

آب و توسعه پایدار

سال نهم - شماره دوم (پیاپی ۲۴) - تابستان ۱۴۰۱



فهرست مقالات

- تخصیص بهینه برای مصارف شرب و صنعت با استفاده از رویکرد سیستم پشتیبان تصمیم‌گیری و مدل سری‌های زمانی (مطالعه موردی سد بار نیشابور)
محمدتقی کرباسی معروف، حمیدرضا ناصری، فرشاد علیچانی
- پیش‌بینی تقاضای روزانه آب شهر شیراز با استفاده از شبکه عصبی و الگوریتم بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل
الهام اسراری، محمد حسینی
- ترجمان مفهوم عدالت توزیعی در سیاست‌گذاری‌های تخصیص منابع آب
سمیه ایمانی، محمدحسین نیک‌سخن، رضا صفری شالی
- عوامل موثر بر تقاضای آب صنعتی در ایران و چالش‌های پیش‌رو
آمنه زارع، مهدی حاج‌امینی، محمدعلی فیض‌پور
- ارزیابی مدل تلفیقی زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار در شبیه‌سازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی سد گتوند
محمدکیانپور کل‌خواجه، مهدی پژوهش، صمد امام‌قلی‌زاده
- مروری بر طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در جهان و تأثیر آن بر عوامل محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی
مریم تیموری یگانه
- روش‌شناسی ارزیابی و بازطراحی شبکه پایش سطح آب زیرزمینی، بخش اول: ارزیابی ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای (مطالعه موردی: آبخیز شیروان، خراسان شمالی)
عطاءاله جودوی، شیوا قلی‌زاده سرابی، میثم مجیدی خلیل‌آباد، نجمه مجیدی خلیل‌آباد، عباس ابراهیمی، اعظم رونقی
- اصلاح الگوی کاشت فضای سبز مبتنی بر اصول منظرپردازی کم‌آب با هدف کاهش مصرف آب در کلان‌شهرها
لیلاجهانگیری، محمدرضا مهربانی‌گلزار، محمد مهدی ضرابی
- تعیین نیاز آبی، ضریب گیاهی و بهره‌وری آب گیاه سدوم (*Sedum cv. Nevii*) در شرایط گلخانه
جعفر نیک‌بخت، زهره حامد، حجت مختاری
- روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی
علیرضا رادخواه، سهیل ایگدری، هادی پورباقر، اسماعیل صادقی‌نژاد ماسوله
- ارزیابی و اندازه‌گیری میزان رادیواکتیویته آب‌های شرب استان هرمزگان
حسن رنجبر، رضا باقری، نفیسه سالک، سارا وثوقی
- مروری بر روش‌های سنتز غشاهای اسمز معکوس
محسن اسماعیل‌پور، علی‌اکبر اصغری‌نژاد، مرتضی فقیهی

شاپا چاپی ۰۵۷۴-۲۴۳۳

صاحب امتیاز

مدیر مسئول

سردبیر

دانشگاه فردوسی مشهد

ناصر شاهنوشی فروشانی / استاد گروه اقتصاد کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

کامران داوری / استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

اعضای هیئت تحریریه

کاظم اسماعیلی / دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

حسین انصاری / استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

علی باقری / دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه تربیت مدرس

محمد جلیلی / دانشیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی

حسین علی دادی / استاد گروه مهندسی بهداشت محیط و حرفه ای، دانشگاه علوم پزشکی مشهد

سعید مرید / استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه تربیت مدرس

حمیدرضا ناصری / استاد گروه زمین شناسی، دانشگاه شهید بهشتی

شورای سیاست گذاری

احمد سیاحی (ریاست شورا) / مدیر کل دفتر تحقیقات، توسعه فن آوری و ارتباط با صنعت شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور

حسین اسماعیلیان / مدیر عامل شرکت آب و فاضلاب مشهد

علیرضا طاهری / مدیر عامل شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی

سید یحیی موسوی / دبیر اندیشگاه آب شرکت مدیریت منابع آب ایران

ناصر شاهنوشی فروشانی / مدیر مسئول نشریه

کامران داوری / سردبیر نشریه

مشاوران هیئت تحریریه

انوش نوری اسفندیاری / اندیشکده تدبیر آب ایران

سید حسین سجادی فر / شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور

مهدی کلاهی / دانشگاه فردوسی مشهد

غلامرضا کلائی / شرکت آب و فاضلاب مشهد

ثمانه توکلی امینیان / شرکت آب و فاضلاب مشهد

کارشناس اجرایی

ویراستاری

طراحی جلد

ترتیب انتشار / ناشر

شماره شاپا

تارنما / رایانامه

آدرس

حامی مالی

پایگاه های نمایه شده

مهری شاهی، فاطمه طالبی حسین آباد

مرجان قوچانیان، مهری شاهی، فاطمه طالبی حسین آباد (فنی و ادبی) / مائده اسکوهی (لاتین)

محمدرضا شیخی

فصلنامه / انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

۲۴۲۳-۵۴۷۴

<https://jwsd.um.ac.ir/> Email: jwsd@um.ac.ir

دانشگاه فردوسی مشهد، دانشکده کشاورزی، گروه مهندسی آب، دفتر نشریه، صندوق پستی ۹۱۷۷۵-۱۱۶۳

شرکت آب و فاضلاب مشهد

پایگاه استنادی علوم ایران (ISC)، پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID)، بانک اطلاعات

نشریات کشور (MAGIRAN)



الف	سرمقاله: لزوم توجه به رویکردهای جدید در تخصیص منابع آب / سعید مرید (عضو هیئت تحریریه نشریه)
ب	یادداشت‌های کوتاه: مدیریت تقاضا، راهکار گذر از بحران آب / حسین اسماعیلیان نگاهی به عملکرد کمیته مدیریت منابع آب / علیرضا طاهری
۱	تخصیص بهینه برای مصارف شرب و صنعت با استفاده از رویکرد سیستم پشتیبان تصمیم‌گیری و مدل سری‌های زمانی (مطالعه موردی: سد بار نیشابور) / محمدتقی کرباسی معروف، حمیدرضا ناصری، فرشاد علیجانی
۹	پیش‌بینی تقاضای روزانه آب شهر شیراز با استفاده از شبکه عصبی و الگوریتم بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل / الهام اسراری، محمد حسینی
۱۹	ترجمان مفهوم عدالت توزیعی در سیاست‌گذاری‌های تخصیص منابع آب / سمیه ایمانی، محمدحسین نیک‌سخن، رضا صفری شالی
۳۳	عوامل موثر بر تقاضای آب صنعتی در ایران و چالش‌های پیش‌رو / آمنه زارع، مهدی حاج‌امینی، محمدعلی فیض‌پور
۴۷	ارزیابی مدل تلفیقی زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار در شبیه‌سازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی سد گتوند / محمد کیانپور کل خواجه، مهدی پژوهش، صمد امام‌قلی‌زاده
۵۷	مروری بر طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در جهان و تأثیر آن بر عوامل محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی / مریم تیموری یگانه
۶۹	روش‌شناسی ارزیابی و بازطراحی شبکه پایش سطح آب زیرزمینی، بخش اول: ارزیابی ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای (مطالعه موردی: آبخوان شیروان، خراسان شمالی) / عطاءاله جودوی، شیوا قل‌زاده سرابی، میثم مجیدی خلیل‌آباد، نجمه مجیدی خلیل‌آباد، عباس ابراهیمی، اعظم رونقی
۷۹	اصلاح الگوی کاشت فضای سبز مبتنی بر اصول منظرپردازی کم‌آب با هدف کاهش مصرف آب در کلان شهرها / لیلا جهانگیری، محمدرضا مهربانی گلزار، محمد مهدی ضرابی
۸۷	تعیین نیاز آبی، ضریب گیاهی و بهره‌وری آب گیاه سدوم (<i>Sedum cv. Nevii</i>) در شرایط گلخانه / جعفر نیکبخت، زهره حامد، حجت مختاری
۹۵	روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی / علیرضا رادخواه، سهیل ایگدري، هادی پوری‌اقر، اسماعیل صادقی‌نژاد ماسوله
۱۰۹	ارزیابی و اندازه‌گیری میزان رادیواکتیویته آب‌های شرب استان هرمزگان / حسن رنجبر، رضا باقری، نفیسه سالک، سارا وثوقی
۱۱۵	مروری بر روش‌های سنتز غشاهای اسمز معکوس / محسن اسماعیل‌پور، علی‌اکبر اصغری‌نژاد، مرتضی فقیهی
۱۲۷	یادداشت تحلیلی: تدوین اطلس دیجیتال منابع آب ایران: ضرورت، چشم‌انداز و راهبردهای کلان / مجتبی شفیعی، شیوا قل‌زاده سرابی، ...
۱۳۵	یادداشت تحلیلی: گفتگو برای تعیین شبکه مسائل رودخانه کشف‌رود / نفیسه سیدنژاد گل‌خطمی، محمد سلیمی گل‌شیخی، رضا براتی
۱۳۸	یادداشت تحلیلی: شهر حساس به آب / ثمانه توکلی امینیان، سیده سعیده شرافت
۱۴۲	اطلاعیه: فراخوان اولویت‌های پژوهشی و فناوری سال ۱۴۰۱ شرکت آب و فاضلاب مشهد / شرکت آب و فاضلاب مشهد



لزوم توجه به رویکردهای جدید در تخصیص منابع آب

تخصیص منابع آبی کشور متأثر از عوامل مختلف اقلیمی، توسعه‌ای، اقتصاد سیاسی و مانند آن دست‌خوش چالش‌هایی شده که تبعات اجتماعی و زیست‌محیطی آن، بیش از پیش مدیریت این منابع را پیچیده‌تر نموده است. اینکه بتوان برای آن «راه‌حلی» ارائه نمود و چنین ادعایی داشت، گذاره‌ای کاملاً غیرواقعی و دست‌نیافتنی است. اما، شاید بتوان با بهره‌گیری از تاریخ مدیریت آب در کشور، علم روز، خرد جمعی و رویکردهایی که محدود به رویه‌های مرسوم سازه-محور نباشد، میدان را برای نظریه‌های نو، ابزارهای نرم و مدیریتی فراهم آورد و نهایتاً این مسئله پیچیده را تا حد ممکن «مدیریت» نمود؛ آنچه که در برخورد با مسائل بدخیم ابراز می‌شود. در این نوشته نیز تلاش دارد تا مختصراً به مواردی از این قبیل اشاره نماید:

۱) شاید مهمترین زیرساخت نظری درباره «تخصیص آب»، حصول اجماع روی ساختار مسأله آب، ابعاد، پیچیدگی و تهدیدات آن باشد. با این نگاه، دیگر برخی از ساده‌نگری‌های حاکم در برخورد با این معضل، نمی‌توانند ابراز وجود کنند و متعاقباً حتی منجر به بدتر شدن شرایط هم می‌شوند. مواردی که حتی هزینه‌های سنگینی را هم بر بودجه عمومی کشور نهاده‌اند؛

