

مدل‌سازی و شبیه‌سازی آثار بلندمدت استفاده از فاضلاب تهران بر منابع آب و خاک دشت ورامین با استفاده از مدل‌سازی پویای سیستم‌ها

تیمور سهرابی ملایوسف^۱، عبدالمجید لیاقت^۲، حمزه‌علی علی‌زاده^{۳*}، بیژن نظری^۴

۱ و ۲. استاد گروه آبیاری پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

۳. استادیار گروه آبیاری دانشگاه ایلام

۴. استادیار گروه آبیاری دانشگاه بین‌المللی امام خمینی^(د)

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۴ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۲/۲۷)

چکیده

با توجه به تعدد عوامل اثرگذار بر بهره‌برداری از پساب، تدوین مدلی که بتواند همه ابعاد و برهم‌کنش‌های عوامل مختلف بهره‌برداری را شبیه‌سازی کند ضروری است. هدف این مطالعه بررسی آثار بلندمدت استفاده از فاضلاب تهران بر منابع آب و خاک دشت ورامین با استفاده از مدل‌سازی پویای سیستم‌ها بود. سناریوهای ارزیابی شده شامل سناریوهای مختلف کاربرد پساب و الگوی کشت و کم‌آبیاری بود. نتایج صحت‌سنجی مدل نشان‌دهنده کارایی مدل توسعه‌یافته در شبیه‌سازی سطح آب زیرزمینی (RMSE برابر ۳۷ سانتی‌متر، R^2 برابر ۰٫۹۹، ماکزیمم خطای ۴۵ سانتی‌متر) و شوری آب زیرزمینی (RMSE برابر ۵۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر، R^2 برابر ۰٫۷۹، ماکزیمم خطای ۱۴۸ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) است. همچنین نتایج شبیه‌سازی نشان داد حفظ شرایط موجود منجر به تخریب کامل آب‌خوان تا سال ۱۴۲۰ می‌شود. همچنین، در صورت اختصاص ۲۰۰ میلیون متر مکعب فاضلاب تصفیه‌شده به کشاورزی در فصل زراعی و ۴۰ میلیون متر مکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیر زراعی، تخریب آب‌خوان تا سال ۱۴۵۵ به تعویق می‌افتد. در صورت اعمال سناریوی تخصیص پساب و افزایش ۱۱ درصدی راندمان، چه از طریق کم‌آبیاری و چه از طریق توسعه سیستم‌های تحت فشار، دستیابی به پایداری منابع آب ورامین ممکن می‌شود.

کلیدواژگان: آب‌خوان، پساب، حلقه بازخوردی

مقدمه

سهل‌الوصول، راهکاری ضروری و منطقی به‌نظر می‌رسد. در کشورهای خشک و نیمه‌خشک، مانند ایران، استفاده دوباره از فاضلاب تصفیه‌شده در کشاورزی هر روز اهمیت بیشتری می‌یابد. زیرا در اغلب این کشورها بخش کشاورزی مهم‌ترین مصرف‌کننده آب است. نتایج تحقیقات دهه‌های اخیر راه را برای کاربرد وسیع پساب‌ها و آب‌های نامتعارف به صورت پایدار در کشاورزی و سایر بخش‌های مصرف‌کننده فراهم کرده است. نشریه شماره ۳۷ مؤسسه بین‌المللی مدیریت منابع آب (Hussain et al., 2002) اثر کاربرد و روش‌شناسی اثر ارزش‌گذاری کاربرد پساب در بخش کشاورزی را بررسی کرده است. در این نشریه اثر کاربرد پساب بر عملکرد محصولات زراعی، منابع آب، محیط زیست، و مسائل اقتصادی ارائه شده است. در کشورهای در حال توسعه، به دلیل هزینه‌های بالای تصفیه، فاضلاب به صورت خام یا تصفیه اولیه و عمدتاً برای آبیاری محصولات کشاورزی استفاده می‌شود. در کشورهای توسعه‌یافته، فاضلاب برای استفاده در کشاورزی و صنعت و برای

به‌رغم تلاش‌های گسترده برای تأمین امنیت غذایی، هنوز هم جوامع بشری برای تأمین غذای خود دچار مشکل هستند. این مشکل بیشتر به علت ناتوانی آن‌ها در دسترسی و حفاظت از منابع آبی سالم و مطمئن است. به‌نظر می‌رسد در آینده‌ای نزدیک و با افزایش جمعیت و همچنین شتاب گرفتن چرخ‌های صنعت کشور، رقابت سختی بین بخش‌های مصرف‌کننده آب، شامل شرب و صنعت و محیط زیست و کشاورزی، به‌وجود آید. بر اساس گزارش بانک جهانی تا سال ۲۰۳۰، برای تأمین غذا در کشورهای در حال توسعه، مقدار تولید اراضی فاریاب باید ۸۰ درصد افزایش یابد. چنین افزایشی با افزودن ۸۰ درصدی منابع آب و کاربرد روش‌های اصلاح ژنتیک در فرصت کوتاه باقی‌مانده امکان‌پذیر به‌نظر نمی‌رسد (Fresco, 2002). از این رو جست‌وجو برای منابع آب جدید، نظیر بهره‌برداری از آب‌های نامتعارف و

آب مورد نیاز مزرعه، زمان آبیاری، و تأثیر آن بر بازدهی محصول را پیش‌بینی می‌کند. (Saysel *et al.*, 2002)، با استفاده از روش پویایی سیستم‌ها، الگوی کشت و میزان محصول و آلودگی کشاورزی را در جنوب ترکیه شبیه‌سازی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد سیاست‌های اتخاذشده فعلی در مدیریت پروژه‌های مذکور آسیب‌های جدی زیست‌محیطی را در پی خواهد داشت.

Fernandez and Selma (2004) مدل پویای پایداری زیست‌محیطی کشاورزی آبی و تغییر کاربری اراضی اسپانیا را ارائه کردند. نتایج تحقیقات آن‌ها نشان داد کاهش اراضی تحت آبیاری به منظور تعادل عرضه و تقاضای آب نه تنها باعث از بین رفتن مشکل کمبود آب می‌شود، بلکه مشکلات محیط زیست را، که در اثر آبیاری اراضی کشاورزی به وجود آمده، بهبود می‌بخشد. (Luo *et al.*, 2009) از مفهوم پویایی سیستم‌ها برای تهیه بیلان اراضی شالیزاری استفاده کردند. مدل مذکور مؤلفه‌های مختلف بیلان آب، نظیر تبخیر و تعرق واقعی و نفوذ عمقی و رواناب سطحی و صعود مویینه‌ای، را در مقیاس روزانه شبیه‌سازی و سناریوهای لازم را برای مواجهه با محدودیت منابع آبی ارزیابی کرد. (Giordano *et al.*, 2012) سیستم مدل‌سازی پویا را برای تجزیه و تحلیل تعارضات موجود در مدیریت آب‌های زیرزمینی به کار گرفتند. نتایج نشان داد هر چند طراحی و اجرای سیاست‌های حفاظت از آب‌های زیرزمینی بسیار مهم‌اند، در بسیاری از موارد تلاش برای حل مشکل مدیریت آب، به علت عوارض پیش‌بینی نشده، آن را بدتر می‌کند. در سال‌های اخیر مطالعات زیادی در زمینه پویایی سیستم‌ها، از جمله در زمینه مدیریت یکپارچه منابع آب (Hjorth and Bagheri, 2006; Zarghami and Akbariyeh, 2012)، مدیریت عرضه و تقاضای منابع آب (Bhatkoti *et al.*, 2011; Goldani *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2009)، تخصیص منابع آب (Adeniran *et al.*, 2010)، بهینه‌سازی درجه تصفیه فاضلاب شهری (Nasiri *et al.*, 2013; Li and Huang, 2012)، شیرین‌سازی آب دریا (Udono and Sitte, 2008)، مدیریت کم‌آبی (Masike, 2011)، مدیریت بهره‌برداری از زهاب‌های کشاورزی (Nozari *et al.*, 2008)، کاهش هزینه‌های تولید محصولات کشاورزی، و توسعه سیاست‌گذاری مالی خودکفا در مدیریت سیستم‌های آب و فاضلاب (Rehan *et al.*, 2011) انجام شده است. همان‌طور که اشاره شد، در حوزه بهره‌برداری و مدیریت پساب مطالعات مختلفی انجام شده است. این تحقیقات گستره وسیعی از تخصص‌های آبیاری، زهکشی، منابع آب، محیط زیست، بهداشت، و ... را دربرمی‌گیرد. اما وقتی یک مدیر یا برنامه‌ریز

مقاصد مسکونی غیر شرب تا حد تصفیه ثانویه و پیشرفته تصفیه می‌شود. با وجود اثر نامطلوب فاضلاب خام بر سلامت انسان و محیط زیست، استفاده از آن در کشورهای در حال توسعه ادامه دارد. در کشورهای در حال توسعه، فاضلاب درآمد و اشتغال و امنیت غذایی را برای مردم فقیر فراهم می‌کند. در کشورهای توسعه‌یافته بازیافت آب به منزله مکمل منابع آب موجود و روشی برای کاهش دفع مواد مغذی به پیکره‌های آبی استفاده می‌شود (Mekala, 2009). استفاده از فاضلاب‌های تصفیه‌شده در بخش کشاورزی به افزایش منابع آب قابل عرضه به شرب، افزایش عملکرد محصولات زراعی (Bedbabisa *et al.*, 2010)، اصلاح اراضی شور، و افزایش مواد آلی خاک (Friedel *et al.*, 2000) منجر می‌شود. نتایج تحقیقات (Friedel *et al.*, 2000) نشان داد تجمع فلزات سنگین، بعد از ۸۰ سال کاربرد پساب تصفیه‌شده در خاک، به حدی نبود که مقدار آن در بیومس گیاه از حد مجاز عبور کند. استفاده از فاضلاب خام (تصفیه‌نشده) باعث آلودگی آب و خاک (Solis *et al.*, 2009) و گیاه (yargholi *et al.*, 2009) و سرایت بیماری عفونی بین کارگران مزارع می‌شود و سلامت عمومی را تهدید می‌کند (Hanjra *et al.*, 2012). عوامل متعددی بر موفقیت برنامه‌های بهره‌برداری از پساب تأثیر دارند و هر تغییری در هر یک از این عوامل خود به وجود آورنده بازخوردهای دیگر در سیستم است. این مسئله موجب پیچیدگی ابعاد فنی و اقتصادی و زیست‌محیطی برنامه‌های بهره‌برداری از پساب می‌شود. از این رو مدلی که بتواند همه ابعاد بهره‌برداری از پساب‌ها و برهم‌کنش اتخاذ شیوه‌های مختلف بهره‌برداری را شبیه‌سازی کند و با آن مدل بتوان راهکارهای طراحی و مدیریتی مختلف را سنجید می‌تواند کمک زیادی به حل مسائل این بخش کند. پویایی سیستم‌ها یک روش مدل‌سازی مبتنی بر تفکر سیستمی با تأکید بر قیدها و بازخوردها و تأخیرهاست که برای تجزیه و تحلیل و شبیه‌سازی رفتار مسائل پیچیده و ارزیابی پیامد سیاست‌گذاری‌ها استفاده می‌شود. این رویکرد بر پایه تئوری پویایی غیر خطی، کنترل بازخوردی، و دیدگاه سیستمی است و امکان ساخت مدلی جهان‌واقعی، به منظور درک بهتر فرآیندها، را میسر می‌سازد (Sterman, 2000).

