

# تأثیر زمانی کاربری‌های مختلف بر کیفیت آب دریاچه زریبار

سمیه ایمانی امیرآباد<sup>(۱)</sup>، مجید دلاور<sup>(۲)</sup>، محمد حسین نیک سخن<sup>(۳)</sup>

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

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

۳. استادیار گروه مهندسی منابع آب، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران

تاریخ دریافت: ۹۴/۳/۱۲

تاریخ پذیرش: ۹۴/۵/۲۴

## چکیده

ورود مواد مغذی و رسوبات از حوضه‌های آبخیز به پیکره‌های آبی به یک بحران در مدیریت کیفی منابع آب سطحی بدل شده است. در این راستا، شناسایی منابع آلاینده اصلی و برآورد بار ورودی به دریاچه‌ها و مخازن سدها برای شبیه‌سازی و تعیین علل اصلی آلودگی از اهمیت بسزایی برخوردار است. به همین منظور، هدف از این مطالعه استفاده از مدل SWAT جهت برآورد بار نیتروژن و فسفر ورودی به دریاچه زریبار و شناسایی اثرات کاربری اراضی و ارزیابی الگوی تغییرات مکانی و زمانی بار آلودگی در سطح حوضه آبریز دریاچه و ورودی به آن می‌باشد. شایان ذکر است دریاچه زریبار یک دریاچه آب شیرین بوده و مصارف شرب و تفریحی دارد. همچنان این مخزن با مشکل تغذیه‌گرایی مواجه می‌باشد که بیشتر ناشی از فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. مطابق نتایج حاصل، کشت آبی در ماه اوت و ژوئن دارای بیشترین خروجی نیتروژن کل و در ماه مه دارای بیشترین خروجی فسفر کل می‌باشد. که این افزایش ناشی از افزایش آبیاری می‌باشد. در کشت دیم نیز بیشترین خروجی نیتروژن کل را در ماه اکتبر و بیشترین خروجی فسفر کل در ماه سپتامبر می‌باشد که ناشی از افزایش کوددهی و ذخیره آن در خاک است و با شروع بارش سبب انتقال فسفر می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: تغذیه‌گرایی، SWAT، الگوی زمانی و مکانی، دریاچه زریبار، کشت آبی و دیم

## مقدمه

تنها پهنه آبی دائمی، طبیعی و مهم‌ترین اکوسیستم آبی به لحاظ اکولوژیک و اقتصادی در استان کردستان است. ورود بیش از حد فسفر و ازت از طریق فعالیت‌های انسانی و کشاورزی به این دریاچه سبب شد فراوان جلبک و همچنین ایجاد نيزار در سطح دریاچه و کاهش شدید کیفیت آب این دریاچه گردیده است که این شواهد نشانه پتانسیل بالای

دریاچه زریبار در ۱۳۰ کیلومتری شمال غربی سنندج و در فاصله ۳ کیلومتری غرب شهر مریوان، در کردستان ایران واقع شده و از مکان‌های دیدنی و گردشگری این استان است. این دریاچه یکی از دریاچه‌های آب شیرین جهان و

\* نویسنده مرتباً: somaye.imani@gmail.com

تغذیه‌گرایی است.

دام، جمعیت شهری و روستایی، نوع کود و زمان مورد استفاده، فصل مورد مطالعه و موارد متعدد دیگر دارد. لذا نمی‌توان برآورد بار مشخص و دقیقی از میزان بار آلی تولید شده و منتهی به منابع آبی پذیرنده داشت. بنابراین در برخی از مطالعات، همچون طرح‌های منابع آب در کشور ایالات متحده آمریکا، از ضرایب راهبردی برای تخمین میزان بار مواد مغذی تولیدی از منطقه استفاده می‌شود (جمشیدی و همکاران ۱۳۹۲). در مطالعات پیچیده‌تر با استفاده از مدل‌های هیدرولوژیکی مبتنی بر فیزیک فرآیندها انتقال مواد مغذی از بالادست پیکره‌های آبی و نحوه پاراکنش مکانی آنها بررسی می‌شود (Haag and Kaupenjohann, 2001; Inamdar et al., 2004; Mitchell et al., 2001; Karukäpp, 2004؛ ایمانی و همکاران، ۱۳۹۳).

با مقایسه ۱۱ مدل هیدرولوژیکی و آلودگی، مدل SWAT<sup>۲</sup> به‌منظور شبیه‌سازی درازمدت در حوضه‌های کشاورزی از مفیدترین مدل‌ها شناسایی شد (Borah and Bera, 2003a; Saleh and Du, 2004). علاوه بر این، سهولت در تعدیل پارامترها و انجام چندین شبیه‌سازی در حداقل زمان از مزیت‌های این مدل می‌باشد (Arnold and Fohrer, 2005).