۲) ادبیات کشور و نهادهای مسئول در واژگانی بسیار کلیدی مانند «منابع»، «مصارف»، «صرفه‌جویی آب» و ... اشتراک لازم را ندارد. در همین راستا نیز در اندازه‌گیری آنها با مشکلات فنی (به‌خصوص در مصرف واقعی) مواجه هستیم. ضمن اینکه به‌دلایل ضعف در زیرساخت‌های نهادی؛ تولید این اطلاعات با اختلاف‌نظرهایی به لحاظ روش‌شناسی، دوره آماری و اعداد و ارقام مربوط، همراه است. ضعف‌هایی که برنامه‌ریزی تخصیص و یا بازتخصیص را با مشکلاتی مواجه ساخته است؛

۳) لازم است تا مفاهیمی مانند «ظرفیت بُرد»، «پایداری اکولوژیکی» و «تغییر اقلیم» که متأسفانه جایگاه مشخصی در قوانین و برنامه‌های بالادستی ندارند، به عنوان اصول مشترک بین-بخشی مورد پذیرش قرار گیرند. براین اساس نیز تخصیص‌ها، ذیل آنها تعاریف و باز تعریف شوند؛

۴) کاهش منابع آبی می‌تواند به لحاظ نگرانی از عدم تأمین آب، رفتارهای جدیدی را سبب شود که حتی منتهی به تقاضای بیشتر و مقاومت در بازتخصیص‌ها از سمت بهره‌برداران گردد. بدیهی است که مدیریت این مهم، جز با مشارکت ذی‌نفعان و

جلب اطمینان آن‌ها میسر نخواهد بود. از طرفی نیز تعامل با جامعه بهره‌برداران که از تعداد بالایی برخوردار هستند، بدون وجود یک تشکل کارآمد، نمی‌تواند در مدیریت تخصیص موثر واقع شود. لذا، «توسعه نهادی» در این باره از اهمیت ویژه‌ای برخوردار خواهد بود؛ آنچه که از آن تحت عنوان پارادیم انسان-مرکز یاد می‌شود. این رویکرد، فرصت را برای ارتقاء ظرفیت سازگاری بهره‌برداران در آماده‌سازی برای تغییرات پیش رو (خشکسالی، تغییر اقلیم و ...) فراهم می‌آورد. بستی که نهاد بهره‌بردار هم در تصمیم‌گیری مشارکت مسئولانه دارد و هم در پاسخ به تبعات تصمیمش؛

۵) نظر به برجسته‌شدن نقش «تبخیر و تعرق واقعی» در برنامه‌ریزی منابع آب که در حسابداری آب نیز محوریت اصلی را پیدا نموده، لازم است کشور زیرساخت لازم را برای تکمیل بحث «تخصیص آب» همراه با تخصیص «تبخیر و تعرق» فراهم آورد؛ ۶) تخصیص آب به محیط زیست، امری بدیهی و پذیرفته شده می‌باشد. در این خصوص نکته حائز اهمیت، تفاوت «تخصیص آب» و «تحویل آب» می‌باشد. تخصیص امری قراردادی و فنی است و تحویل آب به نقاط هدف (در اینجا محیط‌زیست و یا تقویت تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی)، فرآیندی بسیار پیچیده با ابعاد اجتماعی می‌باشد. وضعیتی که می‌تواند تحت تأثیر «رقابت مردم با محیط‌زیست» و یا در حالت ایده‌آل آن «عجین شدن مردم با محیط‌زیست» باشد. بدیهی است که تنها در شق دوم است که «تحویل آب به محیط‌زیست» محقق می‌شود که سازوکارهای خاص خود را نیاز دارد؛

۷) «عدالت در تخصیص»، از مباحثی است که به‌طور کلامی مسبوق به سابقه می‌باشد. اما عدالت، واژه‌ای است که نیاز به تبیین دارد و مکاتب فکری متفاوتی نیز بر آن احاطه دارد. ضمن اینکه تعاریف مختلف آن نیز می‌تواند منجر به تفاوت در اعداد و ارقام تخصیص گردد. حکمرانی آب کشور باید بتواند در تبیین این واژه و عملیاتی نمودن آن برنامه‌ریزی نماید. از طرفی وضعیت منابع آبی متأثر از واقعیت‌های اقلیمی، دیکته می‌کند که عدالت را نمی‌توان به تسهیم «سود» بسنده نمود و در کنار آن، تسهیم عادلانه «ضرر» نیز لازم به توجه است؛

نکته آخر اینکه «قانون برنامه پنج‌ساله هفتم توسعه اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی جمهوری اسلامی ایران» به‌زودی در دستور کار مجلس محترم شورای اسلامی قرار خواهد گرفت؛ در برنامه‌های قبل (به‌خصوص قانون برنامه چهارم به بعد) موضوع جبران بیلان منفی کشور همواره در دستور کار بوده است و متأسفانه در هیچ‌یک از برنامه‌ها، موفقیتی در این خصوص حاصل نشده است. عدم برنامه‌ریزی برای بازتخصیص‌ها که جبران بیلان منفی آب کشور را نماید، موضوعی بسیار راهبردی برای امنیت ملی می‌باشد که هرگونه تأخیر در آن، مدیریت

- 1-Complex problem
2-Wicked problem
3-Anthropocene
4-Adaptive management

آن را در آینده، سخت‌تر خواهد نمود. در این باره نقش دستگاه‌های اجرایی در تعهد به این مهم، پذیرش مسئولیت و پرهیز از دادن علائم خوشبینانه غیر واقعی در حل مشکلات آب و محیط‌زیست و یا ارتقاء امنیت غذایی، بدون توجه به واقعیت‌های بحران آب کشور، پدیده‌ای بسیار خطرناک خواهد بود که متأسفانه مسبوق به سابقه هم می‌باشد.

یادداشت کوتاه

مدیریت تقاضا، راهکار گذر از بحران آب



حسین اسماعیلیان/ رئیس هیأت مدیره و مدیر عامل شرکت آب و فاضلاب مشهد

بیشتر شهرهای ایران در مناطق جغرافیایی با محدودیت شدید منابع آبی واقع شده‌اند. توسعه شهرها به دلایل گوناگون، سبب افزایش تقاضای آبی شده و نیاز به تأمین آب در شهرها، روز به روز بیشتر می‌شود. مقابله با این بحران و سازگاری با کم‌آبی، نیازمند تحول بنیادین در سیاست توسعه شهری و مدیریت آب شهرها است و این مهم جز از طریق تغییر مسیر مدیریت آب از مدیریت عرضه به مدیریت تقاضا محقق نمی‌شود. بدون شک مدیریت صحیح آب یکی از اصلی‌ترین عناصر توسعه پایا است. به‌طور کلی، مدیریت آب می‌تواند به عنوان ایجاد/ حفظ «تعادل بین عرضه و تقاضای آب» در بلندمدت، معرفی شود. بنابراین، مدیریت آب باید به‌طور توأم هم عرضه و هم تقاضای آب را شامل شود. با تغییر پارادایم از توسعه منابع آب به مدیریت یکپارچه منابع آب، مدیریت تقاضا به عنوان یکی از گزینه‌های سیاستی و راهبردی برای مدیریت آب، برجستگی و غلبه یافته است. به‌طور کلی، سه رویکرد کلی در استفاده بهینه از آب می‌توان برشمرد: مدیریت تقاضا، مدیریت عرضه و مدیریت مصرف. تعاریف متفاوتی برای مدیریت تقاضای آب مطرح می‌شود که همگی دارای یک مفهوم، ولی در اشکال مختلف است. مطابق یک تعریف جامع، مدیریت تقاضای آب عبارت است از انطباق و پیاده‌سازی یک استراتژی شامل سیاست‌ها و طرح‌های مشخص توسط یک نهاد آب به منظور تأثیرگذاری بر میزان تقاضا و مصرف که به اهداف زیر دستیابی داشته باشد: بهره‌وری اقتصادی، توسعه اجتماعی، امنیت ملی، عدالت اجتماعی، حفاظت از محیط‌زیست، توسعه پایدار منابع آب و خدمات آب‌رسانی. در تعریفی دیگر، رویکرد مدیریت تقاضای

آب به معنای افزایش بهره‌وری آب از طریق استفاده خردمندانه و ارزشمند از منابع آب موجود، از طریق تبیین و پیاده‌سازی راهبردهای اثرگذار بر تقاضای آب برای رسیدن به سطح مصرف هماهنگ با میزان موجودیت محدود آب تجدیدپذیر یک منطقه و کشور است. در تعریفی دیگر نیز، مدیریت تقاضای آب روشی مدیریتی برای پیشگیری از عدم تعادل میان «عرضه و تقاضا» است که می‌توان آن را به‌عنوان تدوین سیاست‌ها و انجام اقدامات برای کنترل «تقاضا برای آب» با هدف کاهش و یا توقف رشد مصارف، قبل از وقوع عدم تعادل، معرفی نمود. این رویکرد مدیریتی، برای حفظ و نگهداری از آب موجود، استفاده از مشوق‌ها و تنبیه‌های گوناگون، برجسته‌کردن سازوکارهای اقتصادی و اجتماعی و داوطلبانه، اصلاح مسیر توسعه به سمت توسعه کم‌آب‌بر، بازتخصیص منابع آب به فعالیت‌های اقتصادی با ارزش افزوده بالاتر، اصلاح سیاست‌های اسکان جمعیتی، اصلاح جاهایی، فعالیت‌های اقتصادی و سکونتگاه‌های جمعیتی، بهبود کارایی آب در هر بخش مصرفی، افزایش راندمان آب و ... را در دستور کار قرار می‌دهد.

اخیراً اصطلاح «مدیریت مصرف» در کشور کاربرد زیادی یافته است و بعضاً در مواردی به جای مفهوم مدیریت تقاضا استفاده می‌شود؛ لکن این اصطلاح در واقع بر مصارف متمرکز دارد. براساس تعاریف ارائه شده، رویکرد مدیریت مصرف، به دنبال تصحیح الگوی رفتاری و تفکری مصرف‌کنندگان و اعمال مدیریت مصرف آب در سکونتگاه‌های جمعیتی، به ویژه کلان‌شهرها است. این رویکرد به دنبال اصلاح تمام رویه‌ها، سیاست‌های توسعه شهری، مدیریت آب شهری و اصلاح الگوی رفتار مصرف‌کنندگان شهری بوده و در برگزیده طیف وسیعی از سیاست‌های توسعه و برنامه‌ریزی شهری و مدیریت آب شهری است. در حال حاضر، کشورهای مختلفی وجود دارند که میزان متوسط بارندگی در آن‌ها بسیار بالاتر از کشور ما می‌باشد، ولی سرانه مصرف آن‌ها بسیار پایین‌تر است و این موضوع بدین معناست که ما باید هرچه بیشتر در موضوع اصلاح الگوی مصرف کوشا بوده و با تدبیر، منابع آبی در دسترس را مورد استفاده قرار دهیم و

یادداشت کوتاه



نگاهی به عملکرد کمیته مدیریت منابع آب (شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی)