روش پویایی سیستم‌ها در زمینه مدل‌سازی پیچیدگی‌های سیستم‌های منابع آب قابلیت خوبی دارد. نظر به ماهیت پیچیده مسائل مدیریت منابع آب، استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی پویا قدمتی طولانی دارد. (Bala *et al.*, 1998) با استفاده از روش پویایی سیستم‌ها مدلی ارائه کردند که حجم



شکل ۱. برش دشت ورامین از نقشه حوضه آبریز دریاچه نمک (مشاور یکم، ۱۳۸۹)

جدول ۱. برخی مشخصات منطقه مطالعه شده

عنوان	مقدار واحد	عنوان	مقدار واحد
جمعیت منطقه (۱۳۸۵)	۸۲۲۸۶۶ نفر	سهم کشاورزی از مصرف آب	۸۷/۲٪
متوسط دما	۱۷/۴ سانتیگراد	کل اراضی کشاورزی	۵۳۴۶۸ هکتار
متوسط بارندگی ارتفاعات	۳/۲۵۲ میلی‌متر	عمق آب زیرزمینی	۳-۱۵۰ متر
متوسط بارندگی دشت	۱۶۴/۷ میلی‌متر	ضریب ذخیره آب‌خوان	۶ درصد
متوسط تبخیر ارتفاعات	۲۴۳۶/۸ میلی‌متر	آب زیرزمینی تجدیدپذیر	۳۸۱ م.م.م*
متوسط تبخیر دشت	۲۵۵۴ میلی‌متر	حجم استاتیک آب‌خوان	۴۰۰۰ م.م.م*

* میلیون متر مکعب

نرم‌افزار برنامه‌نویسی پویا

در این مطالعه از نرم‌افزار Vensim استفاده شد که دارای قابلیت شبیه‌سازی بصری اجزاست و روابط موجود را به همان ترتیبی که در واقعیت هست دارد.

تعریف مسئله و سناریوهای مختلف

در سال ۱۳۸۵ نیاز آبی ناخالص الگوی کشت وضع موجود حدود ۶۹۰ میلیون متر مکعب و مصارف واقعی آب کشاورزی حدود ۶۲۰ میلیون متر مکعب (تأمین ۹۰ درصد نیاز) بود که ۳۶۸ میلیون متر مکعب آن از طریق آب زیرزمینی و ۲۵۲ میلیون متر مکعب آن از طریق آب‌های سطحی تأمین شد. ۱۴۰ میلیون متر مکعب از سد لتیان و ۳۰ میلیون متر مکعب از سد ماملو برای تأمین نیاز دشت ورامین تخصیص یافت. اما، به جهت هم‌جواری با کلان‌شهر تهران، اغلب این مقدار آب تأمین نمی‌شود. در سال‌های اخیر عرضه آب سد لتیان به کشاورزی دشت ورامین به سبب تأمین آب تهران و خشک‌سالی‌های اخیر به کمتر از نصف (میانگین ۶۸/۸ میلیون متر مکعب) کاهش یافته است. از طرف دیگر کمبود منابع آب سطحی باعث فشار مضاعف به منابع آب زیرزمینی دشت شده است. در شکل ۲ الف و ۲ ب به ترتیب افت سطح آب زیرزمینی و کسری حجم مخزن تجمع‌ی آب‌خوان

خواهد جهت مدیریت بهره‌برداری از پساب تصمیمی بگیرد، هیچ‌یک از این تحقیقات به‌تنهایی نمی‌تواند نیاز وی را تأمین کند. علت این است که این تحقیقات در کنار هم و به شکل مجموعه یا سیستمی دیده نشده است. این مطالعه بخشی از طرح جامع بررسی آثار بلندمدت استفاده از فاضلاب تهران در مصارف کشاورزی ورامین با استفاده از مدل‌سازی پویایی سیستم‌ها با لحاظ مجموعه عوامل مهم مدیریت پساب در کنار هم و به شکل سیستم است. با توجه به اینکه مدل پیشنهادی دربرگیرنده عوامل مؤثر بر پایداری اقتصادی و زیست‌محیطی کاربرد پساب خواهد بود، از آن می‌توان در مطالعه و پیش‌بینی اثر راهکارهای فنی و مدیریتی مختلف در بهره‌برداری از این منابع آبی بهره جست. چنین مدلی می‌تواند یاری‌رسان محققان، مدیران، و بهره‌برداران حوزه‌های منابع آب و کشاورزی و محیط زیست باشد.

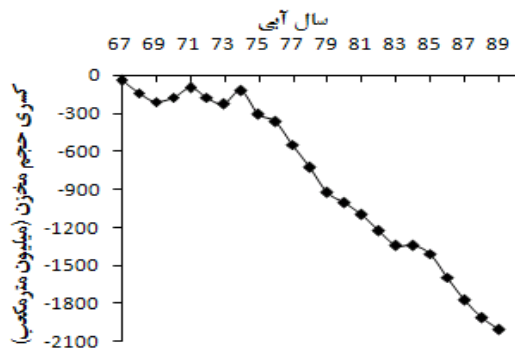
مواد و روش‌ها

منطقه مطالعه شده

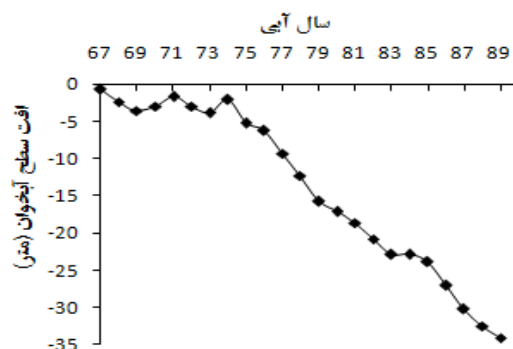
محدوده مطالعاتی دشت ورامین (شکل ۱) است که در جنوب شرقی تهران واقع شده و ۱۵۸۴ کیلومتر مربع مساحت دارد. مهم‌ترین منبع آب برای تأمین نیاز کشاورزی منطقه رودخانه جاجرو است. علاوه بر دریافت رودخانه جاجرو از بالادست محدوده مطالعاتی، زهکش‌های مسیل‌های تهران، که عموماً از طریق کانال پیروزی جمع‌آوری می‌شود، و همچنین رودخانه کن به محدوده مطالعاتی می‌ریزد. محدوده مطالعاتی از آب‌خوانی آبرفتی با وسعت ۱۰۷۵ کیلومتر مربع، که گستره دشت را فراگرفته، تشکیل می‌شود. وسعت ارتفاعات این محدوده مطالعاتی ۵۰۹ کیلومتر مربع است. در دشت ورامین جمع مصارف سالیانه آب حدود ۷۰۹/۳۵ میلیون متر مکعب است که ۳۵ درصد آن (۲۵۰/۴۷ میلیون متر مکعب) از جریان‌های سطحی و چشمه‌های ارتفاعات تأمین می‌شود و ۶۵ درصد بقیه (۴۵۸/۸۸ میلیون متر مکعب) از منابع آب زیرزمینی، شامل چاه و قنات و چشمه‌های آبرفتی، است. ۸۷/۲ درصد منابع آب منطقه به مصرف کشاورزی، ۹/۸۵ درصد به مصرف شرب، و ۲/۹۵ درصد به مصرف صنعت می‌رسد (Water Research Institute, 2010). در جدول ۱ خلاصه‌ای از مشخصات دشت ورامین می‌آید. در سال ۱۳۸۵، سال شروع شبیه‌سازی‌ها، جمعیت ساکن در دشت ۸۲۲۸۶۶ نفر، کل اراضی مورد آبیاری ۵۳۴۶۸ هکتار، سهم بخش کشاورزی از مصرف آب دشت حدود ۸۷ درصد، و حجم استاتیک آب‌خوان ۴۰۰۰ میلیون متر مکعب بود.

است (شکل ۳). بدیهی است با ادامه روند کنونی تا کمتر از دو دهه آینده منابع آب زیرزمینی ورامین یا کاملاً از بین می رود یا به علت کیفیت نامناسب قابل بهره برداری نخواهد بود. یکی دیگر از منابع آب سطحی دشت ورامین انتقال فاضلاب تصفیه شده تهران (تصفیه خانه جنوب) به دشت ورامین است. با بهره برداری از مدول ۱ تا ۴ این تصفیه خانه، سالیانه حدود ۸۰ میلیون متر مکعب (۲٫۵ متر مکعب بر ثانیه تا حداکثر ۴ متر مکعب در ثانیه) پساب به دشت ورامین انتقال داده می شود. طبق برنامه ریزی های انجام شده قرار است در آینده نزدیک پساب مهم ترین منبع آب سطحی دشت ورامین باشد.

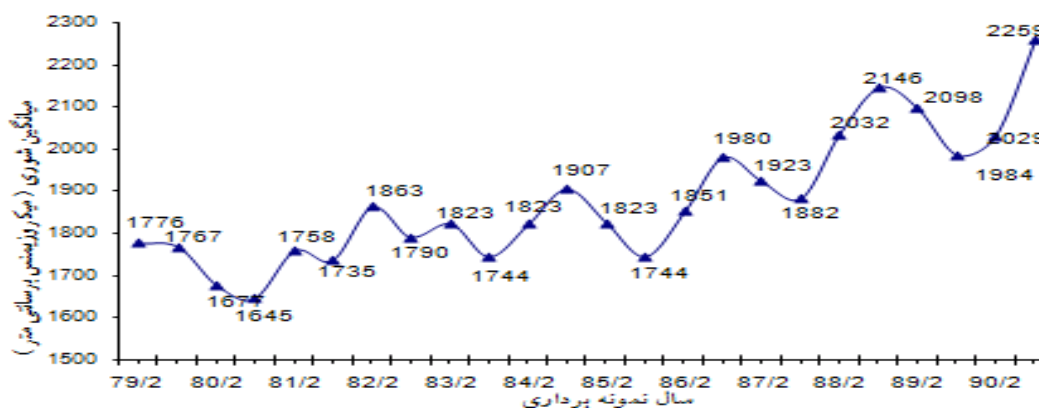
آبرفتی دشت ورامین از سال ۱۳۶۷ تا ۱۳۹۱ می آید. همان طور که ملاحظه می شود، از سال ۱۳۷۴ به طور متوسط سالیانه حدود ۱٫۸ متر سطح آب زیرزمینی افت کرده و سالیانه حدود ۱۰۴ میلیون کسری مخزن وجود داشته است. این امر به کاهش ضخامت لایه آبدار و حجم استاتیک آبخوان به ترتیب از حدود ۸۰ متر (معادل ۵٫۵ میلیارد متر مکعب) در سال ۱۳۶۷ به ۴۵ متر (معادل ۴٫۵ میلیارد متر مکعب) در سال ۱۳۹۱ منجر شده است. برداشت بیش از حد منابع آب زیرزمینی و استفاده از آب های شور و برگشتی در قسمت های جنوبی دشت باعث افت کیفی منابع آب زیرزمینی شده است؛ طوری که از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۹۰ شوری آب زیرزمینی حدود ۰٫۵ (dS/m) افزایش یافته