این مطالعه با هدف برآورد بار مواد مغذی ورودی به مخزن دریاچه زریبار، شناسایی اثرات کاربری اراضی و ارزیابی تغییرات مکانی و زمانی بار آلودگی در سطح حوضه آبریز دریاچه و ورودی به آن می‌باشد. بدین منظور با استفاده از مدل‌سازی فرایندهای مختلف هیدرولوژیکی و انتقال مواد مغذی توسط SWAT متوسط سالانه بار آلودگی در واحد سطح هر کاربری و ورودی به دریاچه بررسی می‌گردد.

## مواد و روش‌ها

### محدوده مطالعاتی

دریاچه زریبار در حدود ۲۰۰۰ هکتار مساحت و در فاصله ۳ کیلومتری غرب شهر مریوان، در کردستان ایران و از مکان‌های دیدنی و گردشگری این استان است. حوضه این دریاچه در مختصات جغرافیایی "۳۱° ۳۰' ۳۵" تا "۳۷° ۳۵' ۳۵"

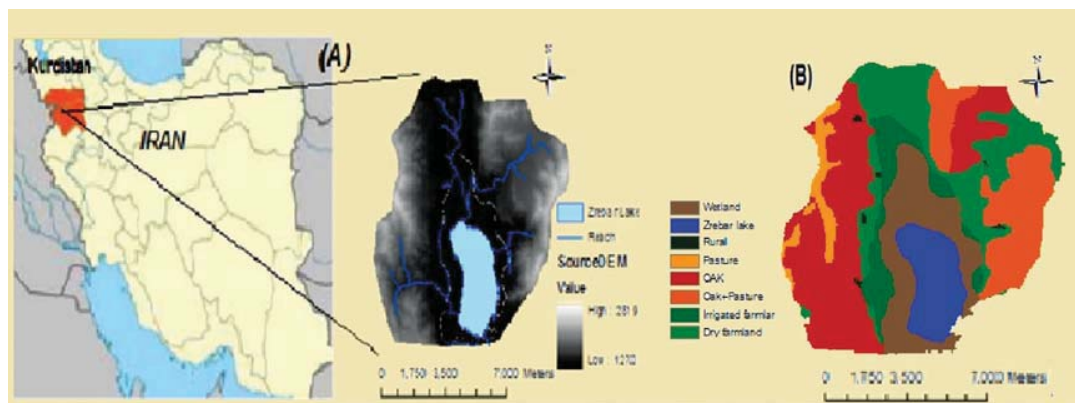
در این راستا، به‌منظور حفاظت از دریاچه زریبار در مقابل آلودگی‌های بیشتر، اعمال محدودیت‌هایی بر فعالیت‌های کشاورزی و انسانی ضروری به‌نظر می‌رسد اما از دیدگاه اقتصادی-اجتماعی نیز اعمال محدودیت‌های سخت‌گیرانه قابل قبول نیست. مطالعات انجام‌شده در چین نشان داد که با توجه به تمایل شدید برای فعالیت‌های کشاورزی جهت جلوگیری از فقر و افزایش امنیت تأمین غذایی، کنترل سخت‌گیرانه در این زمینه برای کنترل آلودگی کشاورزی کار بسیار دشواری است (Gong et al., 2010). بنابراین لازم است پیش از برنامه‌ریزی و ارائه راه‌کارهای مناسب فنی، اقتصادی، زیست‌محیطی و مدیریتی؛ منابع آلاینده نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای در حوضه آبریز شناسایی شده و میزان بار مواد مغذی انتشار یافته از هر یک از آن‌ها برآورد گردد. بدیهی است غلظت جریان ورودی به پیکره‌های آبی با مقدار و پراکندگی مکانی منابع آلاینده (نقطه‌ای یا غیرنقطه‌ای) بالادست آن‌ها ارتباط مستقیم دارد (Baker, 2003). در مطالعات بسیاری این تاثیر به‌صورت کمی نشان داده شده است (Rantakari et al., 2004; Davies et al., 2004; Herlihy et al., 1998). همچنین انتقال مواد مغذی در سطح حوضه به نوع کاربری موجود در منطقه و فرآیندهای هیدرولوژیکی در آن بستگی دارد (Cirimo and McDonnell, 1997; Haag and Kaupenjohann, 2001). در این راستا در بسیاری از مطالعات اثرات کاربری اراضی، زمین‌شناسی و عوامل اقلیمی (Thornton and Dise NB, 1998; Norton and Fisher, 2000; Sliva and Williams, 2001; Griffith, 2002) و همچنین شیوه‌های مدیریت اراضی کشاورزی مانند زمان شخم و موددهی محصولات (Neill, 1989) بررسی شده است. مطالعات (Jennings et al., 2003) نیز نشان داد انتشار مواد مغذی در سطح حوضه براساس فصول مختلف و شیوه‌های مدیریتی متفاوت می‌باشد. بنابراین برآورد بار مواد مغذی انتشار یافته از هر یک از منابع آلاینده تابع عوامل و شرایط محیطی مختلف همچون دمای هوا، میزان رطوبت خاک و هوا، میزان متوسط بارندگی، نفوذپذیری خاک، الگوی کشت، سطح زمین زیر کشت، کاربری اراضی، تعداد

1. Export coefficient

2. Soil and water assessment tool

کیلومترمربع می‌باشد که از اطراف توسط جنگل‌های بلوط محدود شده است. با توجه به شکل ۱، ۲۸ درصد از مساحت این حوضه متعلق به جنگل‌های بلوط می‌باشد (شکل ۱).