رشد جمعیت و بالا رفتن کیفیت زندگی به همراه تغییر اقلیم باعث شده است تا تقاضا برای آب افزایش یابد. برای پاسخ به نیازهای جدید آب، اصلاح الگو و ارتقاء بهره‌وری آب با حداقل اثرات سوء کمی و کیفی بر منابع آب، اعمال مدیریت صحیح بر منابع آب ضروری است و می‌تواند برای حل مسائل و مشکلات مربوط به آب، راهگشا باشد. در این راستا نظام‌مهندسازی فرآیند تخصیص آب، از راهکارهای راهبردی و اقدام اساسی جهت دستیابی به امنیت آبی و توسعه پایدار منابع آب تلقی می‌گردد. تخصیص آب عبارتند از میزان آبی است که از منابع آب با توجه به امکانات آبی و با لحاظ حقوق مصرف‌کنندگان قبلی برای مصارف مختلف اختصاص داده می‌شود. چرا وجود نظام تخصیص آب ضروری است؟ زیرا چالش‌های زیست‌محیطی، اجتماعی، اقتصادی و حتی سیاسی، بهره‌برداری پایدار و عادلانه از منابع آب را به‌طور جدی تهدید می‌کند. بنابراین در اجرای ماده ۲۱ قانون توزیع عادلانه آب مصوب سال ۱۳۶۱، «تخصیص و اجازه بهره‌برداری از منابع عمومی آب برای مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و سایر موارد منحصر با وزارت نیرو است». تدوین و استقرار نظام‌نامه تخصیص، پس از طی مراحل آزمایشی در سال‌های ۱۳۸۰ و ۱۳۸۲ در نهایت در سال ۱۳۸۷ انجام شد. تخصیص‌های جدید آب از محل بخشی از صرفه‌جویی آب که از طریق انسداد چاه‌های غیرمجاز، جلوگیری از اضافه برداشت چاه‌های مجاز، تعدیل و اصلاح پروانه‌های چاه‌های کشاورزی و نیز تغییر نوع

این مهم، اصلی‌ترین گزینه پیش‌رو برای گذر از بحران کم آبی است. با توجه به اینکه منابع آبی در دسترس ما بسیار محدود است، باید بپذیریم که در منطقه‌ای با اقلیم گرم و خشک زندگی می‌کنیم و سازگاری با این اقلیم، تنها راه برون‌رفت از شرایط کم آبی است. در نهایت، اجرای فعالیت‌های منطبق بر مدیریت تقاضای آب با

مصرف چاه‌های کشاورزی حاصل می‌گردد که پس از کسر سهم آبخوان به منظور تعادل بخشی و پایداری منابع آب بدست می‌آید. سپس تخصیص‌های جدید آب برای مصارف شرب و توسعه شهرک‌های صنعتی و صنایع وابسته به کشاورزی که توجیه اجتماعی، اقتصادی و اشتغال‌زایی بالایی دارند، اختصاص می‌یابد. نظام‌نامه تخصیص برای اجرا، به شرکت‌های آب منطقه‌ای ابلاغ گردیده است. کمیته مدیریت منابع آب شرکت آب منطقه‌ای خراسان رضوی در اجرای سیاست‌های وزارت متبوع و با رعایت سقف تخصیص ابلاغی از ابتدای برنامه پنجم توسعه (سال ۱۳۹۰)، تاکنون با برگزاری تقریباً ۱۶ هزار نفر ساعت جلسه، ۵۷۰۲ مصوبه داشته است که نتیجه آن تأمین آب شرب حدود ۴۵۰ هزار نفر به میزان ۲۵ میلیون مترمکعب و تأمین آب ۶۱۵ واحد صنعتی، دام و طیور و سایر خدمات به مقدار ۱۲ میلیون متر مکعب بوده است. همچنین کمیته با تخصیص و جایگزینی پساب برای مصارف کشاورزی و فضای سبز در جهت تأمین آب شرب و جبران بخشی از کسری مخازن آب زیرزمینی تلاش نموده و در تدوین برنامه‌ریزی‌های آب، تحقق همین اهداف مدنظر می‌باشد. با توجه به توضیحات بالا، دستاورد این کمیته اصلاح ساختار مصرف آب از ۸، ۲ و ۹۰ درصد در سال ۱۳۹۰ به ۱۲/۳، ۴/۸ و ۸۲/۹ درصد به ترتیب برای مصارف شرب، صنعت و خدمات و کشاورزی می‌باشد. در واقع یکی از نتایج مهم اقدامات کمیته مدیریت منابع آب، افزایش سهم مصرف آب در بخش شرب و صنعت به ترتیب به میزان ۵۴ و ۱۴۰ درصد می‌باشد. البته این مهم با ارتقاء بهره‌وری آب کشاورزی از طریق اجرای روش‌های نوین آبیاری، احداث گلخانه‌ها و ایجاد مجتمع‌ها و شهرک‌های کشاورزی و غیره، تکمیل خواهد شد. امید است با اهتمام مضاعف و تخصیص عادلانه آب، شاهد امنیت آبی و غذایی با حفظ پایداری آب، ارتقاء بهره‌وری اقتصادی آب و رضایت همه ذی‌نفعان و ذی‌مدخلان باشیم.

Optimal Water Allocation for Drinking and Industrial Consumptions With Decision Support Systems and Time Series model Approach (Case Study: Neyshabur Bar Dam)

M.T. Karbasi Maroof¹, H.R. Nassery^{2*}, F. Alijani³

1,2,3- PhD Student, Professor and Assistant professor of Hydrogeology, Department of Earth Science, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: H-nassery@sbu.ac.ir)

Received: 11-11-2021

Revised: 22-01-2022

Accepted: 24-01-2022

Available Online: 21-09-2022

تخصیص بهینه برای مصارف شرب و صنعت با استفاده از رویکرد سیستم پشتیبان تصمیم گیری و مدل سری های زمانی (مطالعه موردی: سد بار نیشابور)

محمدتقی کرباسی معروف^۱، حمیدرضا ناصری^{۲*}، فرشاد علیجانی^۳

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، استاد و استادیار هیدروژئولوژی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

*ایمیل نویسنده مسئول: (E-Mail: H-nassery@sbu.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۱/۰۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۸/۲۰

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۰۴

Abstract

Bar reservoir dam has been constructed in 23 km north-west Neyshabur, to provide the urban drinking water and Neyshabur steel factory water demand. Simulation-optimization model of water resources planning (MODSIM) along with the surface flow time series modeling (SARIMA) were utilized to achieve reliable measures for water allocation to forecast the next 10 years (1396-1406). The modeling has been made based on three time-series scenarios of long-term (1348-1396), short-term (recent 10 years 1386-1396), and forecast (next 10 years). The results of the study indicated the appropriate ability of the time series models to simulate river surface run-off. Modeling of water resources planning of the Bar project shows the reliability of water supply based on the long-term time-series information to provide the steel factory and the Neyshabur drinking water demand equal 80% and 74%, respectively. These values are estimated at 59% and 50%, respectively, according to the recent-10-year time series. That shows the impact of recent droughts and the need for altering the basin water allocation planning. Changes in reservoir water volume over the last ten years show that in the majority of the months of all years, except for 1388 and 1389, there is no water for allocation in the dam reservoir. Therefore, despite the high reliability of water allocation in the long term, the reliability in the short term is low and indicates high risk to supply water requirements.

Keywords: Water Allocation, Bar Dam, ARIMA Model, DSS, MODSIM.

چکیده

سد مخزنی بار در ۲۳ کیلومتری شمال غرب شهر نیشابور با هدف تامین آب شرب شهر و آب مورد نیاز کارخانه فولاد نیشابور ساخته شده است. به منظور دستیابی به مقادیری قابل اعتماد برای تخصیص آب، از مدل شبیه سازی-بهینه سازی مدیریت منابع آب MODSIM (مدل سیستم پشتیبانی تصمیم گیری) به همراه مدل سازی سری زمانی رژیم جریان سطحی SARIMA با هدف پیش بینی ۱۰ سال آینده (۱۳۹۶-۱۴۰۶)، بهره گرفته شده است. مدل سازی براساس سه سناریو سری زمانی دراز مدت (۱۳۴۸ لغایت ۱۳۹۶)، کوتاه مدت (۱۰ ساله اخیر ۱۳۸۶-۱۳۹۶) و پیش بینی (۱۰ ساله آینده) انجام شده است. نتایج پژوهش نشان از توانایی مناسب شبیه سازی جریان سطحی رودخانه توسط مدل های سری زمانی می نماید. مدل سازی برنامه ریزی منابع آب طرح بار نشان می دهد، بر پایه اطلاعات سری زمانی دراز مدت رواناب رودخانه بار، قابلیت اطمینان تامین آب برای کارخانه فولاد ۸۰ درصد و برای شرب نیشابور ۷۴ درصد است. این ارقام برای سری زمانی رواناب ۱۰ ساله اخیر به ترتیب برابر ۵۹ و ۵۰ درصد می باشد که نشان از تأثیر خشکسالی های اخیر و لزوم تغییر برنامه ریزی تخصیص آب حوضه است. تغییرات حجم آب مخزن در دوره ۱۰ ساله اخیر نشان می دهد، به استثنای سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در بیشتر ماه های سایر سال ها، آبی جهت تنظیم در مخزن سد وجود ندارد. به همین جهت با وجود قابلیت اطمینان بالای تخصیص آب در سری زمانی دراز مدت، قابلیت اطمینان در دوره کوتاه مدت اندک است و نشان از ریسک بالای طرح در تأمین نیازهای آبی دارد.

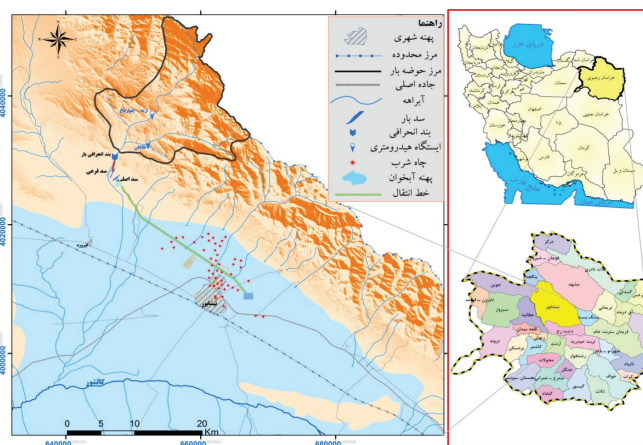
واژه های کلیدی: تخصیص آب، سد بار، ARIMA، DSS، MODSIM.