شکل ۲ ب. کسری حجم مخزن آبخوان ورامین



شکل ۲ الف. افت سطح آبخوان ورامین



شکل ۳. کموگراف معرف آبخوان دشت ورامین

ساخته شد. هر سناریو یک آینده محتمل است که بر اساس تغییر در یک یا چند عامل محرک از محیط بیرونی ساخته شده است. سناریوها می توانند به صورت سناریوهای محتمل یا کمتر محتمل مطرح شوند. ولی در هر صورت هر سناریو احتمال وقوع خاصی دارد و تأکید اصلی این مطالعه بر سناریوی واقع بینانه است. در بخش عرضه آب، با اجرای خط دوم انتقال فاضلاب تصفیه شده و همچنین اجرای مدول های ۵ و ۶ تصفیه خانه جنوب تهران، قرار است تا سال ۱۳۹۵ حجم سالیانه پساب تصفیه شده انتقالی به دشت ورامین به ۲۴۰ میلیون متر مکعب

با توجه به مباحث مطرح شده می توان گفت مهم ترین مسئله دشت ورامین تأمین مطمئن آب دشت است. همسایگی با کلان شهر تهران (رقابت برای آب سد لتیان و ماملو)، همزمان نبودن دبی پیک مصرف کشاورزی با عرضه آب تصفیه خانه، و رقابت با شبکه جنوب تهران (پالایشگاه) در تخصیص آب سد ماملو و پساب تصفیه خانه جنوب مهم ترین چالش های فراروی کشاورزی دشت ورامین است. به منظور آینده نگری و کاهش مشکلات بر اساس آینده های محتمل، سناریوهای مختلفی بر مبنای پیش بینی تغییرات محتمل نیروهای محیط بیرونی

سناریوی ۴: سناریوی ۲ به علاوه تخصیص ۵۰ درصد مدول‌های ۷ و ۸ از سال ۱۴۱۰ به حجم تقریبی ۵۰ میلیون متر مکعب. یکی دیگر از ابزارهای مدیریت منابع آب مدیریت تقاضاست. راهکارهای مورد بحث در این زمینه عبارت است از انتخاب الگوی کشت مناسب و استفاده از راهکار کم‌آبیاری. در جدول ۲ سناریوهای الگوی کشت ارزیابی شده می‌آید.

برسد. از طرف دیگر قرار است آب سد لتیان از سال ۱۳۹۵ به طور کلی به شرب تهران اختصاص یابد. سناریوی ۱ (غیر محتمل): حفظ شرایط موجود؛ سناریوی ۲ (محتمل): تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون متر مکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی و ۴۰ میلیون متر مکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیر زراعی از سال ۱۳۹۵؛ سناریوی ۳: سناریوی ۲ منهای تغذیه مصنوعی؛

جدول ۲. سناریوهای مختلف الگوی کشت

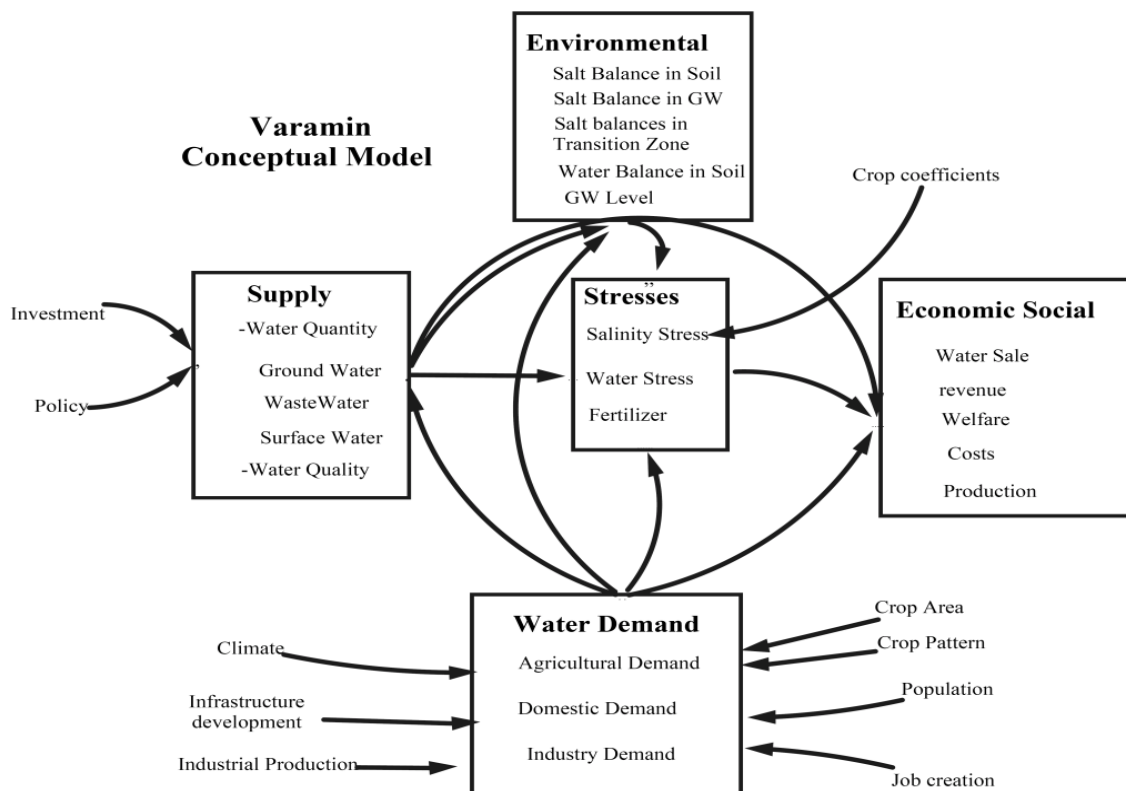
سناریو	گندم	جو	ذرت	یونجه	سبزی	گوجه‌فرنگی	خیار	خربزه	پنبه	سایر
الگوی کشت مصوب* (درصد)	۲۵	۲۵	۲۰	۱۰	۶٫۶	۱۷	۳	-	۰	۰
وضع موجود (درصد)	۳۱٫۶۵	۳۲٫۳	۴٫۷	۶٫۵	۶٫۶	۷٫۳	۲٫۱	۳٫۳	۳٫۰۷	۲٫۴۸
الگوی بهینه**	۲۲٫۹	۲۴٫۶	۹٫۳	۹٫۷	۱۷٫۷	۱۷٫۷	۸٫۸	۷	۰	۰

* الگوی کشت مصوب: الگوی کشت طراحی شبکه ** الگوی کشت بهینه: الگوی کشت بهینه اقتصادی (Gafari et al., 2011)

شامل تقاضای آب (کشاورزی، صنعت، شرب)، عرضه آب شامل کمیّت (سدها، پساب خام و تصفیه‌شده، موتورپمپ‌ها، آب زیرزمینی) و کیفیت آن، تنش‌های محیطی (تنش‌های شوری و کم‌آبی)، اقتصاد آب (هزینه‌های انرژی، هزینه‌های سرمایه‌گذاری، کف‌شکنی چاه‌ها، درآمد، ...)، و محیط زیست (بیلان آب و نمک در خاک و آب زیرزمینی) است.

تدوین مدل مفهومی

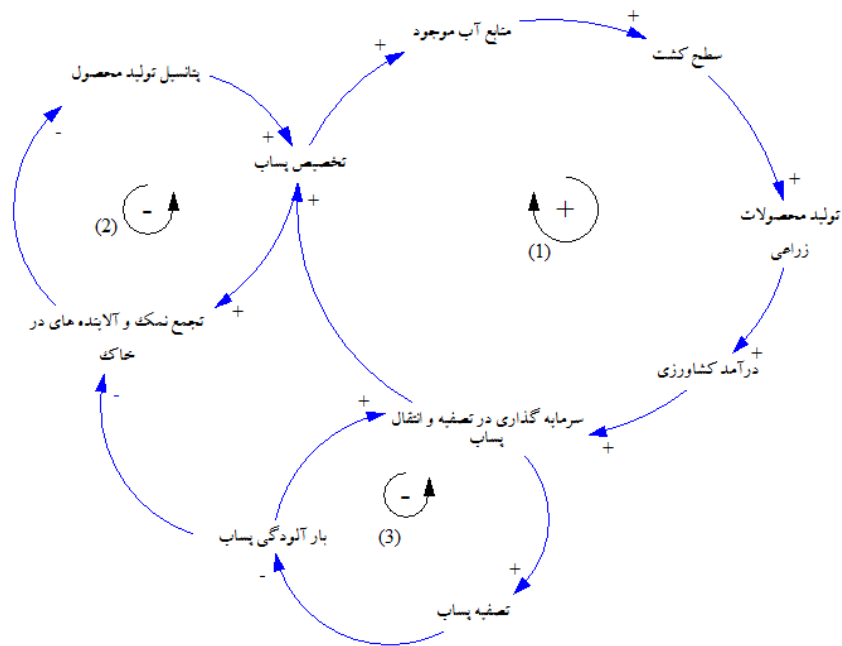
برای درک فعل و انفعالات در مدیریت منابع آب به منزله یک سیستم یکپارچه از چارچوب مفهوم نیروهای پیش‌برنده، وضعیت، و پاسخ (DSR) برای تدوین مدل مفهومی پویایی سیستم‌ها استفاده شد. چارچوب کلی مدل مفهومی و برخی متغیرهای کلیدی مدل در شکل ۴ می‌آید. زیرمدل‌های مدل



شکل ۴. مدل مفهومی استفاده از پساب

تبیین فرضیه‌های دینامیکی (رفتار متغیرهای کلیدی)

در این مرحله آثار مثبت و منفی متغیرهای کلیدی در قالب تعیین روابط علی و معلولی و بازخوردها تعیین شد. در شکل ۵ نمونه‌ای از بازخوردهای موجود در بهره‌برداری و مدیریت پساب می‌آید. در حلقه اول، با افزایش تخصیص پساب، منابع آب موجود جهت برنامه‌ریزی و بهره‌برداری افزایش می‌یابد و به واسطه این افزایش به منابع آب در دسترس و سطح کشت محصولات افزوده می‌شود. با افزایش سطح کشت محصولات، درآمد کشاورزی افزایش می‌یابد که درآمد حاصل از تولید محصولات زراعی افزایش می‌یابد که



شکل ۵. نمونه‌ای از بازخوردهای موجود در بهره‌برداری و مدیریت پساب

موجب افزایش امکان سرمایه‌گذاری در تصفیه و انتقال و بهره‌برداری از پساب می‌شود. افزایش سرمایه‌گذاری در تصفیه و انتقال و سیستم‌های بهره‌برداری از پساب به افزایش تخصیص پساب منجر خواهد شد (حلقه مثبت). در حلقه دوم، با افزایش تخصیص و بهره‌برداری از پساب، میزان تجمع نمک و آلاینده‌ها در خاک افزایش و در پی آن توان تولیدی مزرعه کاهش می‌یابد. این مسئله ما را مجبور به کاهش استفاده از پساب یا قطع آن خواهد کرد (حلقه تعادلی یا منفی).