عرض شمالی و  $۴۶^{\circ} ۰۳' ۵۲''$  تا  $۴۶^{\circ} ۱۰' ۴۷''$  طول شرقی واقع شده است و ارتفاع آن از ۱۲۷۰ تا ۲۸۱۸ متر می‌باشد. مساحت این حوضه با احتساب دریاچه در حدود ۸۹



شکل ۱. حوضه آبریز دریاچه زریبار و کاربری‌های اراضی موجود در آن

زیادی واحدهای واکنش هیدرولوژیکی<sup>۱</sup> با توجه به توپوگرافی، کاربری اراضی و خاک تقسیم می‌شود. رواناب سطحی از بارش روزانه با روش شماره منحنی SCS برآورد می‌شود. فرسایش و رسوب در هر HRU براساس معادله تلفات خاک اصلاح شده (MUSLE) و رسوب در کانال براساس معادله انتقال رسوب اصلاح شده<sup>۲</sup> محاسبه می‌گردد. به منظور شبیه‌سازی انتقال مواد مغذی در SWAT، عوامل مختلفی چون، معدنی شدن، تجزیه، و عدم تحرک نیتروژن و فسفر، میزان فرسایش و رسوب در هر واحد هیدرولوژیکی، نحوه انتقال آب، رسوبات، مواد مغذی از طریق شبکه رودخانه‌ای و مکانیسم‌های پراکندگی و فرارفت را در نظر می‌گیرد. در ادامه روابط و مفاهیم موجود برای این شبیه‌سازی به تفصیل بیان می‌گردد.

### اطلاعات پایه ورودی به مدل

به‌منظور شبیه‌سازی حوضه دریاچه زریبار با استفاده از مدل SWAT، لایه‌های مدل رقمی ارتفاع DEM، کاربری اراضی و نقشه خاک مورد استفاده قرار گرفت. نقشه DEM با اندازه سلولی ۳۰ متر از پایگاه سازمان فضایی ملی ایالات

در این منطقه، میزان متوسط بارندگی سالیانه به ۹۷۰ میلی‌متر می‌رسد و متوسط سالیانه نیاز آبیاری زمین‌های زراعی آبی مطابق آمار سال ۲۰۰۶، در حدود ۵۲۰۰ میلی‌متر گزارش شده است. همچنین در یک برآورد اولیه، تعداد دام در نواحی مشرف به دریاچه در حدود ۷۳۰۰ راس گوسفند و بز و ۳۸۰۰ راس گاو می‌باشد. به‌علاوه، جمعیت روستایی ساکن منطقه بیش از ۴۰۰۰ نفر می‌باشد که به‌دلیل جاذبه‌های توریستی منطقه، گاهی این جمعیت در طی یک هفته به بیش از ۷۰۰۰ نفر می‌رسد.

### مدل SWAT

مدل SWAT، یک مدل در مقیاس حوضه و نیمه توزیعی است که توسط Arnold و همکاران 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، و کاربری اراضی می‌باشد. ورودی‌های اصلی مدل عبارتند از توپوگرافی، مشخصات خاک، کاربری اراضی، نوع پوشش گیاهی، آب و هوا، اقلیم و شیوه‌های مدیریت زمین. در مدل SWAT حوضه به چند زیرحوضه و هر زیرحوضه به تعداد

1. Hydrological response unit (HRUs)  
2. Bagnold

نمونه‌برداری‌های دسامبر ۲۰۰۶ و ژانویه ۲۰۰۷ و آوریل تا ژوئن سال ۲۰۰۷ و همچنین اطلاعات ایستگاه آنلاین سازمان حفاظت محیط‌زیست کردستان از آگوست تا دسامبر سال ۲۰۱۳ با گام زمانی ۳ ساعته استفاده شد.

ورودی‌های کلیدی مربوط به مدیریت نیز، شامل کاشت<sup>۲</sup>، شخم<sup>۴</sup>، برداشت<sup>۴</sup>، چرا<sup>۴</sup>، و کود شیمیایی<sup>۷</sup> و کود حیوانی<sup>۸</sup> و آبیاری<sup>۹</sup> براساس اطلاعات سازمان جهاد کشاورزی در مدل اعمال شد. همچنین بار آلودگی‌های نقطه‌ای ورودی به دریاچه با استفاده از ضرایب راهبردی محاسبه شد (Jamshidi et al., 2014). بار ورودی از کانال قزلچه‌سو نیز با استفاده از این رویکرد محاسبه و در مدل اعمال گردید.