دستیابی به اهداف توسعه اقتصادی پایدار بدون در نظر داشتن قیود مرتبط با شرایط محیطی و رویکرد مدیریت جامع منابع آب میسر نیست. از سوی دیگر مدیریت جامع منابع آب بر دو پایه بکارگیری کلیه گروداران به همراه پایش و مدل سازی در قالب سیستم پشتیبان تصمیم گیری (DSS)^۱ استوار است (Almanos و همکاران، ۲۰۲۱). مدیریت منابع آب در سطح حوضه های آبریز جزء مسایل پیچیده و بد ساختار محسوب می شود و استفاده از مدل های تحلیلی تصمیم گیری و دسترسی به بانک داده با هدف پشتیبانی تصمیم سازان در تصمیم گیری موثر در حل موضوعات پیچیده در قالب DSS ضروری است (Klien و Methlie، ۱۹۹۵). سیستم پشتیبان تصمیم گیری (DSS) یک سیستم نرم افزار پایه اختصاصی به منظور مدیریت منابع آب است که چارچوبی عملیاتی شامل: مدل های شبیه ساز، برنامه ریزی مشارکتی و ابزار تصمیم گیری را در خود جای داده است. در این رویکرد فرایند تصمیم سازی برای دستیابی به استراتژی های مدیریتی با هدف رسیدن به بهترین شرایط اجتماعی، اقتصادی و شرایط محیطی محقق می شود (Bettilli و همکاران، ۲۰۱۹). در این راستا مدل MODSIM یک مدل عمومی سیستم پشتیبانی تصمیم گیری مدیریت حوضه آبریز است که به منظور استراتژی های گسترده حوضه برای مدیریت کوتاه مدت آب، طراحی و برنامه ریزی بلند مدت، طراحی احتمال وقوع خشکسالی، تحلیل حق آبه ها، حل منازعات کاربری آب میان بخش های شهری، کشاورزی و محیط زیستی توسعه داده شده است (Larsen و Labadie، ۲۰۰۶). در ادامه نمونه هایی از مدیریت منابع آب که در قالب سیستم های پشتیبان تصمیم گیری انجام شده، آورده شده است. در تحقیقی در سد بوکان حوضه دریاچه ارومیه تأثیر تغییرات آب و هوا بر سیستم عرضه آب پایدار با ترکیب مدل های SWAT و MODSIM بررسی شد (Emami و Koch، ۲۰۱۸). با واسنجی و اعتبارسنجی مدل SWAT تأثیر تغییرات آب و هوا بر هیدرولوژی حوضه و ورودی به مخزن سد مشخص شده و برای دو سناریوی ادامه شرایط کنونی و تأمین پایدار آب با تغییر اولویت های تخصیص توسط MODSIM، پیش بینی انجام شده است. نتایج تحقیق نشان داد در صورت ادامه شرایط کنونی کاهش قابل توجهی در نسبت عرضه به تقاضای آب رخ خواهد داد. در پژوهشی مشابه اثرات توسعه بهره برداری از منابع آب در کشور افغانستان و اعمال سناریوهای تغییر اقلیم، بر میزان تخصیص آب سد دوستی با تهیه مدل برنامه ریزی منابع آب ارزیابی شده است. نتایج این تحقیق نشان داد، پایداری تأمین آب کشاورزی در کشورهای ایران و تاجیکستان به کمتر از ۳ درصد خواهد رسید (نظری و همکاران، ۱۳۹۸). Arena و همکاران (۲۰۱۹)، با معماری DSS زمان واقعی برای سیستم دو مخزنه در جنوب ایتالیا، تخصیص بهینه آب در ناحیه شهری و منطقه کشاورزی برای سه سناریوی

جریان حداقل، نرمال و حداکثر را توسعه دادند. نتایج این تحقیق نشان داد استفاده از یک سری زمانی داده های تاریخی برای کشف تفاوت های میان DSS چند سناریویی زمان واقعی ناکافی است. پیش بینی نقشی حیاتی در مدیریت پایدار منابع آب در بخش های اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی دارد و استفاده از مدل های داده محور (مدل سازی سری های زمانی) در فرایند پیش بینی، مدیریت و تخصیص منابع آب بسیار متداول است (Firat و همکاران، ۲۰۰۹؛ Caiado، ۲۰۱۰). به عنوان نمونه می توان به پیش بینی متوسط جریان سطحی ورودی به سد دز با استفاده از مدل ARIMA^۲ (Vahdat و همکاران، ۲۰۱۵)، مدل سازی استوکستیک رژیم جریان سطحی رودخانه شیرورو نیجریه با استفاده از مدل های ARMA، AR، و ARIMA و پیش بینی میزان استفاده موثر آب رودخانه برای مصرف کشاورزی (Musa، ۲۰۱۳)، مدل سازی سری زمانی (ARIMA) نوسان سطح آب زیرزمینی با دخالت نوسان های فصلی در منطقه لاتریت شرق بنگلادش (Vishwajith و همکاران، ۲۰۱۵)، پیش بینی کیفیت آب ساحلی با استفاده از تحلیل سری زمانی مانیتورینگ زمان واقعی در آب های ساحلی شانگهای (Zhao و An، ۲۰۱۷) و تحلیل نوسانات و پیش بینی حداکثر دمای آب رودخانه ها در شرق ماسدونیا یونان با استفاده از مدل یکپارچه فصلی خود همبستگی-میانگین متحرک (ARIMA) اشاره کرد (Papalaskaris و Kampas، ۲۰۱۷). همچنین پیش بینی کوتاه مدت تقاضای آب شهری به صورت روزانه، هفته ای و ماهانه برای مونترال، دومین شهر بزرگ کانادا، انجام شده است. نتایج تحقیق نشان داد برای پیش بینی های بلند مدت هفته ای و ماهانه، مدل های ARIMA و ARIMAX در مقایسه با مدل های شبکه عصبی پدیده ها را بهتر پیش بینی می کند (Mukesh و Adamowski، ۲۰۱۳). پیش بینی نوسانات سطح آب زیرزمینی در آبخوان کبودر آهنگ با استفاده از مدل سازی سری زمانی باکس جنکینز^۳ انجام شده است. نتایج تحقیق پیش بینی پنج متر افت سطح آب زیرزمینی طی سه سال آینده را نشان می دهد (Khorasani و همکاران، ۲۰۱۶). باتوجه به عدم قطعیت های حاکم بر رژیم رواناب رودخانه بار، سرمایه گذاری بالا و ریسک پذیری اندک تأمین آب برای بخش های شرب و صنعت، هدف از تحقیق تعیین میزان آب مطمئن و پایدار قابل تأمین از سد بار برای شرب شهر نیشابور و کارخانه فولاد، در شرایط کنونی و آینده است. بنابراین به منظور پیش بینی رواناب رودخانه بار تا ده سال آینده (۱۴۰۶)، از مدل سازی سری زمانی به روش باکس جنکینز استفاده شده و با تلفیق نتیجه شبیه سازی با مدل شبکه جریان MODSIM به عنوان یک سیستم پشتیبان تصمیم گیری، قابلیت اطمینان تخصیص آب محاسبه شده است. معماری سیستم پشتیبان تصمیم گیری باتوجه به اولویت ها و محدودیت های موجود و تلفیق مدل داده محور سری زمانی با مدل شبکه جریان MODSIM، از جمله نوآوری های پژوهش پیش رو می باشد.

• منطقه مورد مطالعه

سد مخزنی بار در ۲۳ کیلومتری شمال غرب شهر نیشابور با هدف تأمین آب شرب شهر و کارخانه فولاد نیشابور در خارج از بستر رودخانه و در دره‌ای عریض بر روی پی آبرفتی با دو سد خاکی (اصلی و فرعی) احداث شده است. با احداث بند انحرافی بر روی رودخانه بار و کانال انتقال به طول ۲۰۰ متر، سیلاب‌های رودخانه در مخزن سد ذخیره می‌شود (شکل ۱). حوضه آبریز رودخانه بار در دامنه جنوبی ارتفاعات بینالود از دو زیرحوضه اصلی بار اریه و طاغان تشکیل شده است. رواناب این رودخانه صرف تأمین نیازهای محیط‌زیستی، کشاورزی و تغذیه آبخوان آبرفتی نیشابور شده و در نهایت به کال شور نیشابور منتهی می‌شود. ایستگاه آبنسجی بار اریه از سال آبی ۱۳۲۹-۳۰ لغایت ۹۶-۱۳۹۵ و طاغان از سال آبی ۵۷-۱۳۵۶ لغایت ۹۶-۱۳۹۵ دارای آمار دبی روزانه هستند. میانگین آبدهی دراز مدت رودخانه در محل ایستگاه بار اریه برابر ۰/۵۹ و در محل ایستگاه طاغان برابر ۰/۵۴ متر مکعب در ثانیه است. یکسان‌سازی آمار دو ایستگاه از سال ۱۳۲۹ لغایت ۱۳۹۶ با محاسبه ضریب روزانه به ماهانه ایستگاه آبنسجی بار و نسبت مساحت دو حوضه انجام شده است.



شکل ۱- حوضه آبریز رودخانه بار، موقعیت ایستگاه‌های هیدرومتری، سد بار و طرح تأمین آب شهر نیشابور

• مدل‌سازی سری زمانی و پیش‌بینی

بدون تردید پیش‌بینی رواناب رودخانه مهمترین داده در برنامه‌ریزی منابع آب خصوصا در تخصیص منابع آب سطحی، برای مصارف گوناگون است. روش‌های بسیاری جهت پیش‌بینی رواناب رودخانه توسط محققین به کار گرفته شده است که از جمله می‌توان به: مدل‌های استوکستیک سری زمانی، شبکه عصبی مصنوعی (ANN)^۴ سیستم عصبی فازی اقتباسی

(ANFIS)، رگرسیون چند متغیره، رویکرد آشفتگی (Chaos Approach) اشاره نمود (Nasir و همکاران، ۲۰۱۷). در این پژوهش به دلیل کاربرد وسیع و متداول مدل‌های سری زمانی در پیش‌بینی رواناب، عدم آگاهی از عوامل موثر در تولید رواناب حوضه آبریز بار و در اختیار بودن داده‌های سری زمانی بلند مدت رودخانه بار (ایستگاه آبنسجی بار اریه کاملترین داده رواناب را در سطح استان خراسان دارد) از مدل داده محور سری زمانی ARIMA برای پیش‌بینی رواناب استفاده شده است. در تحلیل سری‌های زمانی با بررسی گذشته سری، الگوی احتمالی مولد داده‌ها شناسایی و بر مبنای آن رفتار آینده سری پیش‌بینی می‌شود. مدل‌های احتمالی سری زمانی بر مبنای ایستایی سری تعریف شده‌اند، به این معنی که قوانین احتمالی حاکم بر فرایند با زمان تغییر نکرده و سری در تعادل آماری می‌باشد (خرمی و بزرگ‌نیا، ۱۳۸۶). برای ایستای سازی داده‌ها از روش تفاضلی کردن (غیرفصلی و فصلی) جهت حذف روند استفاده شده و به منظور ایستایی واریانس، از تبدیل توانی باکس-کاکس بهره گرفته شده است (روابط ۱ تا ۳). این تبدیل علاوه بر ایستای نمودن واریانس یکی از روش‌های نرمال نمودن داده‌های سری زمانی محسوب می‌شود. در تحقیق پیش‌رو به منظور تجزیه و تحلیل سری زمانی از نرم‌افزار مینی‌تپ ۱۸ استفاده شده است.

$$\nabla^d = (1 - B)^d \quad (1)$$

$$\nabla_S^D = (1 - B^S)^D \quad (2)$$

$$X_t^{(\lambda)} = \frac{X_t^\lambda - 1}{\lambda} \quad (3)$$

که: ∇ عملگر تفاضلی، B عملگر پس‌رو، D مرتبه تفاضلی، S مولفه اصلی، λ پارامتر تبدیل باکس-کاکس X_t داده‌های سری زمانی و $X_t^{(\lambda)}$ تبدیل توانی باکس-کاکس هستند. مدل‌سازی سری زمانی شامل سه مرحله: تشخیص مدل آزمایشی، تخمین پارامترهای مدل و بررسی مناسب بودن مدل می‌باشد. توابع خود همبستگی (ACF)^۵ (رابطه ۴) و خودهمبستگی جزئی (PACF)^۶ (رابطه ۵) روابطی هستند که میزان وابستگی داده‌ها در سری زمانی را تعیین می‌کنند (Box و همکاران، ۲۰۰۸).

$$\rho_k = \frac{\sum_{i=1}^{n-k} (z_i - \bar{z})(z_{i+k} - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2} \quad 1 \leq \rho_k \leq 1 \quad (4)$$

$$\varphi_k(k) = \frac{\rho_k - \sum_{i=1}^{k-1} \varphi_i(k-1)\rho_{k-i}}{1 - \sum_{i=1}^{k-1} \varphi_i(k-1)\rho_i} \quad (5)$$

که: ρ_i مقدار خود همبستگی تابع سری زمانی با تأخیر i ، ρ_k مقدار خودهمبستگی تابع سری زمانی با تأخیر k ، z_i مقدار متغیرها در مرحله i و با تأخیر n, k تعداد متغیرها، $\bar{z}$ میانگین متغیرها، φ_i تابع خودهمبستگی جزئی سری زمانی با تأخیر i و φ_k تابع خودهمبستگی جزئی سری زمانی با تأخیر k است.