شبیه‌سازی (فرموله‌کردن فرضیه‌های دینامیکی)

در این مرحله روابط متغیرها (متغیرهای کلیدی و متغیرهای کمکی) و مقادیر متغیرها (متغیرهای ثابت) تعیین می‌شود. میزان بارش در ارتفاعات از ایستگاه باران‌سنجی حمامک (جهت محاسبه جریان‌های سطحی و زیر سطحی ورودی به آب‌خوان)، میزان بارش در دشت از ایستگاه سینوپتیک جوادآباد (جهت محاسبه بارش مؤثر و بارش نفوذ عمقی)، میزان تبخیر در دشت از ایستگاه سینوپتیک جوادآباد، کمیت و کیفیت آب‌های سطحی ورودی از ایستگاه هیدرومتری شریف‌آباد، و کمیت و کیفیت آب‌های سطحی خروجی از ایستگاه هیدرومتری بندعلی‌خان استخراج شد. اطلاعات سطح زیر کشت و عملکرد و هزینه‌های تولید محصولات کشاورزی از اداره جهاد کشاورزی ورامین، وضعیت بهره‌برداری از شبکه آبیاری ورامین از شرکت بهره‌برداری شبکه ورامین، اطلاعات وضعیت برداشت منابع آب

زیرزمینی دشت و کموگراف و آب‌نمود دشت از شرکت مدیریت منابع آب ایران (تا سال ۱۳۹۲)، و اطلاعات جمعیت از سرشماری عمومی نفوس و مسکن سال ۱۳۸۵ تهیه یا استخراج شد. افق برنامه شبیه‌سازی سی و پنج ساله و واحد زمان استفاده‌شده در مدل ده روزه است.

تقاضای آب در بخش کشاورزی با توجه به نیاز آبی خالص الگوی کشت، سناریوهای الگوی کشت، ضرایب تنش آبی (K_s)، و بازده آبیاری (بازده کاربرد وابسته به نوع خاک و سیستم آبیاری، بازده انتقال و توزیع وابسته به نوع منبع آب) محاسبه شد. برای این منظور بازده کل برای خاک غالب منطقه (سیلنتی‌لوم) برای منابع آب سطحی ۳۱ درصد (کاربرد ۵۰، انتقال ۸۰، توزیع ۷۵ درصد) و منابع آب زیرزمینی ۵۰ درصد (کاربرد ۶۰، توزیع و انتقال ۸۳ درصد) منظور شد (مشاور یکم، ۱۳۸۹). ET_0 روزانه با استفاده از روش فائو پمنن مانیتیت

بارش مؤثر با رابطه فائو (رابطه ۴) محاسبه شد.

(رابطه ۴)

$$Peff = 0.6 \times P - 10 \quad \text{if } P \leq 70\text{mm}$$

$$Peff = 0.8 \times P - 240 \quad \text{if } P > 70\text{mm}$$

P بارندگی ده روزه ایستگاه (mm) است.

برای تخمین عملکرد در سناریوهای مختلف از رابطه

Dooranbos and Kassam (1979) استفاده شد (رابطه ۵).

$$\frac{Y_a}{Y_p} = 1 - K_y \left(1 - \frac{ET_c}{ET_p}\right) \quad \text{(رابطه ۵)}$$

Ky ضریب واکنش گیاه به آب آبیاری است که از نشریه

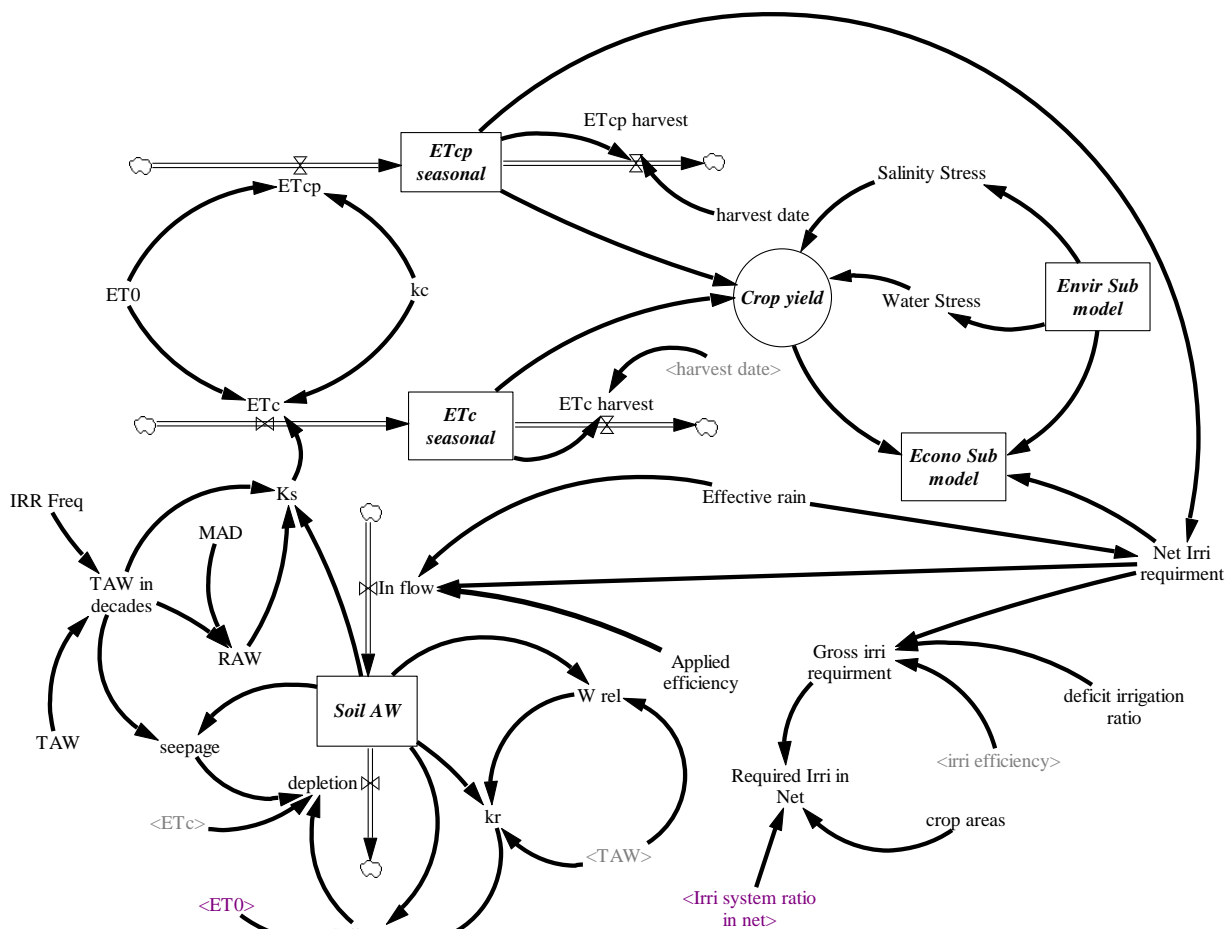
۳۳ فائو استخراج شد.

(Allen et al., 1998) و Kc با استفاده از مطالعات مختلف منطقه ای و اصلاح جدال های فائو (با توجه به شرایط جغرافیایی و اقلیمی منطقه) برآورد شد. ETc، ETp و Ks به ترتیب با روابط ۱ تا ۳ برآورد شدند. مقدار پارامتر Ks با توجه به نوع خاک، نوع گیاه، دور آبیاری، و سیستم آبیاری با استفاده از بیلان آب در خاک محاسبه شد (شکل ۶).

$$ET_p = ET_o \times K_c \quad \text{(رابطه ۱)}$$

$$ET_c = K_s \times ET_p \quad \text{(رابطه ۲)}$$

$$K_s = \frac{TAW - Dr}{TAW - RAW} = \frac{TAW - Dr}{TAW(1 - MAD)} \quad \text{(رابطه ۳)}$$



شکل ۶. خلاصه ساختار حالت- جریان (Stock-Flow) تقاضای آب در بخش کشاورزی

خاک (۳ بافت غالب)، منبع آب (۵ منبع آب مورد نظر)، محصولات الگوی کشت (۸ محصول عمده)، سیستم آبیاری (۳ نوع سیستم آبیاری)، سناریوهای الگوی کشت (۳ سناریو)، و نوع فلزات سنگین (۷ نوع فلز سنگین) به صورت زیرنویس^۱ تعریف شد.

مدل قابلیت فراخوانی اطلاعات اقلیم (بارندگی، ET_o، دما)، عرضه آب (سدها، منابع آب زیرزمینی، فاضلاب)، هیدرولوژی (خصوصیات فیزیوگرافی حوضه رودخانه و مسیل ها، CN، سطح آب زیرزمینی)، خصوصیات خاک شناسی (شوری عصاره اشباع، بافت خاک)، ضرایب گیاهی الگوی کشت (K_y، K_c)، سطح زیر کشت، و هزینه های کاشت و داشت و برداشت در سناریوهای مختلف را دارد. گفتنی است جهت اختصار در مدل نویسی نوع

1. Subscript

و تقاضای آب بخش‌های مختلف و با لحاظ حداکثر ظرفیت برداشت آب از چاه‌ها (حداکثر مقدار مجاز) محاسبه شد. در بخش ارزیابی مدل از در بخش ارزیابی مدل از اطلاعات کمی و کیفی آب زیرزمینی دشت ورامین دفتر مطالعات پایه شرکت مدیریت منابع آب ایران استفاده شد. در جدول ۳ مشخصات کمی و کیفی منابع آب دشت (در سال‌های اخیر) همراه کیفیت آن می‌آید.

تقاضای آب شرب با استفاده از رشد جمعیت، نرخ رشد جمعیت، سرانه مصرف، و کاهش سرانه مصرف از طریق توسعه زیرساخت‌ها و تقاضای آب در بخش صنعت با توجه به آب مورد نیاز برای تولید یک شغل و برنامه ایجاد اشتغال در بخش صنعت محاسبه شد. عرضه آب سطحی به صورت اطلاعات به‌روزشده سد لتیان، سد ماملو، موتورپمپ‌های موجود در رودخانه، و پساب تصفیه خانه به منزله ورودی به مدل تعریف و فراخوانی شد. عرضه آب زیرزمینی بر اساس شکاف بین عرضه آب سطحی

جدول ۳. کمیّت و کیفیت آب مصرفی دشت ورامین

کیفیت (mg/lit)							کمیّت (MCM)				منبع مصرف
Zn	Cd	Ni	Cr	Fe	Pb	TDS	N	BOD5	COD	(MCM)	
nd	۰/۰۰۱	۰/۰۰۵	۰/۰۱	۰/۳	۰/۳۲	۳۸۱	۲۵	۹/۴۸	۲۱/۶۶	۹۰ تا ۷۰	تصفیه‌شده جنوب
۰/۰۲	۰/۰۱۵	۰/۱	۰/۰۱	۰/۶	۱/۵	۱۲۲۲	۵۰	۵۵	۶۰	۵۰-۶۰	پساب خام و مسیل‌ها
nd	nd	nd	۰/۰۰۶	nd	۰/۰۳۳	۱۱۰۰	۲/۵	nd	nd	۳۵۰-۳۶۰	آب زیرزمینی
nd	nd	nd	nd	nd	nd	۳۳۰	۱/۹	۱/۳۵	۴/۵	۱۰۰-۱۵۰	سدها
۱۲/۴	۲/۳	۱۰/۰	۲۰/۰	۱۰/۰	۲۷/۷	۲۲۴۰	-	-	-	-	خاک منطقه