### تحلیل حساسیت و واسنجی مدل

تحلیل حساسیت پارامترهای مدل به‌منظور بررسی میزان تأثیرگذاری آن‌ها بر خروجی‌های مدل از اهمیت زیادی برخوردار است. 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 در فراخوانی فایل‌های مربوط به مخزن (output.rsv)، ابتدا اصلاحاتی در کد مدل، جهت نمایش فایل‌های خروجی مخزن در فایل مربوط به رودخانه (output.rch) انجام شد. بر این اساس مدل با استفاده از آمار ماهانه دبی ورودی به مخزن (۲۰۰۵-۲۰۱۳)، غلظت

متحد آمریکا (NASA<sup>۱</sup>) دانلود 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<sup>۲</sup> استخراج گردید. این لایه‌های رقومی به منظور تشکیل HRUs و سایر شبیه‌سازی‌های مرتبط مورد استفاده قرار گرفت. در نهایت حوضه به ۲۶ زیرحوضه و ۱۱۰۰ HRU تقسیم گردید (شکل ۲).



شکل ۲. حوضه دریاچه زریبار، شبکه آبراهه‌ای و زیرحوضه‌های موجود در آن

در این تحقیق، همه ایستگاه‌های اقلیمی به جز ایستگاه دریاچه زریبار واقع در نزدیکی سد خاکی زریبار در خارج از مرز حوضه واقع شده بودند. اطلاعات آب و هوا از سازمان هواشناسی ایران (<http://www.weather.ir>) برای ایستگاه‌های واقع و نزدیک به منطقه مورد مطالعه به‌دست آمد. داده‌های روزانه بارش، دمای حداقل و دمای حداکثر این ایستگاه‌ها از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۴ به مدل معرفی شدند و بقیه اطلاعات مربوط به تابش خورشیدی، رطوبت متوسط و سرعت باد توسط ماژول weather generation مدل شبیه‌سازی گردید. همچنین آمار ماهانه دبی ورودی به دریاچه از ایستگاه دریاچه زریبار از سال ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۳ جهت واسنجی و اعتبارسنجی مدل استفاده گردید. در این تحقیق از اطلاعات حاصله از نمونه‌برداری‌های سال ۲۰۰۵-۲۰۰۶ و اطلاعات ایستگاه واقع در مرکز دریاچه زریبار در سال ۲۰۱۳ استفاده گردید.

جریان ماهانه ورودی به دریاچه از سال ۲۰۰۵-۲۰۱۳ جهت اعتبارسنجی و واسنجی مدل مورد استفاده قرار گرفت. جهت مطالعات کیفیت آب نیز از اطلاعات حاصله از

1. National aeronautics and space agency
2. Food and agriculture organization (FAO)
3. Planting
4. Tillage
5. Harvesting
6. Grazing
7. Fertilize
8. Manure
9. Irrigation

سمیه ایمانی امیرآباد و همکاران

نیترات و فسفات داخل دریاچه (۲۰۱۳، ۲۰۰۵-۲۰۰۶) و براساس دو شاخص ضریب تبیین  $R^2$  و حداقل مربعات خطا حجم دریاچه (۲۰۱۳-۲۰۰۵) واسنجی شد. نتایج این بخش (RMSE) مورد ارزیابی قرار گرفت.

