling & Software* 21(8):1141-1157.
- Shang X, Wang X, Zhang D, Chen W, Chen X, Kong H (2012) An improved SWAT-based computational framework for identifying critical source areas for agricultural pollution at the lake basin scale. *Ecological Modelling* 226:1-10
- Taylor S, Barrett M, Leisenring M, Sahu S, Pankani D, Poresky A, Questad A, Streckler E, Weinstein N, Venner M (2014) Long-term performance and life-cycle costs of storm water best management practices, Transportation Research Board, Issue Number:792
- Xu HS, Xu ZX, Zheng H, Ouyang ZY (2015) Reduction of point source pollutant load: An allocation model for the watershed TMDL program. *Polish Journal of Environmental Studies*:24(1):359-366
- Zhen XYJ, Yu SL, Lin JY (2004) optimal location and sizing of storm water basins at watershed scale. *Journal of Water Resources Planning and Management* 130(4):339-347
- Lam QD, Schmalz B, Fohrer N (2011) the impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. *Environmental Monitoring and Assessment* 183(1-4):351-379
- Liu M, Lu J (2015) Predicting the impact of management practices on river water quality using SWAT in an agricultural watershed. *Desalination and Water Treatment* 54(9):2396-2409
- Liu X, Chen Q, Zeng Z (2014) Study on nitrogen load reduction efficiency of agricultural conservation management in a small agricultural watershed. *Water Science and Technology* 69(8):1689-1696
- Logan TJ (1993) Agricultural best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 46(1-4):223-231
- Luo Q, Li Y, Wang K, Wu J (2013) Application of the SWAT model to the Xiangjiang river watershed in subtropical central China. *Water Science and Technology* 67(9):2110-2116
- Niraula R, Kalin L, Srivastava P, Anderson CJ (2013) Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF. *Ecological Modelling* 268:123-133
- Novotny V, Olem H (1994) Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution, VanNostrand Reinhold, NY, USA, 1054p
- Ouyang W, Hao FH, Wang XL (2008) Regional non-point source organic pollution modeling and critical area identification for watershed best environmental management. *Water, air, and Soil Pollution* 187(1-4):251-261