برای تمامی خطوط (لینک‌ها) $Minimize \sum \sum c_{ij} q_{ij}$ (for all $i \in N$)

برای همه گره‌ها (A) $Subject to \sum q_{ij} - \sum q_{ji} = 0$

$$l_{ij} \leq q_{ij} \leq u_{ij} \quad (10)$$

که در آن: A مجموعه تمامی خطوط (لینک‌ها)، N مجموعه کل گره‌ها، q_{ij} دبی جریان در خط متصل کننده گره i و j، c_{ij} ضریب پناستی (هزینه‌ها، فاکتور وزن دهی و یا اولویت حبابه‌ها) برای q_{ij} ، l_{ij} کران پایین q_{ij} و u_{ij} کران بالای q_{ij} می‌باشد.

باتوجه به نتایج مدل‌سازی برنامه‌ریزی منابع آب، قابلیت اطمینان تأمین آب با استفاده از رابطه ذیل محاسبه می‌شود (Hashimoto, 1982).

$$Rel^i = \frac{\text{Number of time } Def_t^i = 0}{N} \quad (11)$$

که: Rel^i قابلیت اطمینان تأمین آب، Def_t^i کمبود آب i امین مصرف‌کننده و N کل دفعات تخصیص آب می‌باشد.

نتایج و بحث

نمودار سری زمانی داده‌های حجم رواناب ماهانه رودخانه بار (مجموع رواناب سه زیرحوضه: بار، طاغان و میانی) در شکل (۲) نشان داده شده است. نمودارهای خودهمبستگی (ACF) و تابع خودهمبستگی جزئی (PACF) سری ایستا شده (حذف روند با تفاضلی کردن مرتبه اول و تبدیل باکس-کاکس برای ایستا کردن داده‌ها به جهت واریانس) نشان می‌دهد، تابع خودهمبستگی همبستگی بالایی در تأخیرهای ۱۲، ۲۴ و ۳۶ دارد که دلالت بر وجود مولفه قوی فصلی (با مرتبه ۱۲) است. بنابراین سری تفاضلی شده مجدد با مرتبه ۱۲ تفاضلی می‌شود (شکل ۳-الف و ب). نمودارهای ACF و PACF نشان می‌دهند مدل شکل میانگین متحرک فصلی (SMA)^۱ دارد، پس مدل فصلی ضرب‌پذیر $ARIMA(p,I,q) \times (P,I,Q)_{12}$ پیشنهاد می‌شود. نتایج مدل‌سازی سری زمانی ماهانه برای سری‌های ۶۶ و ۴۸ ساله در جدول (۱) آورده شده است. بر پایه نتایج مدل‌سازی سری زمانی تنها در مدل $(0,1,4) \times (0,1,1)_{12}$ آزمون پرت-منتو باقیمانده‌ها یک فرایند تصادفی محض (مقدار $P\text{-value} < 0.05$) که دلالت بر ناهمبسته بودن باقیمانده‌ها می‌نماید را نشان می‌دهند (جدول ۲).

تحلیل باقیمانده‌ها نشان می‌دهد سری برازش داده شده واجد خصوصیات توزیع نرمال و تصادفی محض است (شکل ۴). مقایسه نتایج تحلیل سری زمانی درازمدت ۶۶ ساله و ۴۸ ساله رواناب‌های رودخانه بار در جدول‌های (۱ تا ۳) دلالت بر مناسب‌تر بودن مدل ۴۸ ساله نسبت به ۶۶ ساله دارد (خطای استاندارد پایین‌تر).

پس از تعیین مدل مناسب لازم است پارامترهای مدل برآورد شده و مناسبت مدل بررسی شود در انتها نیز برازش مدل با پارامترهای بیشتر انجام می‌شود (به مخاطره انداختن مدل). آزمون و معیار آکائیک (AIC)^۲ یکی از روش‌های مقایسه مدل‌های مختلف است (رابطه ۶). به این ترتیب که از میان مدل‌های مناسب مدلی که کمترین ضریب آکائیک را دارد به عنوان بهترین مدل انتخاب می‌شود (Box و همکاران، ۲۰۰۸). تعیین میزان خطای پیش‌بینی (معیارهای خطا) با استفاده از روابط (۷ تا ۹) محاسبه شده است.

$$AIC = n \times \ln(\sigma^2) + 2(p + q) \quad (6)$$

که: σ^2 درستنمایی ماکزیمم، p و q پارامترهای مدل و n تعداد داده‌های سری زمانی هستند.

$$SSE = \sum_{i=1}^n (Y_{\text{actual}} - Y_{\text{forecast}})^2 \quad (7)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_{\text{actual}} - Y_{\text{forecast}})^2}{n}} \quad (8)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |Y_{\text{actual}} - Y_{\text{forecast}}|}{n} \quad (9)$$

که: SSE مجموع مربعات خطا، RMSE جذر میانگین مربعات خطا، MAE میانگین مطلق خطا، Y_{actual} مقدار واقعی و Y_{forecast} مقدار پیش‌بینی شده برحسب میلیون متر مکعب در ماه است.

• مدل‌سازی تخصیص آب (MODSIM)

در حال حاضر کل نیاز آبی شهر نیشابور و کارخانه فولاد از چاه‌های بهره‌برداری تأمین می‌شود و هدف از ساخت سد بار تأمین بخشی از نیازهای آبی شرب شهر نیشابور و کارخانه فولاد است. سه نهر: من قان، ده قره و زیرجوی در بالادست بند انحرافی، آب مورد نیاز کشاورزی منطقه را تأمین می‌کنند (با مجموع نیاز آبی ۷/۳ میلیون متر مکعب در سال). علاوه بر این تأمین نیاز محیط‌زیستی رودخانه بار (برابر با ۸ میلیون متر مکعب در سال) از جمله اولویت‌های بهره‌برداری است که قبل از انحراف آب به مخزن سد کسر می‌شود. لذا هدف از مدل‌سازی تخصیص آب، بهینه‌سازی میزان تخصیص آب برای شرب و صنعت باتوجه به ناپایداری رواناب رودخانه با اولویت تأمین نیازهای آبی موجود است.

بهینه‌سازی تخصیص آب براساس اولویت‌های بهره‌برداری، تابع هدف سیستم، تجربه‌های بهره‌برداری، حبابه‌ها و سایر سازوکارها مانند عوامل اقتصادی انجام می‌شود. سیستم پایه MODSIM یک الگوریتم شبکه جریان جدید است که هزینه شبکه را برای یک ظرفیت خاص با استفاده از الگوریتم برنامه‌ریزی خطی حداقل می‌نماید. این مدل مکانیسم تخصیص آب در حوضه آبریز را با تکرار بهینه‌سازی شبکه جریان برای تمام دوره‌های زمانی شبیه‌سازی می‌کند (Labadie و Larson، ۲۰۰۰). فرم عمومی مسئله برنامه‌ریزی شبکه جریان به صورت زیر است:

جدول ۱- مدل سازی سری زمانی ماهانه برای سری های درازمدت ۶۶ و ۴۸ ساله

سری	نوع مدل	خطای استاندارد	تخمین پارامتر	آماره t (توزیع t-استیودنت)	P-value
دراز	MA1	۰/۳۴۴۷	۰/۰۳۳۷	۱۱/۲۲	۰/۰۰۰
مدت	MA2	۰/۳۰۰۷	۰/۰۳۶۵	۸/۲۴	۰/۰۰۰
۶۶	MA3	۰/۱۸۲۵	۰/۰۳۶۵	۵	۰/۰۰۰
ساله	MA4	۰/۱۴۱۲	۰/۰۳۵۰	۴/۰۳	۰/۰۰۰
	SMA	۰/۹۷۴۲	۰/۰۱۰۷	۹۱/۱۵	۰/۰۰۰
دراز	MA1	۰/۳۴۴۱	۰/۰۳۹۰	۸/۸۳	۰/۰۰۰
مدت	MA2	۰/۲۷۶۲	۰/۰۴۳۰	۶/۴۲	۰/۰۰۰
۴۸	MA3	۰/۲۱۷۰	۰/۰۴۳۳	۵/۰۲	۰/۰۰۰
ساله	MA4	۰/۱۳۶۶	۰/۰۴۱۵	۳/۲۹	۰/۰۰۰
	SMA	۰/۹۵۹۴	۰/۰۲۰۷	۵۶/۳۱	۰/۰۰۰

جدول ۲- آزمون پرت- منتو (باکس پیرسن اصلاح شده)

دراز	Lag	۱۲	۲۴	۳۶	۴۸
مدت	Chi-Square	۶/۸	۹/۴	۱۵/۱	۳۷/۹
۶۶	درجه آزادی	۷	۱۹	۳۱	۴۳
	P-value	۰/۴۵۱	۰/۹۶۶	۰/۹۹۲	۰/۶۹۴
دراز	Lag	۱۲	۲۴	۳۶	۴۸
مدت	Chi-Square	۴/۲	۸/۵	۲۰/۹	۳۲/۲
۴۸	درجه آزادی	۷	۱۹	۳۱	۴۳
	P-value	۰/۷۵۹	۰/۹۸۱	۰/۹۱۶	۰/۸۸۵

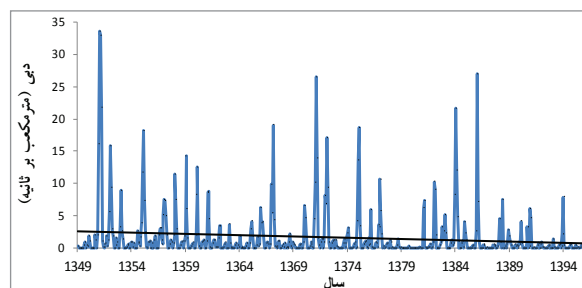
جدول ۳- بررسی خطای مدل سازی نتایج تحلیل سری زمانی دراز مدت ۶۶ ساله و ۴۸ ساله

سری زمانی	نوع مدل	SSE	MAE	RSME
درازمدت ۶۶ ساله	$(0,1,1) \times (0,1,4)$	۷۴۶۶	۱/۳۳	۳/۰۷
درازمدت ۴۸ ساله	$(0,1,1) \times (0,1,4)$	۴۰۶۸	۱/۲۳	۲/۶۹