جدول ۱. تحلیل حساسیت و واسنجی پارامترهای مدل

پارامتر	تعریف پارامتر	محدوده اولیه	مقادیر نهائی
CN2	شماره منحنی نفوذ در شرایط متوسط رطوبتی	۳۵-۸۹	۶۰
ESCO	ضریب جریان تبخیر از خاک	۰-۱	۰/۲۲۵
Alpha_Bf	ضریب جریان پایه آب زیرزمینی (days)	۰-۱	۰/۸۲۵
SNOCOVMX	حداقل مقدار آب موجود در ۱۰٪ سطح برفی (mm H2O)	۰-۵۰۰	۳۴۲/۵
SLSUBBSN	میانگین طول شیب (m)	۱۰-۱۵	۹۲/۵
HRU_SLP	متوسط شیب (m/m)	۰-۱	۰/۰۲۵
GWQMN	حد آستانه عمق آب در آخوان کم عمق برای وقوع جریان برگشتی (mm H2O)	۰-۵۰۰۰	۲۶۲۵
REVAPMN	حد آستانه وقوع بالا آمدگی آب از آخوان کم عمق (mm H2O)	۰-۵۰۰	۸۷/۵
GW_DELAY	زمان رسیدن آب از آخرین لایه خاک به سفره آب زیرزمینی (days)	۰-۵۰۰	۴۱۲/۵
TIMP	فاکتور تاخیر زمان ذوب برف	۰-۱	۰/۱۷۵
SURLAG	زمان تاخیر رواناب سطحی	۰/۰۵-۲۴	۰/۶۴۹
SOL_AWC	ظرفیت آب قابل دسترس خاک	۰-۱	۰/۰۶۲۵
SMTMP	دمای پایه ذوب برف	-۲۰-۲۰	-۵
SMFMX	حداکثر نرخ ذوب برف در سال (mm H2O/C0-day)	۰-۲۰	۱۴/۵
SMFMN	حداقل نرخ ذوب برف در سال (mm H2O/C0-day)	۰-۲۰	۱۷/۵
SFTMP	دمای بارش برف (C°)	-۲۰-۲۰	-۵
BIOMIX	ضریب اختلاط بیولوژیکی	۰-۱	۰/۴۲۵
AI1	درصدی از توده جلبک که به صورت نیتروژن است (mg N/mg Algea)	۰/۰۷-۰/۰۹	۰/۰۹
AI2	درصدی از توده جلبک که به صورت فسفر است (mg P/mg Algea)	۰/۰۱-۰/۰۲	۰/۰۲
BC2	سرعت اکسیداسیون بیولوژیکی NO <sub>2</sub> به NO <sub>3</sub> (1/day)	۰/۲-۲	۱/۵
BC3	نرخ ثابت ب هیدرولیز نیتروژن آلی به آمونیاک (day/1)	۰/۰۲-۰/۰۴	۰/۳۷
PSP	ضریب جذب فسفر	۰/۰۱-۱/۷۰	۰/۲
ERORGN	نسبت غنی سازی نیتروژن آلی	۰-۵	۵
ERORGP	نسبت غنی سازی فسفر آلی	۰-۵	۴/۱۲
NPERCO	ضریب نفوذ نیتروژن	۰-۱	۰/۳۱
PPERCO	ضریب نفوذ فسفر (10m <sup>3</sup> /Mg)	۱۰-۱۷/۵	۱۵/۸
PHOSHD	نسبت فسفر در لایه ۱۰ میلی متری فوقانی خاک به غلظت فسفر در رواناب سطحی (m <sup>3</sup> /Mg)	۱۰۰-۲۰۰	۱۰۲
N_UPDIS	پارامتر توزیع جذب نیتروژن	۰-۱۰۰	۵۰
P_UPDIS	پارامتر توزیع جذب فسفر	۰-۱۰۰	۸۷/۵

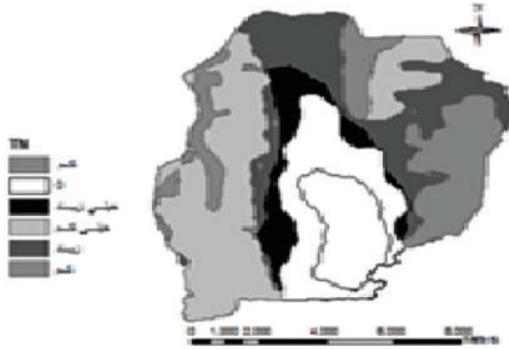
## بحث و نتایج

در این مطالعه، اولین بخش واسنجی نتایج مربوط به واسنجی دبی ورودی به دریاچه می‌باشد. در این راستا، مدل با استفاده از آمار ماهانه دبی ورودی به دریاچه (سال ۲۰۱۳-۲۰۰۵) مخزن واسنجی و اعتبارسنجی گردید. سپس مدل با استفاده از آمار ماهانه غلظت نیترات و فسفات موجود در دریاچه (مخزن) واسنجی و اعتبارسنجی گردید. در این بخش با توجه به عدم توانایی مدل SWAT-CUP در فراخوانی فایل‌های مربوط به مخزن (output.rsv)، ابتدا اصلاحاتی در کد مدل، جهت نمایش فایل‌های خروجی مخزن در فایل مربوط به رودخانه (output.rch) انجام شد. نتایج حاصل از مدل براساس دو شاخص ضریب تبیین  $R^2$  و حداقل مربعات خطا (RMSE) مورد ارزیابی قرار گرفت. در جدول ۲ به ترتیب میزان همبستگی خروجی مدل در شرایط واسنجی با مقادیر اندازه‌گیری شده جریانات ورودی به مخزن (دریاچه)، غلظت نیترژن و فسفر نشان داده شده است.