منابع: Mesdaghinia et al. (2011) و Behbahaninia and Mirbagheri (2011)

به‌دست آمد. Qi نفوذ از مصرف کشاورزی یا تغذیه از مزارع به نوع آبیاری، دانه‌بندی خاک، وضعیت کربندی مزرعه، و حتی کیفیت آب مصرفی بستگی دارد. نفوذ مصارف کشاورزی با دو روش فائو (بافت خاک، سیستم آبیاری) و روش نهایی کالیبره کردن مدل بر اساس بیلان منابع آب در دشت محاسبه شد. ضریب آب نفوذیافته از مصارف شرب و صنعت، چون دفع پساب آن‌ها عمدتاً از طریق چاه‌های جذبی صورت می‌گیرد، به ترتیب حدود ۷۰ و ۶۰ درصد محاسبه شده است (تماب، ۱۳۸۹). میزان تبخیر از آب‌خوان با استفاده از وسعت مناطق تبخیری و عمق سطح آب زیرزمینی محاسبه شد. حجم و ارتفاع دینامیک آب‌خوان با روابط ۷ و ۸ محاسبه شد.

$$V(t + dt) = V(t) + \Delta V(dt) \quad (\text{رابطه ۷})$$

$$H(t + dt) = H(t) + \frac{\Delta V(dt)}{dV/dH} \quad (\text{رابطه ۸})$$

$H(t + dt)$ سطح آب زیرزمینی در زمان $(t+dt)$ و dV/dH تغییر حجم آب‌خوان به علت افت یک متر سطح آب زیرزمینی است. dV/dH برای آب‌خوان ورامین با استفاده از آبنمود دشت ۸۵/۸ میلیون متر مکعب محاسبه شد. برای محاسبه تجمع املاح در خاک و گیاهان زراعی و آب زیرزمینی در مدل از رابطه توازن جرم در سطح خاک، منطقه انتقالی (غیر اشباع)، و آب زیرزمینی (رابطه ۹) استفاده شد.

برای شبیه‌سازی تغییرات سطح و حجم آب‌خوان از رابطه بقای جرم (رابطه ۶) استفاده شد.

(رابطه ۶)

$$Q_{in} + QP + QI + QSW + QR + QA - (QW + QEG + Qd + Q_{out}) = \Delta V$$

Q_{in} جریان زیرزمینی ورودی جانبی از سمت ارتفاعات یا دشت بالادست، QP تغذیه آب‌خوان از نفوذ بارش بر سطح دشت، QI تغذیه آب‌خوان از آب‌های نفوذی کشاورزی، QSW تغذیه از پساب آب مصرفی شرب و صنعت (عمدتاً از طریق چاه‌های جذبی)، QR تغذیه از جریان‌های سطحی یا رودخانه‌ها، QA میزان تغذیه مصنوعی، QW مصارف آب زیرزمینی، QEG تبخیر از آب زیرزمینی، Qd زهکشی از آب‌خوان، Q_{out} جریان زیرزمینی خروجی از آب‌خوان، و ΔV تغییر ذخیره ثابت آب‌خوان است. واحد همه پارامترها بر حسب میلیون متر مکعب است.

جریان‌های زیرزمینی ورودی (شامل تغذیه جانبی از ارتفاعات و آب‌خوان تهران - کرج) و خروجی (شامل زهکشی و جریان خروجی از حوضه) آب‌خوان با استفاده از رابطه دارسی محاسبه شد. میزان تغذیه آب‌خوان به وسیله رودخانه با توجه به شکل منحنی تراز آب زیرزمینی و وضعیت رودخانه جاجرود و مسیل‌ها نسبت به دشت، همراه برآورد نفوذ از سیلاب مسیل‌های دیگر، با استفاده از رابطه دارسی محاسبه شد. فاکتورهای مورد نیاز رابطه دارسی از گزارش بیلان تماب ۱۳۸۹

پارامترهای آماری ضریب تبیین (R^2)، جذر میانگین مربعات خطا (RMSE)، و ماکزیمم خطا (ME) استفاده شد (Alizadeh *et al.*, 2011). برای این منظور، مدل با استفاده از اطلاعات اقلیمی، هیدرولوژیکی، کشاورزی، و زیست محیطی سال های ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۴ واسنجی و با اطلاعات ۱۳۸۴ تا ۱۳۹۱ صحت سنجی شد.

یافته ها و بحث

صحت سنجی مدل

صحت سنجی مدل از دو طریق آزمون ساختار غیر مستقیم و صحت سنجی با اطلاعات مشاهده ای موجود انجام گرفت. آزمون های صحت سنجی ساختاری غیر مستقیم شامل اجرای تخصصی مدل است و می تواند عیب های مدل را غیر مستقیم مشخص کند (Saysel and Barlas, 2006). در این مقاله آزمون ساختاری مدل برای تک تک زیرمدل ها و برای کل مدل به صورت جداگانه از طریق آزمون ساختاری غیر مستقیم (آزمون رفتار ساختارگرا)، که به اصطلاح واقعیت مصنوعی نامیده می شود، انجام گرفت. در شکل ۷ رفتار متغیرهای کلیدی شوری خاک، شوری آب زیرزمینی، سطح آب زیرزمینی، و حجم استاتیک آبخوان در حالت بدون آبیاری (شرایط حدی) می آید. نتایج نشان می دهد، در صورت عدم آبیاری، شوری خاک طی سی و پنج سال (۱۲۶۰ دهه) به علت آبشویی توسط بارندگی از حدود ۴ به ۱٫۷ دسی زیمنس بر متر خواهد رسید. شوری آب زیرزمینی به مدت پنج سال اندکی افزایش (به علت آبشویی نمک های سطحی خاک) و سپس کاهش خواهد یافت. روند کاهش شوری آب زیرزمینی بسیار کم است؛ طوری که طی سی و پنج سال شوری آب زیرزمینی از ۱٫۹ به حدود ۱٫۶ دسی زیمنس بر متر خواهد رسید. مهم ترین دلیل عدم کاهش شوری آب زیرزمینی ورود املاح موجود در خاک است. به عبارت دیگر املاح موجود در خاک به مرور وارد آب زیرزمینی می شود. همچنین نتایج نشان می دهد سطح آب زیرزمینی طی سی و پنج سال (دهه ۱۲۶۰) حدود ۴۰ متر افزایش پیدا می کند و حجم مخزن نیز از ۴۰۰۰ متر مکعب به ۶۶۵۰ میلیون متر مکعب خواهد رسید. این ارقام تقریباً معادل سطح آب زیرزمینی و حجم استاتیک آبخوان در سال ۱۳۵۰ (سی و پنج سال گذشته منتهی به ۱۳۸۵) است که صحت مدل را نشان می دهد.

(رابطه ۹)

$$CiWi - CdWd - Mhc + PCp - Msd + Mis + Mfer + MR - Mdp = \Delta S$$

Ci غلظت آب آبیاری وابسته به منابع آب مصرفی (mg/lit)، Wi مقدار آب آبیاری (m^3/ha)، Cd غلظت آب نفوذ عمقی (mg/lit)، Wd مقدار نفوذ عمقی (m^3/ha)، Mhc مقدار نمک جذب شده به وسیله گیاهان (kg/ha)، Cp غلظت آب باران (mg/lit)، P مقدار بارندگی مؤثر (m^3/ha)، MSd مقدار نمک رسوب شونده در خاک (kg/ha)، Mis مقدار اولیه نمک در خاک (kg/ha)، Mpre مقدار نمک شست و شوشده در اثر رواناب (kg/ha)، Mfer مقدار نمک اضافه شده از طریق کودها و سایر افزودنی ها (kg/ha)، MR مقدار نمکی که از طریق رواناب شسته می شود (kg/ha)، و ΔS تغییرات املاح خاک (kg/ha) است.

در این مطالعه از غلظت آب باران و میزان انحلال صرف نظر شد. مقدار نمک جذب شده توسط محصولات زراعی، بسته به نوع محصول، ۳ تا ۵ درصد ماده خشک تولیدی محصول در نظر گرفته شد (Van Rensburg *et al.*, 2008; Ayars *et al.*, 2012). شوری اولیه خاک، شوری زهکشی، و شوری خاک در زمان t با استفاده از روابط ۱۰ و ۱۱ محاسبه شد (Ayars *et al.*, 2012).

$$Mis = 0.64 \times ECe \times \left(\frac{\theta_s \times D_r}{100} \right) \times 10000 \quad (\text{رابطه ۱۰})$$

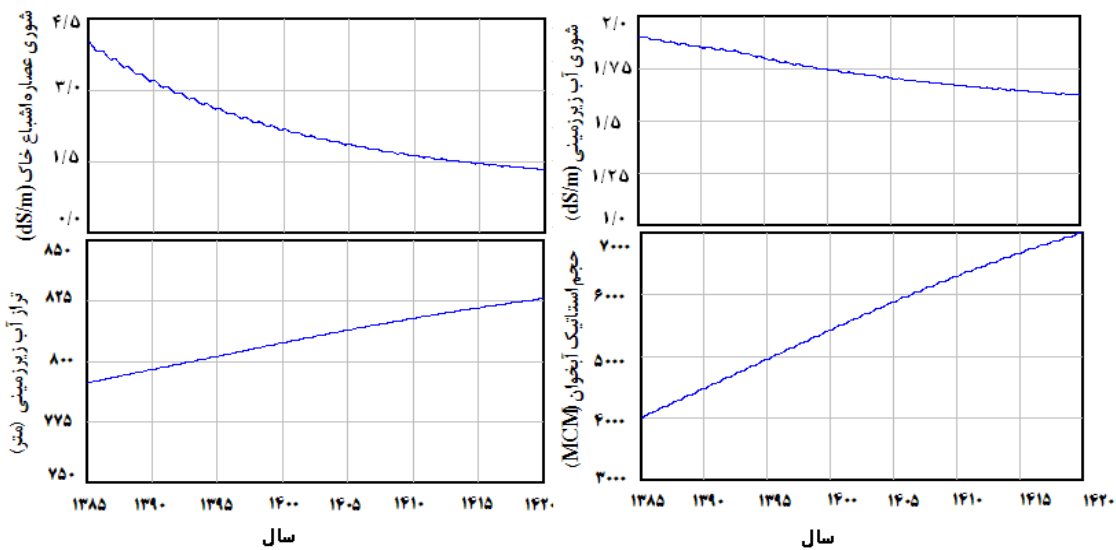
$$Cp = fC_{FC} + (1 - f)Ci = 2fC_e + (1 - f)Ci \quad (\text{رابطه ۱۱})$$

$$Mis(t + dt) = Mis(t) + \Delta S \times dt \Rightarrow C_e(t + dt) = \frac{Mis(t) + \Delta S \times dt}{\left(\frac{\theta_s \times D_r}{100} \right) \times 10000} \quad (\text{رابطه ۱۲})$$

θ_s رطوبت خاک در حالت اشباع، D_r عمق توسعه ریشه (متر)، C_e شوری عصاره اشباع (mg/lit)، EC_e هدایت الکتریکی عصاره اشباع (dS/m)، Mis شوری اولیه خاک (kg/ha)، $C_e(t+dt)$ غلظت عصاره اشباع خاک در زمان $t+dt$ (mg/lit)، و Cp غلظت آب نفوذ عمقی (mg/lit) است. به همین ترتیب برای بررسی تغییرات املاح در منطقه انتقالی و منطقه اشباع (آب زیرزمینی) از قانون توازن جرم استفاده شد (Van Rensburg, 2008).