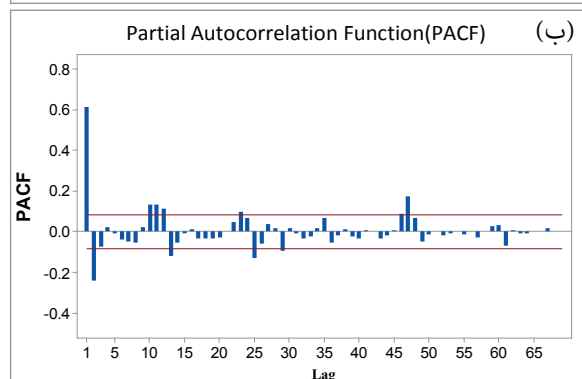
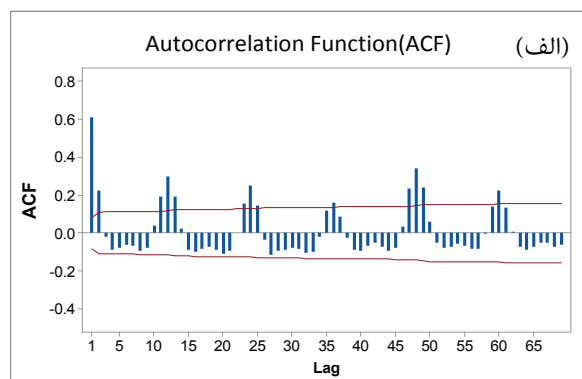
جدول ۴- محاسبه معیار آکائیک با برازش مدل های با پارامترهای متفاوت بر سری زمانی

مدل	تعداد داده	پارامترهای مدل (m)	حداکثر درست نمایی	معیار آکائیک (AIC)
ARIMA(۰,۱,۲),(۰,۱,۱)	۵۶۳	۳	۸/۲۶	۵۲۲/۳
ARIMA(۰,۱,۳),(۰,۱,۱)	۵۶۳	۴	۷/۶۳	۵۰۴/۹
ARIMA(۰,۱,۴),(۰,۱,۱)	۵۶۳	۵	۷/۵	۵۰۲/۷
ARIMA(۰,۱,۵),(۰,۱,۱)	۵۶۳	۶	۷/۶۴	۵۰۹/۲

لذا برای پیش بینی رواناب رودخانه بار از داده های ماهانه سری زمانی ۴۸ سال اخیر بهره گرفته شده است. همچنین مدل $(0,1,1) \times (0,1,4)$ با کمترین ضریب آکائیک به عنوان بهترین مدل انتخاب می شود (جدول ۴). سری زمانی تولید شده توسط مدل (شبیه سازی) با داده های سری زمانی اندازه گیری شده و پیش بینی برای ۱۰ سال آینده در شکل (۵) ارائه شده است. همانگونه که در این شکل مشخص است نتایج شبیه سازی با مشاهده در طول دوره آماری، به استثنای پیک سیلاب های شدید، انطباق نسبتاً مناسبی دارد. در طول دوره پیش بینی نیز روند کاهش دبی و دوره های سیلابی با مشاهدات موجود در حوضه منطبق است. تنها ضعف مدل، شبیه سازی سیلاب های شدید در دوره های ترسالی می باشد که یکی از ضعف های مدل های سری زمانی به شمار می رود.

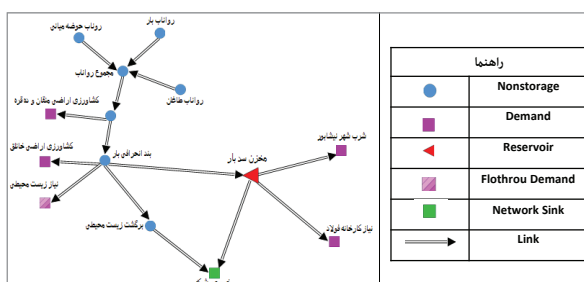


شکل ۲- روند نزولی دبی در سری زمانی جریانات سطحی رودخانه بار



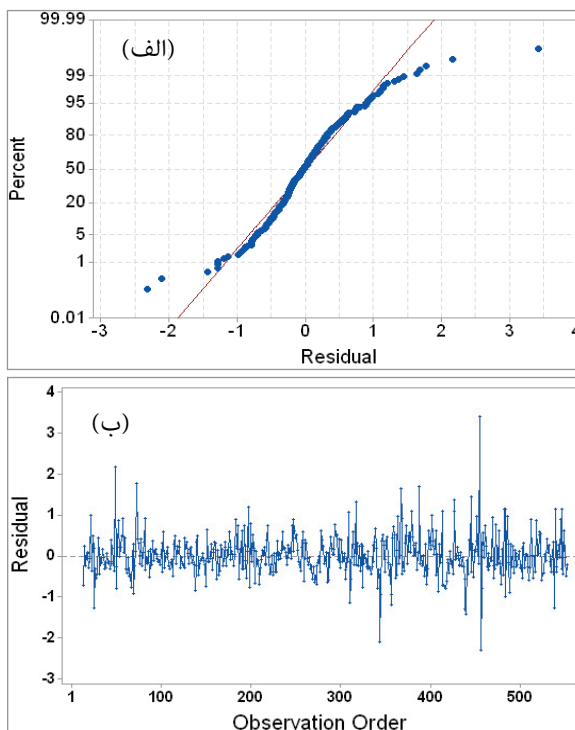
شکل ۳- نمودار خود همبستگی (ACF) و خود همبستگی جزئی (PACF) تفاضلی فصلی داده ها (الف و ب)

اولویت‌های تخصیص آب حوضه آبریز بار به ترتیب عبارتند از: تأمین حقابه کنونی کشاورزان، تأمین آب برای شبکه کشاورزی اراضی پایاب، تأمین نیاز محیط‌زیستی پایاب حوضه و تخصیص آب به سد بار (جهت تأمین نیاز آبی صنعت فولاد و بخشی از نیاز آبی شرب شهر نیشابور). میزان تبخیر و بارش بر روی مخزن سد بار براساس داده‌های ایستگاه هواشناسی ساخته شده در محل سد استخراج و در مدل وارد شده است. همچنین باتوجه به سیمای مخزن، اطلاعات سطح-حجم-ارتفاع آب در گره مخزن وارد شده است. بر پایه شش دوره آبیگری آزمایشی سد بار (سال‌های ۱۳۹۳ لغایت ۱۳۹۸)، میزان تلفات نشت ماهانه به صورت میانگین حدود ۵ درصد حجم آب موجود در مخزن سد محاسبه شده است.

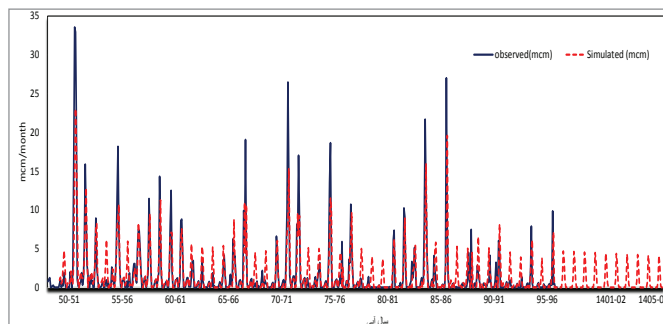


شکل ۶- نمایی از برنامه‌ریزی تخصیص آب در سطح حوضه در محیط MODSIM

مدل‌سازی تخصیص آب حوضه آبریز بار به صورت ماهانه و باتوجه به الگوی تخصیص مصوب، برای سه سناریوی تخصیص دراز مدت (۴۸ ساله)، ده ساله اخیر (۱۳۸۶ لغایت ۱۳۹۶) و ده ساله آینده (۱۳۹۶ لغایت ۱۴۰۶)، با استفاده از نتایج مدل‌سازی سری زمانی صورت گرفته است. در جدول‌های (۵ و ۶) خلاصه نتایج مدل‌سازی ارائه شده است. رژیم سیلابی و ناپایداری رواناب حوضه موجب انحراف معیار بالای سری زمانی شده است. همچنین دوره‌های خشکسالی باعث شده میزان سرریز در دوره آماری ده ساله اخیر صفر باشد. میانگین رواناب ورودی به مخزن برای دوره ده ساله اخیر تنها ۷/۸۵ میلیون متر مکعب محاسبه شده و راندمان طرح (نسبت تلفات به آب تنظیمی) برابر ۸۱ درصد برآورد شده است. باتوجه به اینکه پیش‌بینی انجام شده برای ده سال آینده بر مبنای سری زمانی دراز مدت صورت گرفته افزایش قابل توجهی در متوسط رواناب ورودی ده سال پیش‌بینی و به تبع آن افزایش میزان تخصیص آب شرب در ده سال آینده نسبت به ده سال اخیر مشاهده می‌شود (عمده اختلاف به دلیل توسعه شدید بهره‌برداری در سطح حوضه آبریز بار در ده سال اخیر می‌باشد). نسبت تلفات (تبخیر و نشت) به آبیگری مخزن، در دوره‌های کوتاه مدت با کاهش آبیگری و تخصیص سریعتر آب ورودی، به میزان قابل توجهی کاهش می‌یابد (از حدود ۳۰ درصد برای سری بلند مدت به کمتر از ۲۰ درصد در دوره‌های کوتاه مدت کاهش یافته است). باوجود آبیگری قابل توجه سد بر



شکل ۴- تجزیه و تحلیل باقیمانده‌های سری زمانی، (الف) نرمال بودن باقیمانده‌ها و (ب) ثابت بودن واریانس باقیمانده‌ها



شکل ۵- شبیه‌سازی رواناب حوضه آبریز بار برای سری درازمدت ۴۸ ساله و ۱۰ سال آینده بر اساس مدل SARIMA

در شکل (۶) نمایی از نظام تخصیص آب حوضه آبریز رودخانه بار در محیط نرم‌افزار MODSIM ارائه شده است. رواناب سه زیرحوضه: بار، طاغان و میان حوضه، به عنوان پتانسیل‌های تولید آب و ورودی‌های سیستم می‌باشند. نیازهای مصرفی کشاورزی نهرهای من قان، ده قره و اراضی خاللق (زیرجوی)، گره‌های مصرفی تا قبل از بند انحرافی و نیاز محیط‌زیستی پایاب حوضه به عنوان گره آگذری تا محل بند انحرافی می‌باشند. رواناب مازاد از محل بند انحرافی، سری زمانی ورودی به مخزن سد را تشکیل می‌دهد (به طور عمده سیلاب‌ها). برابر با تخصیص مصوب (مدیریت منابع آب ایران)، میزان تخصیص به کارخانه فولاد ماهانه ۰/۴ میلیون متر مکعب به صورت ثابت و شرب شهر نیشابور ماهانه ۱/۲ میلیون متر مکعب برای شش ماهه اول هر سال آبی از سد بار در نظر گرفته شده است.

پایه سری دراز مدت (میانگین ۲۱/۵۶ میلیون متر مکعب)، مقدار سرریز قابل توجه، راندمان اندک (۵۹ درصد) و مقدار تلفات بالاست (۳۰ درصد).

قابلیت اطمینان تأمین آب (رابطه ۱۱) بر پایه نتایج مدل سازی تخصیص آب از سد بار برای کارخانه فولاد و شهر نیشابور در جدول (۶) آورده شده است. قابلیت اطمینان تأمین آب براساس مدل سازی ده ساله اخیر کاهش چشمگیری در مقایسه با سری دراز مدت دارد.