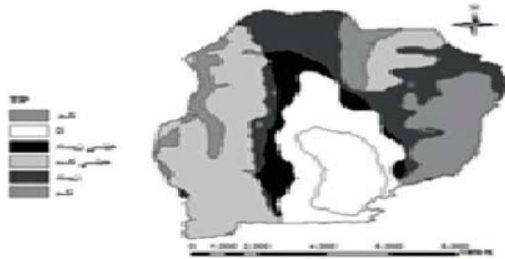
جدول ۲. نتایج واسنجی و اعتبارسنجی مدل برای دبی ورودی، نیترات و فسفات در دریاچه

پارامتر	واسنجی		اعتبارسنجی	
	$R^2$	RMSE	$R^2$	RMSE
دبی ورودی به دریاچه ( $m^3/sec$ )	0/65	0/64	0/80	0/52
غلظت نیترات داخل دریاچه (ppm)	0/89	0/70	0/82	87/1
غلظت فسفات داخل دریاچه (ppm)	0/56	0/87	0/52	0/96

جهت ارزیابی تغییرات مکانی و زمانی بار آلودگی در سطح حوضه آبریز دریاچه زریبار از نتایج مدل واسنجی شده استفاده شد. بدین منظور پس از شبیه‌سازی حوضه برای دوره ۲۰۱۳-۲۰۰۵، بار متوسط سالانه نیترژن کل (TN) و فسفر کل (TP) در واحد سطح هر کاربری برای دوره مورد نظر محاسبه گردید. جهت نمایش مکانی این پارامترها مقادیر بدست آمده در ۵ کلاس خیلی کم، کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد دسته‌بندی شد و در نهایت نقشه پراکندگی این پارامترها همانند شکل ۳ و ۴ استخراج شد.



شکل ۳. بار نیترژن کل خروجی از کاربری‌های مختلف



شکل ۴. بار فسفر کل خروجی از کاربری‌های مختلف

همان‌طور که در این شکل‌ها مشاهده می‌شود کاربری مشرف به دریاچه از منظر مواد مغذی (TP و TN) دارای بیشترین مقدار می‌باشد. همان‌طور که در شکل ۱ مشاهده شد این کاربری مربوط به کاربری کشت آبی است. مصرف کودهای فسفاته و نیتراته در این کاربری و آب‌شویی مقادیر اضافی آن از طریق باران و ذوب برف می‌تواند سبب افزایش بار آلودگی ورودی به دریاچه و همچنین آب خروجی از این کاربری شود.

با محاسبه مقادیر متوسط ماهانه در دوره شبیه‌سازی به تفکیک هر کاربری و سپس محاسبه درصد هر کاربری نسبت به کاربری‌های دیگر تغییرات زمانی هر پارامتر به‌دست آمد. در شکل ۵ الگوی تغییرات زمانی بار نیترژن کل خروجی از کاربری‌های اراضی حوضه آبریز و همچنین بار نیترژن ورودی به دریاچه نشان داده شده است.

کشت آبی در ماه اوت و ژوئن دارای بیشترین خروجی نیترژن کل می‌باشد. این افزایش به‌دلیل استفاده چشمگیر

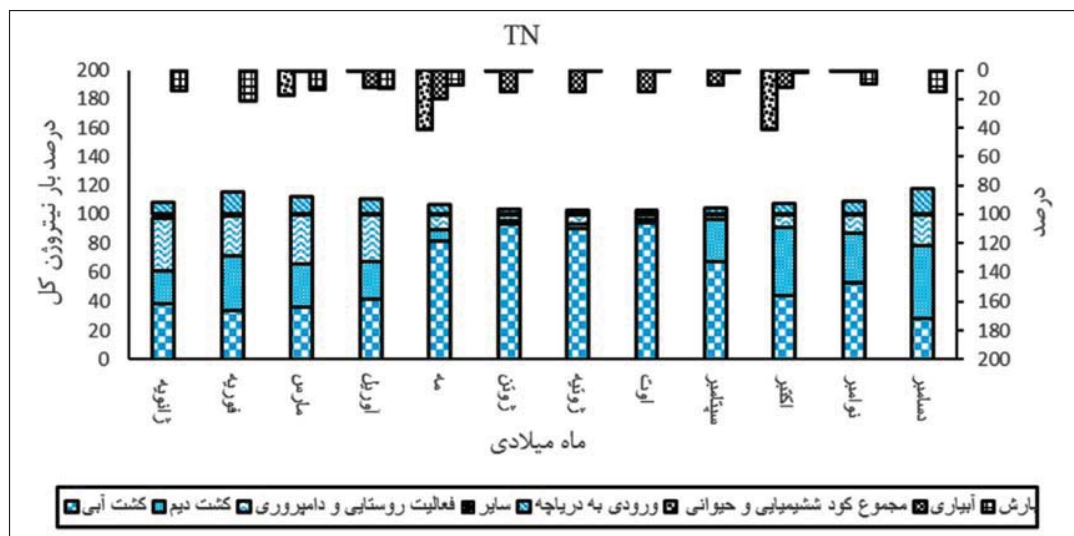
آن است که میزان نیتروژن کل ورودی به دریاچه در ماه‌های ژوئیه تا سپتامبر کمترین مقدار را دارا می‌باشد. این مقادیر به سبب کاهش میزان بارش در فصل تابستان و به‌رغم آن کاهش بار آلودگی ورودی به دریاچه می‌باشد.