تست های مدل و تدوین مدل نهایی

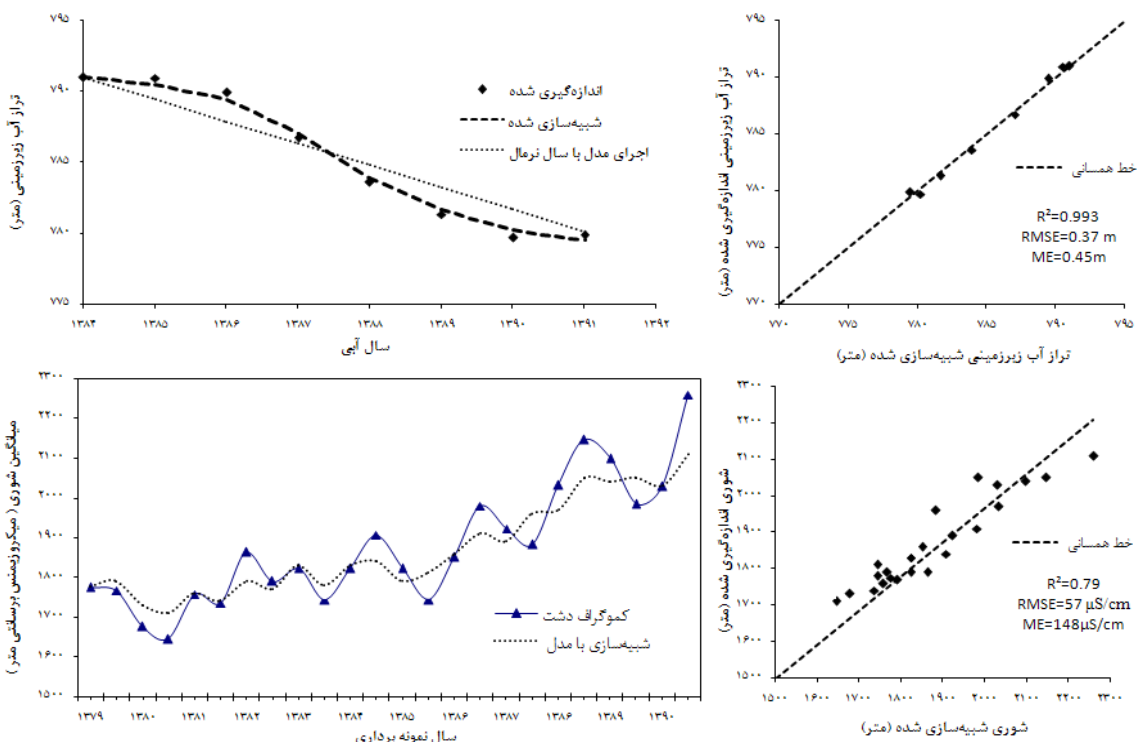
برای تدوین مدل لازم است ابتدا مدل از لحاظ ساختاری (ابعادی) و رفتاری آزمون و در صورت موفقیت مدل نهایی تدوین شود. در بخش آزمون رفتاری، علاوه بر آزمون حدی، از



شکل ۷. کمیت و کیفیت آب مصرفی دشت ورامین در شرایط حدی بدون آبیاری

ارزیابی سناریوهای مختلف کاربرد پساب از آنجا که مباحث این مقاله بخشی از مدل پویای بهره‌برداری از پساب با رویکرد اقتصادی و زیست محیطی است، درباره اقتصاد آب، بازار آب، اقتصاد کشاورزی، رفاه اجتماعی، و مسائل سلامت و بهداشت و تجمع فلزات سنگین بحث نمی‌شود. در شکل ۸ اثر سناریوهای مختلف کاربرد پساب بر سطح آب زیرزمینی، حجم آب‌خون، شوری آب زیرزمینی، و شوری خاک می‌آید.

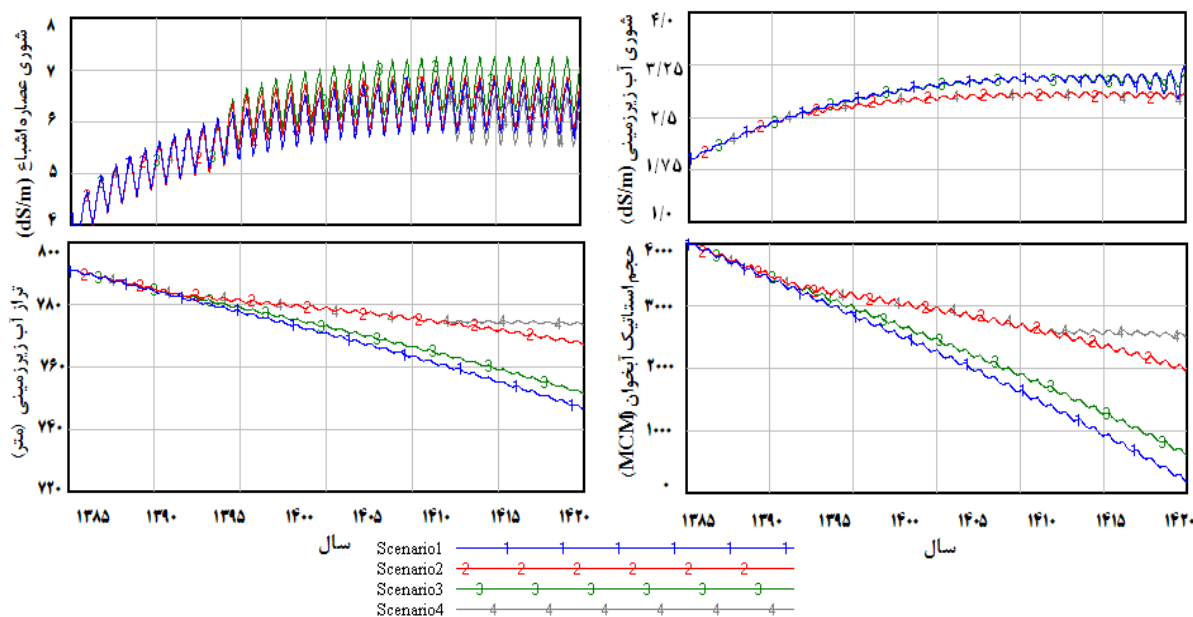
همچنین در بخش صحت‌سنجی با اطلاعات مشاهده‌ای (شکل ۸) نتایج نشان‌دهنده توانایی مدل در برآورد سطح آب زیرزمینی (RMSE برابر ۳۷ سانتی‌متر، R^2 برابر ۰/۹۹، ماکزیمم خطای ۴۵ سانتی‌متر) و شوری آب زیرزمینی (RMSE برابر ۵۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر، R^2 برابر ۰/۷۹، ماکزیمم خطای ۱۴۸ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) است. ماکزیمم خطای مدل در برآورد سطح آب زیرزمینی مربوط به سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷ است. در این سال، به علت خشک‌سالی شدید، اطلاعات دقیقی از میزان برداشت آب‌های زیرزمینی غیر مجاز وجود نداشت.



شکل ۸. مقایسه سطح افت تجمعی سطح آب زیرزمینی اندازه‌گیری و شبیه‌سازی شده طی سال‌های ۱۳۸۴-۱۳۸۵ تا ۱۳۹۰-۱۳۹۱

از دبی مورد نیاز بیشتر باشد از طریق آبراهه‌های موجود از حوضه خارج و وارد دریاچه نمک می‌شود. به هر حال، این نتایج نشان می‌دهد استفاده از فاضلاب تصفیه‌شده، بدون اختصاص تغذیه مصنوعی، تأثیر چندانی بر وضعیت منطقه ندارد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، بین شوری آب زیرزمینی در سناریوی ۲ و ۳ تفاوت معنادار وجود دارد؛ حال آنکه بین سناریوی ۱ و ۳ تفاوت چندانی وجود ندارد. این نتایج تغذیه مصنوعی بر بهبود کیفیت آب زیرزمینی آب‌خوان ورامین را نشان می‌دهد. اعمال سناریوی ۴ باعث جلوگیری از افت سطح آب زیرزمینی از سال ۱۴۱۰ به بعد می‌شود. به عبارت دیگر، با اعمال سناریوی ۴ از سال ۱۴۱۰ به بعد میزان تغذیه و برداشت آب زیرزمینی با هم برابر می‌شود و آب‌خوان به حالت پایدار می‌رسد. در شورشیدن خاک اراضی، سه فاکتور کیفیت آب آبیاری و سهم آب زیرزمینی و حجم آب آبیاری بر شورشیدن خاک مؤثر است. هرچند در سناریوی ۱ به علت افزایش سهم آب زیرزمینی شوری خاک افزایش پیدا می‌کند، در سناریوهای کاربرد فاضلاب هم به علت جایگزینی آب با کیفیت پایین‌تر (پساب) نسبت به آب سد لتیان کیفیت خاک کاهش می‌یابد. تفاوت اندکی در شورشیدن خاک بین همه سناریوها وجود دارد. در سناریوی ۲ و ۴ به علت افت کیفی کمتر آب زیرزمینی کیفیت خاک اندکی بهبود می‌یابد.

نتایج نشان می‌دهد در صورت ادامه روند موجود (سناریوی ۱) تا سال ۱۴۲۰ حجم استاتیک آب‌خوان ورامین به حدود ۰ تنزل پیدا می‌کند و از آب‌خوان ورامین فقط میزان تغذیه سالانه (حجم دینامیک) باقی می‌ماند. تراز آب زیرزمینی از ۷۹۱ متر در سال ابتدای شبیه‌سازی (۱۳۸۵) به ۷۴۸ متر و شوری آب زیرزمینی ۱/۹ دسی‌زیمنس بر متر به حدود ۳/۳ دسی‌زیمنس بر متر می‌رسد (بدون لحاظ تغییرات شوری آب با عمق آب‌خوان). تغییرات شوری شبیه‌سازی شده با تغییرات سالیانه شوری کموگراف معرف دشت از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۹۰ مطابقت دارد (شکل ۹). در صورت اعمال سناریوی ۲ (بهره برداری از خط دوم انتقال فاضلاب تهران در سال ۱۳۹۵) تغییرات سریع افت آب‌خوان تا حد زیادی کنترل می‌شود و روند نابودی آب‌خوان ورامین به نصف کاهش پیدا می‌کند (حجم استاتیک آب‌خوان از ۴۰۰۰ به حدود ۲۰۰۰ میلیون متر مکعب می‌رسد). به عبارت دیگر، تخلیه کامل حجم استاتیک آب‌خوان ورامین تا سال ۱۴۵۵ به تعویق می‌افتد. اعمال سناریوی ۲ از روند افت کیفی آب‌خوان هم تا حدود زیادی خواهد کاست. با اعمال این سناریو، شوری آب زیرزمینی آب‌خوان ورامین در سال ۱۴۲۰ به حدود ۲/۷ دسی‌زیمنس بر متر خواهد رسید. اعمال سناریوی ۳ اثربخشی کمتری نسبت به سناریوی ۲ دارد. زیرا آب تخصیصی فاضلاب تهران با نیاز آبی مصارف کشاورزی هماهنگ نیست و در فصل غیر زراعی و فصلی که دبی فاضلاب