به دلیل ماهیت سیلابی رواناب ورودی و نیاز آبی یکنواخت کارخانه فولاد، قابلیت اطمینان برای دوره ده ساله اخیر و پیش بینی ده ساله آینده، نسبتاً پایین و عدم قطعیت بالا دارد. در مقابل تأمین آب شرب شهر نیشابور با وجود اولویت پایین تر و نیاز آبی بالاتر به دلیل الگوی تخصیص مناسب تر، قابلیت اطمینان بالاتری دارد. در مجموع قابلیت اطمینان تأمین آب بر پایه سری دراز مدت، ده ساله اخیر و ده سال آینده به ترتیب: ۷۷٪، ۵۳٪ و ۶۵٪ محاسبه می شود.

جدول ۵- خلاصه نتایج مدل سازی برنامه ریزی منابع آب سد بار (ارقام به میلیون متر مکعب)

دوره	راندمان (%)	انحراف معیار	متوسط	سرریز	تلفات تبخیر	تلفات نشت
		انحراف معیار	متوسط	انحراف معیار	متوسط	انحراف معیار
دراز مدت	۵۹	۲۶/۵۹	۲۱/۵۶	۱۸/۵	۶/۰۲	۲/۵۲
ده ساله اخیر	۸۱	۵/۷	۷/۸۵	۰	۰	۰/۶۸
ده سال آینده	۸۳	۰/۸	۹/۰۳	۰	۰	۰/۱۲

جدول ۶- خلاصه نتایج برنامه ریزی تخصیص آب از سد بار

پارامتر	دراز مدت	۱۰ سال اخیر	۵ سال آینده	دراز مدت	۱۰ سال اخیر	۵ سال آینده
متوسط	۵/۳	۳/۵۷	۵/۳۸	۳/۸۵	۲/۸۱	۲/۴
انحراف معیار	۲/۵	۲/۸۸	۰/۴۸	۱/۱۷	۱/۳	۰/۱۶
قابلیت اطمینان (%)	۷۴	۵۰	۷۵	۸۰	۵۹	۵۰

نتیجه گیری

مدل سازی سری زمانی رواناب ماهانه رودخانه بار نشان می دهد، اگرچه این روش از قابلیت شبیه سازی مناسب رواناب رودخانه بار به استثنای سیلاب های با دوره بازگشت بالا، حکایت می کند ولی پیش بینی رواناب رودخانه بر پایه اطلاعات سری دراز مدت، به دلیل تعدیل تأثیر پدیده توسعه بهره برداری در سال های اخیر در سطح حوضه بار، به نتایجی بالاتر از حد انتظار منجر شده است. مدل فصلی-ضربی $(0.1, 0.4) \times (0.1, 0.4)$ باکس جنکینز، بهترین مناسب را برای مدل سازی دارد. بررسی دراز مدت سری زمانی آبیگری مخزن سد بار نشان می دهد، با توجه به تخصیص های موجود میزان تلفات حدود ۳۰ درصد حجم آبیگری است (راندمان ۵۹ درصد). دوره های خشکسالی و توسعه بهره برداری در سطح حوضه باعث شده رژیم رواناب رودخانه بار در سال های اخیر در مقایسه با سری دراز مدت، کاهش شدیدی را نشان دهد و به کمتر از ۴۰ درصد تقلیل یابد. در حالی که حجم مخزن سد در تراز نرمال ۲۴ میلیون متر مکعب است، بالاترین حجم آب قابل ذخیره در مخزن براساس آمار رواناب ۱۰ ساله اخیر از ۱۱/۷ میلیون متر مکعب (کمتر از نیمی از حجم مخزن) تجاوز نمی کند. ارقام تخصیص پیش بینی شده در اهداف طرح برای مصارف کارخانه فولاد و شرب نیشابور، با آبیگری مخزن و تلفات متناسب نیست.

تغییرات حجم آب مخزن در دوره ده ساله اخیر نشان می دهد، به استثنای سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در سایر سال ها در بیشتر ماه ها آبی جهت تنظیم در مخزن وجود ندارد. به همین جهت با وجود قابلیت اطمینان بالای تخصیص آب در سری زمانی دراز مدت، قابلیت اطمینان در دوره کوتاه مدت پایین می باشد. بر پایه نتایج تحقیق پیشنهاد می شود از سایر روش های پیش بینی از جمله: سیستم عصبی-فازی و رگرسیون چند متغیره نیز جهت تدقیق نتایج مدل سازی سری زمانی استفاده شود. همچنین جهت کاهش تلفات، تخصیص موجود بازنگری شده و مدت زمان ماند آب در مخزن سد کاهش یابد.

پی نوشت ها

- 1-Decision Support Systems
- 2-Auto Regressive Integrated Moving Average
- 3-Box-Jenkins
- 4-Artificial Neural Network
- 5-Auto Correlation Function
- 6-Partial Auto Correlation Function
- 7-Akaike Criterion
- 8-Seasonal Moving Average

- evaluation. *Water Resources Research*, 18(1): 14-20.
- Khorasani M., Ehteshami M. and Salari M. 2016. Assessing groundwater resources nitrate contamination using time series analyses SARIMA Modeling. *International Journal of Faring and Allied Sciences*, 5(5): 397-407.
- Klien M.R. and Methlie L.B. 1995. Knowledge-based decision support systems with applications in business. John Wiley & Sons. Inc. 2nd edition. Hoboken, New Jersey
- Labadie J., Azero L., Gates T., Fontane D. and Porto R. 2000. Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126(2): 85-97.
- Labadie J. and Larson R. 2006. MODSIM: River basin management decision support system. User Manual. Department of Civil Engineering. Colorado, USA.
- Mukesh K. and Adamowski J. 2013. Urban water demand forecasting and uncertainty assessment using ensemble wavelet-bootstrap-neural network models. *Water Resources Research*, 49(10): 6486-6507.
- Musa J.J. 2013. Stochastic Modelling of Shiroro River Stream flow Process. *American Journal of Engineering Research (AJER)*, 2(6): 49-54.
- Nasir N., Samsudin R. and Shabri A. 2017. Monthly streamflow forecasting with auto-regressive integrated moving average. *Journal of Physics Conference Series*, IOP Publishing. Kuantan, Pahang, Malaysia.
- Pierce S., Sharp J., Guillaume J., Mace R. and Eaton D. 2013. Aquifer-yield continuum as a guide and typology for science-based groundwater management. *Journal of Hydrogeology*, 21(2): 331-340.
- Papalaskaris T. and Kampas G. 2017. Time Series Analysis of Characteristics of Streams in Eastern Macedonia-Thrace Greece. *European Water*, 57: 93-100.
- Vahdat S.F., Sarraf A., Shamsina A. and Shahidi N. 2011. Prediction of mean Inflow to Dez Dam reservoir time series models (Box-Jenkins). *International Conference on Environmental and Industrial Innovation*. Kuala Lumpur, Malaysia.
- Vishwajith K.P., Sahu P.K., Dhekale B.S., Noman M. and Narsimhaiah L. 2015. Modeling of groundwater table in three districts of Red and Laterite zone of West Bengal. *Journal of Ecosystem*, 5(3A): 6-12.
- خرمی، م. و بزرگ‌نیا، ا. ۱۳۸۶. تجزیه و تحلیل سری‌های زمانی با نرم‌افزار مینی تب ۴. انتشارات سخن گستر. مشهد، ایران.
- نظری، ح.، مریدی، ع.، یزدی، ج. و خزائی، ا. ۱۳۹۸. چشم‌انداز پایداری تأمین نیازهای شرب و کشاورزی سد دوستی تحت سناریوهای تغییر اقلیم و بهره‌برداری از سد سلما. *نشریه تحقیقات منابع آب ایران*، ۱۵(۳): ۱۷-۳۲.
- An Q. and Zhao M. 2017. Time Series Analysis in the Prediction of Water Quality. In 7th International Conference on Education, Management, Information and Mechanical Engineering, Atlantis Press. Shenyang, China.
- Almanos A., Rolston A. and Papaioannou G. 2021. Development of a Decision Support System for Sustainable Environmental Management and Stakeholder Engagement, *Journal of Hydrology*, 8(1): 40.
- Arena C., Cannarozzo M., Oliva F. and Mazzola M.R. 2019. A multi-scenario Decision Support System for real-time operation of over-year multi-reservoir systems 2 DSS simulation, 23rd International Congress on Modelling and Simulation. Canberra, Australia.
- Bettli L., Pek E. and Salman M. 2019. A decision support system for water resources management: the case study of Mubuku irrigation scheme Uganda. *MDPA. Sustainability*, 11(22): 6260.
- Box G., Jenkins G. and Reinsel G. 2008. Time Series Analysis: Forecasting and Control. First published. Wiley. Hoboken, New Jersey.
- Caiado J. 2010. Performance of combined double seasonal univariate time series models for forecasting water demand. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(3): 215-222.
- Emami F. and Koch M. 2018. Sustainability assessment of the water management system for the Boukan Dam Iran using CORDEX South Asia Climate Projections. *Journal of Water*, 10(12): 1723.
- Firat M., Turan M.E. and Yurdusev M.A. 2009. Comparative analysis of fuzzy inference systems for water consumption time series prediction. *Journal of Hydrology*, 374(3-4): 235-241.
- Hashimoto T. 1982. Reliability, Resiliency, and Vulnerability criteria for water resources system performance

Prediction of Daily Water Demand of the Shiraz City Using Neural Network and Honey Bee Colony Optimization Algorithm

E. Asrari^{۱*}, M. Hosseini^۲

1,2- Associate Professor and M.Sc, Department of Civil Engineering, Payame Noor University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: e_asrari@pnu.ac.ir)

Received: 15-01-2022

Revised: 01-04-2022

Accepted: 03-04-2022

Available Online: 21-09-2022

پیش‌بینی تقاضای روزانه آب شهر شیراز با استفاده از شبکه عصبی و الگوریتم بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل

الهام اسراری^{۱*}، محمد حسینی^۲

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشیار و دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، گروه فنی و مهندسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: e_asrari@pnu.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۱/۱۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۲۵

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۱۴

Abstract

Access to safe drinking water is one of the most important human needs and citizenship rights. For this reason, the supply, transmission, treatment, and distribution of sanitary drinking water to meet the water needs of urban and rural subscribers is one of the primary tasks and priorities of any government. Predicting water demand in water supply and distribution systems will be of great help to managers related to water supply, to manage and prevent crises and water supply planning, service and maintenance of equipment and facilities, culture, information and so on. In this study, a combined method based on neural network methods and bee colony optimization to predict drinking water demand and health of Shiraz is presented. The purpose of this study was to improve the accuracy of water demand forecasting using the neural network method. Parameters considered for modeling water demand forecasts include past information on water demand, air temperature, population, wind, and date. The data used to train the neural network included 10 years from 1988 to 1997. In order to verify and evaluate the performance of the proposed method, water demand in 1998 and April 1999 has been predicted and compared with real statistics. Based on the obtained results, it was concluded that the proposed method was able to adequately predict water demand. The proposed method has good accuracy and the deviation of the water demand forecast in the worst conditions has reached one percent, which is an acceptable amount. Statistically, the results obtained using the MAPE parameter were compared with previous studies, and from this perspective, the proposed method is reliable and has good efficiency in predicting the water demand of the Shiraz city system.