در شکل ۶ الگوی زمانی بار فسفر خروجی از کاربری‌های مختلف و همچنین ورودی به دریاچه نمایش داده شده است در این شکل ملاحظه می‌گردد خروجی فسفر کل از مزارع کشت آبی و دیم به‌ترتیب در ماه مه و سپتامبر به بیشترین مقدار خود می‌رسد. با توجه به بیشینه بودن مقدار کوددهی در ماه مه و همچنین بالا بودن میزان آبیاری و وجود بارش در این ماه انتقال فسفر از کاربری کشت آبی افزایش می‌یابد. در کاربری کشت دیم نیز با توجه به این‌که در ماه مه با افزایش مقدار کوددهی مواجه هستیم، با ذخیره این مواد آبی در خاک و با شروع بارش در ماه سپتامبر افزایش قابل توجهی در میزان فسفر کل خروجی صورت می‌گیرد.

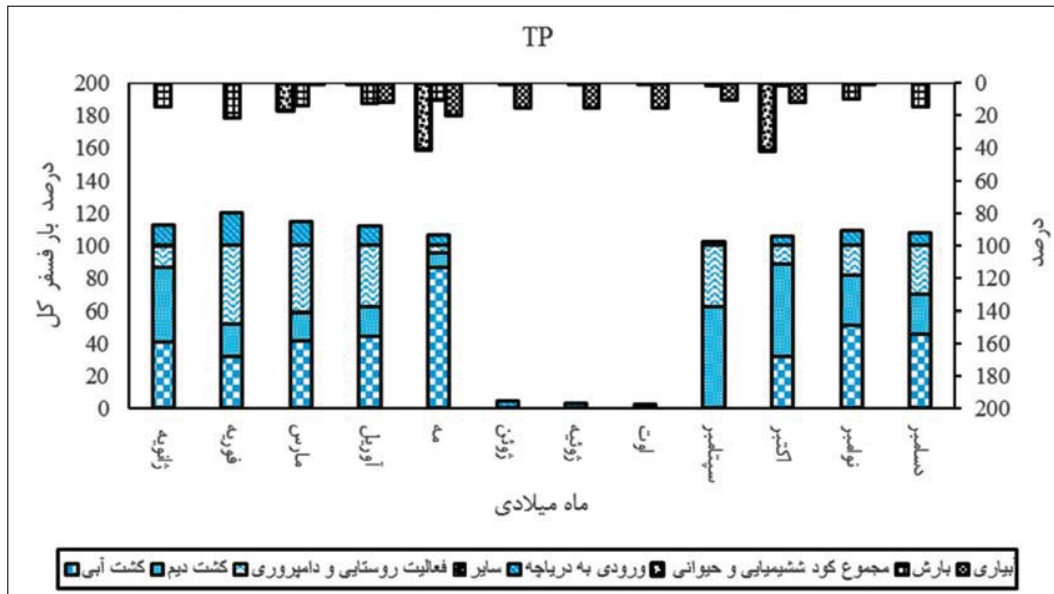
کود اوره توسط کشاورزان در این ماه می‌باشد. در این ماه میزان آبیاری نیز به بیشترین مقدار خود می‌رسد که سبب انتقال حجم زیادی از نیتروژن کل به خارج از این کاربری می‌شود. با اعمال این گزینه‌ها در ماه مه افزایش قابل توجهی در میزان نیتروژن کل خروجی از کشت آبی نسبت به ماه آوریل اتفاق می‌افتد. با اعمال آبیاری در ماه‌های بعدی نیز شاهد افزایش خروجی نیتروژن کل می‌باشیم تا این‌که در ماه اوت شاهد بیشینه خروجی از این کاربری می‌باشیم.

کشت دیم نیز در ماه اکتبر افزایش قابل ملاحظه‌ای نسبت به ماه قبلی خود دار می‌باشد که این تغییرات بدلیل افزایش کوددهی در این ماه می‌باشد. با انباشته شدن این مواد شیمیایی و شروع بارش در ماه نوامبر و افزایش میزان بارش در ماه دسامبر شاهد بیشترین مقدار خروجی فسفر کل از کاربری کشت دیم خواهیم بود.