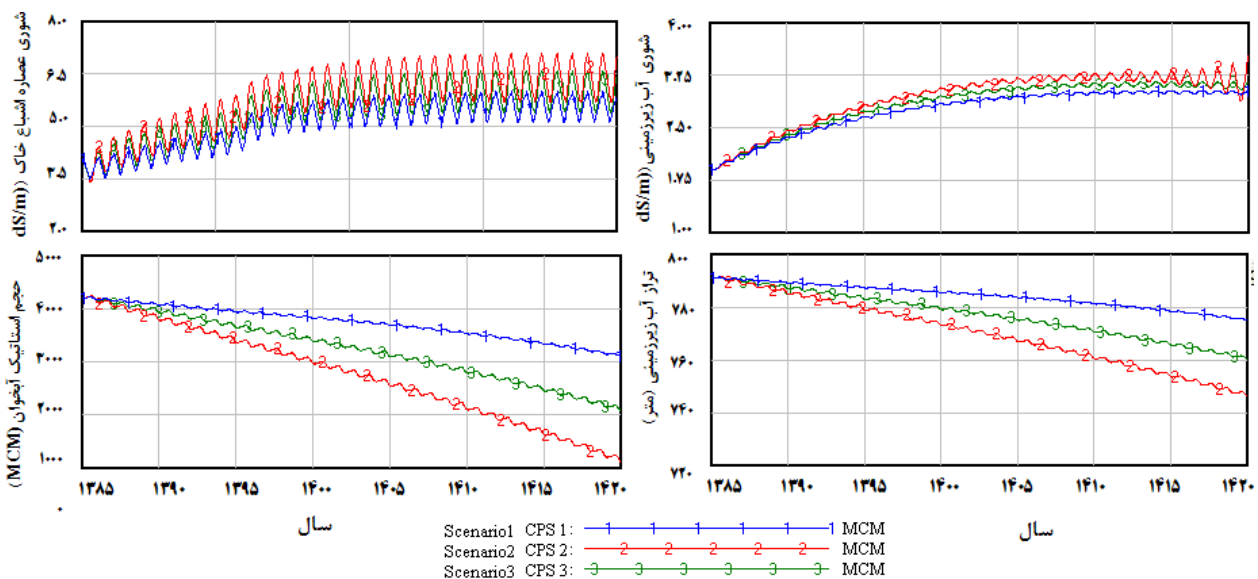
شکل ۹. اثر سناریوهای مختلف کاربرد پساب بر سطح آب زیرزمینی، حجم آب‌خوان، شوری آب زیرزمینی، و شوری خاک

کشت را ارزیابی کرد. در شکل ۱۰ اثر سناریوهای مختلف الگوی کشت بر سطح آب زیرزمینی، حجم آب‌خوان، شوری آب

در صورت انتخاب سناریوی ۲ و کاربرد پساب (محتمل‌ترین سناریو) می‌توان اثر سناریوهای مختلف الگوی

است. بنابراین نباید انتظار داشت تغییرات اندک در این مؤلفه باعث تغییرات بزرگ در کیفیت منابع آب زیرزمینی شود. از طرف دیگر، سهم آب زیرزمینی در تأمین منابع آب کشاورزی دشت بیشتر از ۶۰ درصد است. بنابراین تغییر کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی تأثیر مستقیم بر شوری خاک خواهد گذاشت. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، اعمال الگوی کشت مصوب بیشترین اثر منفی را بر شوری خاک و آب زیرزمینی دارد. اعمال الگوی کشت بهینه اقتصادی منجر به کاهش پایداری منابع آب خواهد شد. به طور خلاصه می‌توان نتیجه گرفت الگوی کشت بهینه اقتصادی لزوماً الگوی کشت بهینه نیست. گفتنی است به دلیل اینکه در صورت اعمال الگوی کشت مصوب قبل از سال ۱۴۲۰ حجم استاتیک آب‌خون ۰ می‌شد، برای مقایسه منطقه سناریوها، ۱۵ درصد کم آبیاری اعمال شد. همان‌طور که پیش‌تر ذکر شد به علت کمبود آب در منطقه حدود ۹ درصد کم آبیاری اعمال می‌شود. از ۱۵ درصد کم آبیاری اعمال شده ۹ درصد کم آبیاری را کشاورزان اعمال کرده‌اند و ۶ درصد کم آبیاری جدید است.

زیرزمینی، و شوری خاک می‌آید. نتایج نشان می‌دهد انتخاب الگوی کشت مناسب یکی از عوامل مهم دستیابی به پایداری منابع آب است. نتایج این مطالعه با نتایج Sun et al. (2011) در بررسی اثر الگوی کشت بر افت سطح آب‌های زیرزمینی مشابهت دارد. از بین سه سناریوی الگوی کشت مورد ارزیابی، سناریوی الگوی کشت موجود بهترین الگوی کشت جهت نیل به پایداری منابع آب زیرزمینی آب‌خون دشت ورامین است. در صورت رعایت الگوی کشت مصوب سال ۱۳۴۸ شبکه آبیاری ورامین، هم از حیث کمی و هم از حیث کیفی، بیشترین ضربه به آب‌خون ورامین وارد می‌شود. در زمان ساخت شبکه ورامین قرار بود ۴۰۰ میلیون متر مکعب از منابع سطحی برای شبکه تأمین شود؛ در حالی که این مقدار هم‌اکنون حتی با لحاظ فاضلاب تهران به کمتر از ۲۵۰ میلیون متر مکعب رسیده است. استفاده از الگوی کشت با نیاز آبی بیشتر به سبب وابستگی به منابع آب زیرزمینی شور باعث شور شدن خاک منطقه و به تبع آن به علت نفوذ بیشتر باعث شور شدن بیشتر آب زیرزمینی نیز می‌شود. گفتنی است سهم آب‌های برگشتی کشاورزی به آب‌خون دشت ورامین کمتر از ۵۰ درصد کل تغذیه آب‌خون

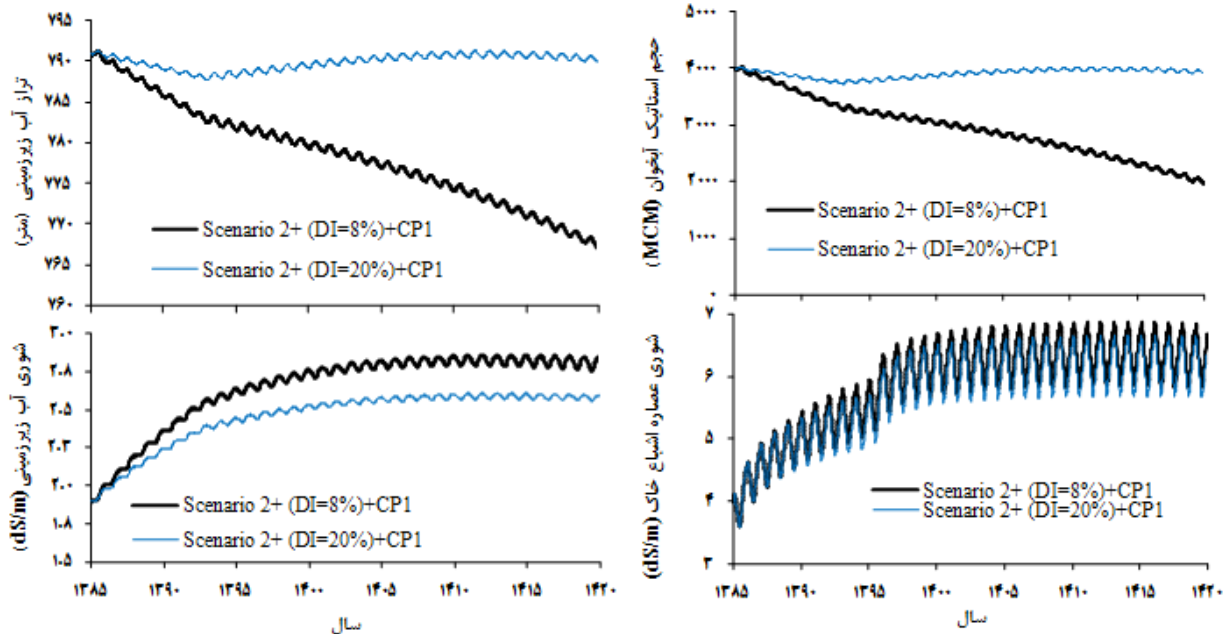


شکل ۱۰. سناریوهای مختلف الگوی کشت بر سطح آب زیرزمینی، حجم آب‌خون، شوری آب زیرزمینی، و شوری خاک

اجتماعی) اعمال مدیریت کم آبیاری بر سطح آب زیرزمینی، حجم استاتیک آب‌خون، و کیفیت آب زیرزمینی اثر معنا دار دارد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، اعمال ۱۱ درصد کم آبیاری دیگر (یا افزایش ۱۱ درصدی بازده مزرعه) آثار به‌مراتب بیشتری بر کمیّت و کیفیت آب‌خون نسبت به تخصیص فاضلاب تنظیم‌نشده دارد. رسیدن به این مهم می‌تواند از طریق توسعه

به منظور بررسی اثر کم آبیاری بر پایداری منابع آب، دو سناریوی اعمال ۲۰ درصد کم آبیاری در الگوی کشت موجود و سناریوی کاربرد شماره ۲ و همچنین اعمال سناریوی ۲ کاربرد پساب و شرایط الگوی کشت موجود بدون اعمال کم آبیاری جدید ارزیابی شد (شکل ۱۱). نتایج نشان می‌دهد در صورت فراهم‌بودن شرایط (آموزش کشاورزان- زیر مدل

مجموع این حلقه باعث می‌شود اثر منفی کاهش ضریب آب‌شویی از طریق افزایش کیفیت آب زیرزمینی و کاهش وابستگی به منابع آب زیرزمینی خنثی شود و شوری خاک تغییر نکند. یکی از دلایل مهم این اتفاق را باید در نظام بهره‌برداری منابع آب زیرزمینی دشت ورامین (که در این مدل نیز از همان نظام استفاده شده است) جست‌وجو کرد. در دشت ورامین نیاز کشاورزی ابتدا از آب سطحی تأمین می‌شود. سپس، در صورت کمبود، از منابع آب زیرزمینی استفاده می‌شود. بنابراین استفاده از کم‌آبیاری سهم استفاده از آب سطحی را، که دارای کیفیتی به مراتب بیشتر از آب زیرزمینی است، افزایش می‌دهد. در این مطالعه افزایش سهم منابع آب سطحی باعث خنثی شدن اثر کم‌آبیاری بر کاهش ضریب آب‌شویی شده است.