الگوی زمانی نیتروژن کل ورودی به دریاچه نیز حاکی از



شکل ۵. الگوی زمانی بار نیتروژن کل خروجی از کاربری‌های مختلف و ورودی به دریاچه



شکل ۶. الگوی زمانی بار فسفر کل خروجی از کاربری‌های مختلف و ورودی به دریاچه

## نتیجه‌گیری

دریاچه زریبار به‌عنوان یکی از مهمترین دریاچه‌های آب شیرین غرب کشور از جمله مواردی است که به دلیل ورود بیش از حد فسفر و ازت ناشی از فعالیت‌های انسانی و کشاورزی به آن دارای مشکلات زیست‌محیطی عدیده‌ای می‌باشد. در این راستا در این مطالعه، سهم بار آلودگی ورودی از کاربری‌های مختلف موجود در حوضه به دریاچه زریبار برآورد گردید. بدین منظور نتایج حاصل از شبیه‌سازی جامع این حوضه با مدل SWAT مورد استفاده قرار گرفت. بر این اساس مشخص شد کشت آبی در ماه اوت و ژوئن دارای بیشترین خروجی نیتروژن کل و در ماه مه دارای بیشترین خروجی فسفر کل می‌باشد که این افزایش ناشی از افزایش آبیاری می‌باشد. در کشت دیم نیز بیشترین خروجی نیتروژن کل در ماه اکتبر و بیشترین خروجی فسفر کل در ماه سپتامبر می‌باشد که حاصل افزایش کوددهی و ذخیره آن‌ها در خاک است و شروع بارش سبب انتقال فسفر می‌گردد. بنابراین در این مطالعه توصیه می‌گردد حتی‌الامکان در توزیع زمانی کوددهی در منطقه اصلاحاتی صورت گیرد تا از انتقال آن‌ها در ماه‌های پر آب جلوگیری گردد.

## منابع

- ایمانی، س.، دلآور، م.، نیک‌سخن و م.ح. و سبحانیه، ز.، ۱۳۹۳. شناسایی مناطق بحرانی از منظر انتقال مواد مغذی در حوضه آبخیز دریاچه زریبار با استفاده از مدل SWAT، چهارمین کنفرانس بین‌المللی چالش‌های زیست‌محیطی و گاه‌شناسی درختی، ساری.
- سایت سازمان هواشناسی ایران. <http://www.weather.ir>
- Arnold, J.C. and Fohrer, N., 2005. Current capabilities and Research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrology processes*, 19, 563-572.
- Baker, A., 2003. Land use and water quality. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*.
- Borah, D.K. and Bera, M., 2003a. Waterscale hydrologic and non-point source pollution models: Review of applications. *American Society of Agricultural engineers*, 47, 3, 789.
- Cirno CP, McDonnell JJ. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of



nitrogen transport in near-stream zones of temperate forested catchments: a review. *Journal of Hydrology* 199: 88-120.

- Davies, H. and Neal, C., 2004. GIS-based methodologies for assessing nitrate, nitrite and ammonium distributions across a major UK basin, the Humber. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 4, 823-833.

- Gong, Q., Wang, Y.P. and Dong, L.M., 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.

- Griffith, J.A., 2002. Geographic techniques and recent applications of Remote Sensing to landscape-water quality studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 138, 1-4, 181-197.

- Haag, D. and Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe: a critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, ecosystems & environment*, 86(1), 1-21.

- Herlihy, A.T., Stoddard, J.L. and Burch-Johnson, C., 1998. The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the mid-Atlantic region, U.S. *Water, Air and Soil Pollution*, 105, 377-386.

- Inamdar, S.P., Christopher, S.F. and Mitchell, M.J., 2004. Export mechanisms for dissolved organic carbon and nitrate during summer storm events in a glaciated forested catchment in New York, USA. *Hydrological Processes*, 18, 14, 2651-2661.

- Jamshidi, S., Niksokhan, M.H. and Ardestani, M., 2014. Surface Water quality management using integrated discharge permit and reclaimed water market. *Water Science and Technology*, 70(5), 917-924.

- Jennings, E., Mills, P., Jordan, P., Jensen,

J.P., Søndergaard, M., Barr, A. and Irvine, K., 2003. Eutrophication from agricultural sources: Seasonal patterns & effects of phosphorus. Environmental RTDI Programme 2000-2006. Final report. Environmental Protection Agency, Ireland

- Karukäpp, R., 2004. Late-Glacial ice streams of the southeastern sector of the Scandinavian Ice Sheet and the asymmetry of its landforms. *Baltica*, 17(1), 41-48.

- Mitchell, M.J., 2001. Linkages of nitrate losses in watersheds to hydrological processes. *Hydrological Processes*, 15, 17, 3305-3307.

- Neill, M., 1989. Nitrate concentrations in river waters in the south-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. *Water Research*, 23, 11, 1339-1355.

- Norton, M.M. and Fisher, T.R., 2000. The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay. *Ecological Engineering*, 14, 337-362.

- Rantakari, M., Kortelainen, P., Vuoremaa, J., Mannio, J. and Forsius, M., 2004. Finnish lake survey: the role of catchment attributes in determining nitrogen, phosphorus, and organic carbon concentrations. *Water, Air and Soil Pollution Focus*, 4, 683-699.

- Saleh, A. and Du, B., 2004. Evaluation of SWAT and HSPF within basin program for the upper bosque river watershed in central Texas. *American Society of Agricultural Engineers*, 47, 4, 1039-1049.

- Sliva, L. and Williams, D.D., 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 35, 14, 3462-3472.

- Thornton, G.J.P. and Dise, N.B., 1998. The influence of catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small streams in the English Lake District. *Science of the Total Environment*, 216, 1, 63-75.