شکل ۱۱. اثر کم‌آبیاری بر پایداری منابع آب و خاک منطقه

اساس آینده‌های محتمل، سناریوهای مختلفی بر مبنای پیش‌بینی تغییرات محتمل نیروهای محیط بیرونی ساخته شد. سناریوهای ارزیابی شده در بخش عرضه شامل سناریوی ۱: حفظ شرایط موجود، سناریوی ۲: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران و اختصاص ۲۰۰ میلیون متر مکعب فاضلاب تصفیه‌شده در فصل زراعی و ۴۰ میلیون متر مکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیر زراعی از سال ۱۳۹۵، سناریوی ۳: سناریوی ۲ منهای تغذیه مصنوعی، و سناریوی ۴: سناریوی ۲ به‌علاوه تخصیص ۵۰ درصد مدول‌های ۷ و ۸ از سال ۱۴۱۰ به بعد به حجم تقریبی ۵۰ میلیون متر مکعب است. در بخش مدیریت تقاضا سه سناریوی الگوی کشت شامل الگوی کشت وضع موجود، الگوی

سیستم‌های آبیاری تحت فشار به‌ویژه آبیاری قطره‌ای و تیپ و آموزش کشاورزان، البته طی سال‌ها، قابل دستیابی باشد. با اعمال کم‌آبیاری یا استفاده از سیستم‌های تحت فشار، نفوذ عمقی کاهش می‌یابد و از این طریق آلودگی آب‌های زیرزمینی کم می‌شود. از طرف دیگر، هرچند اعمال کم‌آبیاری باعث کاهش ضریب آب‌شویی و افزایش شوری خاک می‌شود، استفاده از آب زیرزمینی باکیفیت‌تر، به علت کاهش ورودی نمک به آب‌خوان، باعث کاهش شوری ورودی به منطقه ریشه می‌شود. در واقع اثر کم‌آبیاری بر شوری خاک یک حلقه علی-معلولی تعادلی یا منفی است. زیرا اعمال کم‌آبیاری باعث افزایش شوری خاک، کاهش شوری آب زیرزمینی، و کاهش برداشت از منابع آب زیرزمینی می‌شود. کاهش شوری آب زیرزمینی و برداشت از منابع آب زیرزمینی منجر به کاهش شوری خاک می‌شود. در

نتیجه‌گیری

کشاورزی دشت ورامین به سبب همسایگی با کلان‌شهر تهران (رقابت برای آب سد لتیان و ماملو) و رقابت با شبکه جنوب تهران (پالایشگاه) در تخصیص آب سد ماملو و پساب تصفیه‌خانه جنوب دارای چالش‌های فراوان است. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان‌کشوری قرار است آب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب جایگزین آب سد لتیان برای تأمین آب کشاورزی دشت ورامین شود. در این مطالعه، با استفاده از مدل‌سازی پویای سیستم‌ها، مدلی برای بررسی آثار بلندمدت فاضلاب در مصارف کشاورزی ورامین با لحاظ مجموعه عوامل تدوین شده است. به منظور آینده‌نگری و کاهش مشکلات بر

آبخوان تا سال ۱۴۵۵ به تعویق می افتد. در صورت اعمال سناریوی چهارم یا اعمال سناریوی ۲ و افزایش ۱۱ درصدی راندمان، چه از طریق کم‌آبیاری و چه از طریق توسعه سیستم‌های تحت فشار، دستیابی به پایداری منابع آب ورامین ممکن است.

کشت مصوب، و الگوی کشت بهینه اقتصادی و استفاده از راهکار کم‌آبیاری ارزیابی شد. نتایج، ضمن تأیید دقت شبیه‌سازی با روش پویایی سیستم‌ها، نشان داد حفظ شرایط موجود منجر به تخریب کامل آبخوان تا سال ۱۴۲۰ می‌شود. همچنین نتایج نشان داد در صورت اعمال سناریوی دوم کاربرد پساب تخریب

REFERENCES

- Adeniran, A. E. and Bamiro, A. O. (2010). A System Dynamic Strategic Planning Model for a Municipal Water Supply Scheme, *the International Conference of the System Dynamics Society*.
- Alizadeh, H. A., Nazari, B., Parsinejad, M., Ramazani, H., and Janbaz, H. R. (2011). Evaluation of aquaCrop model in the management of Deficit irrigation of Wheat in Karaj. *Iranian Journal of Irrigation & Drainage*, 2(4), 273-283. (in Farsi).
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., and Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, United Nations, FAO, Rome, Italy.
- Ayars, J. E., Hoffman, G. J., and Corwin, D. L. (2012). Leaching and root zone salinity control. In *Agricultural Salinity Assessment and Management*, 371-403. *ASCE*.
- Bala, B. K., Satter, M. A., Halim, M. A., and Talukdar, M. S. U. (1988). Simulation of crop-irrigation systems. *Agricultural systems*, 27(1), 51-65.
- Bedbabis, S., Rouina, B. B., and Boukhris, M. (2010). The effect of waste water irrigation on the extra virgin olive oil quality from the Tunisian cultivar Chemlali. *Scientia horticulturae*, 125(4), 556-561.
- Behbehania, A. and Mirbagheri, S. A. (2011). Study of quality and characteristics of water resources for irrigation in agricultural sector in Varamin. *5th National Conference on Watershed Management and Soil and Water Resources Management. Kerman*.
- Bhatkoti, R. and Triantis, P. K. (2011). Quantitative Evaluation of the Performance of Water Management System in the Washington Metropolitan Area, *The 29th International Conference of the System Dynamics Society*. Washington, DC, 24 – 28 July.
- Doorenbos, J. @ Kassam, A. H. (1979). Yield response to water. FAO irrigation and drainage paper No. 33. Rome, FAO.
- Fernandez, J. M. and Selma, M. A. E. (2004). The dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarron and Aguilas in south-eastern Spain. *System Dynamics Review*, 20(2), 117-137.
- Fletcher, E. J. (1998). The use of system dynamics as a decision support tool for the management of surface water resources. *First International Conference on New Information Technologies for Decision Making in Civil Engineering, Montreal, Canada*, 909-920.
- Fresco, L. (2002). The future of agriculture: Challenges for environment, health and safety regulation of pesticides. Available at www.fao.org/ag/magazine/oced.pdf. FAO, Rome.
- Friedel, J. K., Langer, T., Siebe, C., and Stahr, K. (2000). Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biol Fertil Soils*, 31, 414–421.
- Gaffari, A., Montazar, A. A., and Rahimi Jamnani, A. (2011). Development of ano cropping pattern model using analytical hierarchy process (Case Study: Varamin Irrigation Network). *Journal of Water and Soil*, 24(6), 1119-1128. (in Farsi).
- Giordano, R., Brugnach, M., and Vurro, M. (2012). System Dynamic Modelling for conflicts analysis in groundwater management. *International Congress on Environmental Modelling and Software Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany*.
- Goldani, M., Amadeh, H., and Zamanipour, M. (2011). A System Dynamics Approach in Water Resource Management and Government Subsidy Policy: A Case Study of Tajan Basin in Tran, *the 29th International Conference of the System Dynamics Society*. Washington, DC, 24 – 28 July.
- Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., and Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215, 255–269.
- Hjorth, P. and Bagheri, A. (2006). Navigating Towards Sustainable Development: A System Dynamics Approach. *Futures*, 38 (1), 74-92.
- Hussain, I., Raschid, L., Hanjra, M. A., Marikar, F., and van der Hoek, W. (2002). Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing impacts. (With an extended list of bibliographical references). Working Paper 37. Colombo, Sri Lanka: *International Water Management Institute*.
- Li, Y. P. and Huang, G. H. (2012). A recourse-based nonlinear programming model for stream water quality management. *Stoch Environ Res Risk Assess*, 26, 207–223.
- Li, Y. P., Huang, G. H., and Chen, X. (2009). Multistage scenario-based intervalstochastic

- programming for planning water resources allocation. *Stoch Environ Res Risk Assess*, 23, 781–792.
- Luo, Y., Khan, S., Cui, Y., and Peng, Sh. (2009). Application of system dynamics approach for time varying water balance in aerobic paddy fields. *Paddy Water Environ*. 7, 1–9. McGraw-Hill, New York.
- Masike, S. (2011). Application of system dynamic approach for water planning and decision making under water scarcity at Jwaneng diamond mine. *Journal of Geography and Regional Planning*. 4(5), 251-260.
- Mekala, G. D. (2009). *A Framework for Determining and Establishing the Factors that affect Wastewater Treatment and Recycling*. PhD thesis, University of Melbourne.
- Mesdaghinia, A., Hamedian, A., and Rahmani, K. (2011). Evaluation of oerformance Wastewater Treatment plants in Tehran, Iran. *Research Journal of Biological Sciences*. 6(1), 30-32.
- Nasiri, F., Savage, T., Wang, R., Barawid, N., and Zimmerman, J. B. (2013). A system dynamics approach for urban water reuse planning: a case study from the Great Lakes region. *Journal of Stoch Environ Res Risk Assess*. 27, 675–691
- Nozari, H., Liaghat, A. M., and Kholghi, M. (2008). Simulation of Drainage Systems in Unsteady State Condition, Using System Dynamics. *The 27th International Conference of the System Dynamics Society*.
- Rehan, R., Knight, M. A, Haas, C. T., and Unger, A. J. A. (2011). Application of system dynamics for developing financially self-sustaining management policies for water and wastewater systems. *Water research*, 45, 4737 -4750.
- Saysel A. K., Barlas, Y., and Yenigun, O. (2002). Environmental sustainability in an agricultural development project: a system dynamics approach. *Journal of Environmental Management*, 64, 247–260.
- Saysel, A. and Barlas, Y. (2006). Model simplification and validation with indirect structure validity tests. *System Dynamics Review*, 22(3), 241–262.
- Solis, C., Isaac-Olive, K., Mireles, A., and Vidal-Hernandez, M. (2009). Determination of trace metals in cow's milk from waste water irrigated areas in Central Mexico by chemical treatment coupled to PIXE. *Microchemical Journal*, 91(1), 9-12.
- Sterman, J. D. (2000). Business dynamics – systems thinking and modeling for a complex world. Irvin.
- Sun, Q., Krobek, R., Muller, T., Romheld, V., Cui, Z., Zhang, F., and Chen, X. (2011). Optimization of yield and water-use of different cropping systems for sustainable groundwater use in North China Plain. *Agricultural water management*, 98(5), 808-814.
- Udono, K. and Sitte, R. (2008). Modeling seawater desalination powered by waste incineration using a dynamic systems approach. *Journal of Desalination*. 229, 302–317.
- Van Rensburg, L. D., Strydom, M. G., Du Preez, C. C., Bennie, A. P. T., Le Roux, P. A. L., and Pretorius, J. P. (2008). Prediction of salt balances in irrigated soils along the lower Vaal River, South Africa. *Journal of Water SA*, 34(1), 11-19.
- Water Research Institute (2010). Updating studies of water balance in Daryache-Namak watershed. Volume 5, 162.
- Yargholi, B., Azimi, A. A., Baghvand, A., Abasi, F., Liaghat, A. M., and Asadollah Fardi, G. (2009). Investigation of Cd Adsorption and Accumulation from Contaminated Soil in Different Parts of Root Crops . *Journal of Water & Wastewater*. 20(72), 60-70. (in Farsi).
- Zarghami, M. and Akbariyeh, S. (2012). System dynamics modeling for complex urban water systems: application to the city of Tabriz, Iran. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 99-106.