Keywords: Water Supply System Upgrade, Water Demand Forecas; Shiraz, Neural Network.

چکیده

دسترسی به آب شرب بهداشتی یکی از مهمترین نیازهای بشری و حقوق شهروندی است. به همین دلیل، تأمین، انتقال، تصفیه و توزیع آب شرب بهداشتی به‌منظور رفع نیازهای آب مشترکین شهری و روستایی یکی از وظایف اولیه و اولویت‌های هر دولتی است. پیش‌بینی تقاضای آب در سیستم‌های آبرسانی و توزیع آب، کمک شایانی به مدیران مرتبط با تأمین آب، جهت مدیریت و جلوگیری از بروز بحران و برنامه‌ریزی تأمین آب، سرویس و نگهداری تجهیزات و تأسیسات، فرهنگ‌سازی، اطلاع‌رسانی و غیره خواهد داشت. در این مقاله روشی ترکیبی مبتنی بر روش‌های شبکه عصبی و بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل برای پیش‌بینی تقاضای آب شرب و بهداشت شهر شیراز ارائه شده است. هدف از این مقاله ارتقای دقت پیش‌بینی تقاضای آب با به‌کارگیری روش شبکه عصبی بود. پارامترهای در نظر گرفته شده جهت مدل‌سازی پیش‌بینی تقاضای آب شامل اطلاعات گذشته تقاضای آب، دمای هوا، جمعیت، وزش باد و تاریخ است. اطلاعات استفاده شده برای آموزش شبکه عصبی شامل ۱۰ سال از سال ۸۸ تا ۹۷ بود. جهت صحت‌سنجی و بررسی عملکرد روش پیشنهادی، تقاضای آب سال ۹۸ و فروردین ۹۹ پیش‌بینی و با آمار واقعی مقایسه شد. بر اساس نتایج به‌دست آمده روش پیشنهادی به‌طور مناسبی توانسته پیش‌بینی تقاضای آب را انجام دهد. روش پیشنهادی دقت مطلوبی داشته و انحراف پیش‌بینی تقاضای آب در بدترین شرایط به عدد یک درصد رسیده که مقدار قابل قبولی است. از لحاظ آماری نتایج به‌دست‌آمده با استفاده از پارامتر MAPE با تحقیقات پیشین مقایسه شد، از این منظر روش پیشنهادی قابل اطمینان بوده و کارایی مناسبی در پیش‌بینی تقاضای آب سیستم شهر شیراز داشته است.

واژه‌های کلیدی: ارتقای سیستم آبرسانی، پیش‌بینی تقاضای آب، شیراز، شبکه عصبی.

حجم آب‌های موجود بر روی کره زمین زیاد است، اما بیش از ۹۷٪ این آب‌ها در دریاها و اقیانوس‌ها متمرکز هستند و حدود ۲٪ به صورت یخ و یخچال‌ها در مناطق قطبی یافت می‌شود. از یک درصد آب باقی‌مانده بخش زیادی در اعماق زمین بوده که استخراج آن مشکل و از دسترس انسان به دور است (Nazemi و Wheater، ۲۰۱۵). بنابراین تأمین آب برای مصارف مختلف برای بشر موضوعی بسیار حیاتی می‌باشد.

منابع آب شرب در مقیاس وسیع و در محل‌های سکونت قابل ذخیره نبوده و مدیریت آبرسانی (تولید و توزیع آب) باید براساس تطبیق عرضه بر تقاضای آب، اقدام به برنامه‌ریزی، بهره‌برداری و سرمایه‌گذاری بهینه نماید. ازاین‌رو در برنامه‌ریزی آینده یک سیستم آبرسانی، پیش‌بینی تقاضای آب اهمیت ویژه‌ای دارد و باید میزان خطای آن تا حد امکان کاهش یابد. ابزارهایی مانند پیش‌بینی تقاضای آب، نقش مهمی در بهره‌برداری از تأسیسات آبرسانی دارند. جهت تأمین آب پایدار در سیستم آبرسانی به پیش‌بینی‌های دقیق نیاز است (Ghalekhondabi و همکاران، ۲۰۱۷). دقت نتایج این پیش‌بینی بر هزینه تولید در سیستم آبرسانی تأثیرگذار می‌باشد. در مقالات متعددی روش‌های مختلفی برای پیش‌بینی تقاضای آب ارائه شده است. از جمله آن‌ها می‌توان به شبکه‌های عصبی، منطق‌فازی، روش هموارسازمایی، روش یافتن روزهای مشابه، مدل اتورگرسور، مدل سری زمانی و سیستم‌های فازی-عصبی نظیر سیستم TSK^۱ با یادگیری لونیگ-مارکوارت و غیره اشاره کرد (Antonio و Candelieri، ۲۰۱۷)، Meireles و همکاران، (۲۰۲۲) مدلی برای توصیف تقاضا برای آب خانگی براساس عادات‌های مصرفی کاربران نهایی تهیه نموده و استفاده از وسایل مسکونی منفرد با استفاده از یک رویکرد احتمالی تعبیر می‌شود. در مرجع (Smolak و همکاران، ۲۰۲۰). ارزیابی قیاسی و مرور کامل بر روی مدل‌های پیش‌بینی کوتاه‌مدت تقاضای آب ارائه شده است. در این مرجع روش‌های سری زمانی مبتنی بر اتورگرسور، حرکت متوسط، و روش‌های متغیرخارجی ارزیابی شده است. Zubaidi و همکاران (۲۰۲۰) از روش سلسله مراتبی لاجیکال ویولت برای پیش‌بینی آب برای کاربردهای حقیقی استفاده کردند. در این مرجع از سری‌های زمانی مختلف برای روش ویولت و ضرایب مقیاس‌دهی استفاده شده است. Graf و همکاران (۲۰۱۹) پیش‌بینی آب مبتنی بر سری زمانی دمایی با استفاده از روش مدل‌سازی ترکیبی شبکه عصبی-ویولت ارائه شده است. Waqas و همکاران (۲۰۲۰) در مرجع روشی برای پیش‌بینی سطح آب با استفاده از مدل‌های یادگیری ماشین ارائه شده است. در این مرجع دو مدل یادگیری ماشین شامل شبکه عصبی پیش‌خور و یادگیری عمیق برای پیش‌بینی ماهیانه آب استفاده شده است. ارتقای دقت پیش‌بینی تقاضای

آب و بررسی فاکتورهای تأثیرگذار در مقیاس‌های مختلف براساس روش ماشین افزایی گرادین پیشنهاد شده است (Gue و همکاران ۲۰۲۱). اکثر روش‌های ذکر شده دارای پیچیدگی‌هایی بوده و نیاز به تنظیمات پارامترهای زیادی نظیر تعداد نرون‌ها، تعداد قوانین مورد استفاده و غیره دارند. همچنین طبق اصل پارسیمونی از میان مدل‌های مشابه، مدل‌های کوچکتر و در واقع با پارامترهای کمتر ارجحیت دارند و می‌توانند قابلیت تعمیم بالایی را برای سیستم تضمین کنند. ازاین‌رو باز هم دامنه تحقیقات به سمت روش‌هایی که باوجود سادگی و داشتن پارامترهای کمتر بتوانند دقت بالایی داشته باشند، در جریان است. در مقدار تقاضای آب مصرفی عوامل مختلفی مانند شرایط آب‌وهوایی، فعالیت‌های اجتماعی و فاکتورهای فصلی اثرگذار بوده و سبب می‌شود تقاضای آب رفتاری به شدت غیرخطی داشته باشد. در طول سالیان گذشته، روش‌های مختلفی برای افزایش دقت پیش‌بینی بررسی شده‌اند (Kozłowski و همکاران، ۲۰۱۸).

تا سال ۱۳۵۷، آب موردنیاز نزدیک به ۷۰۰۰۰ مشترک شهر شیراز از طریق چاه‌های منطقه تأمین می‌شد و با افزایش سریع جمعیت، مصارف آب آشامیدنی افزایش یافت که طرح انتقال آب از سد درودزن در دستور کار قرار گرفت و در حال حاضر بخشی از آب شرب شهر شیراز از طریق منابع سطحی تأمین می‌شود (Tavanpour و همکاران، ۲۰۱۶). باتوجه به نیاز پیش‌بینی و تأمین آب شرب و بهداشت مورد نیاز که مبتنی بر الگوی مصرف، فرهنگ، جمعیت و تغییرات دمایی می‌باشد، نظر به اینکه شهر شیراز قطب پزشکی، گردشگری و زیارتی جنوب کشور است و مهاجرت از شهرهای جنوبی کشور به‌ویژه در فصول گرم سال به شهر شیراز زیاد می‌باشد ازاین‌رو تأمین آب مورد لزوم مهم بوده و پیش‌بینی تقاضای آب شرب و بهداشت در سیستم آبرسانی شهری با لحاظ نمودن میزان مصرف روزها در گذشته و عوامل آب‌وهوایی و جمعیت ارائه خواهد شد.

به طور خلاصه برای بهینه‌سازی عملکرد شبکه عصبی در پیش‌بینی تقاضای آب از روش الگوریتم کلونی زنبور عسل به منظور بهینه‌سازی رویه یادگیری شبکه عصبی استفاده می‌شود. همچنین وزن‌های بهینه شده به روشی بازگشتی با به‌کارگیری روش بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل به‌دست می‌آید. هدف از این تحقیق، ارتقای دقت پیش‌بینی تقاضای آب با به‌کارگیری بهینه‌سازی داخلی و قابلیت بالای همگرایی کلونی زنبور عسل می‌باشد. شبکه عصبی با استفاده از الگوریتم بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل آموزش داده شده است تا وزن‌های اتصالات نورون‌ها به‌دست‌آید. پیش‌بینی تقاضای آب در شبکه آبرسانی شیراز با لحاظ کردن میزان مصرف آب روزها در گذشته، جمعیت و عوامل آب‌وهوایی مانند وزش باد، دما ارائه می‌شود. روش پیشنهادی در محیط نرم‌افزار MATLAB پیاده‌سازی می‌شود.

در این بخش روش پیشنهادی جهت ارتقای کارایی پیش‌بینی تقاضای آب مبتنی بر روش‌های شبکه عصبی و الگوریتم بهینه‌سازی زنبور عسل ارائه می‌شود. ابتدا پارامترهای ورودی مساله معرفی می‌شود.

۱ معرفی داده‌ها و پارامترها

تقاضای آب یک واحد دینامیک است که برای آن فاکتورهای زیادی در ایام سال موثر می‌باشند. ۱- جمعیت که در ایام و فصول مختلف سال متفاوت بوده و نیاز می‌باشد تا الگوی خاصی برای جمعیت هر شهر در فصول مختلف سال طراحی شود. ۲- شرایط آب‌وهوایی که شامل عواملی مانند دما و رطوبت می‌باشد و از عوامل موثر بر تغییر میزان مصرف آب در شهرها می‌باشند، ۳- روزهای کاری هفته، آخر هفته، روزهای تعطیل بر روی مصرف آب تأثیرگذار می‌باشند. این الگوی تقاضای آب روزانه، الگوی نرمال زندگی روزمره را نشان می‌دهد. شایان ذکر است در میان فاکتورهای آب‌وهوایی تأثیرگذار بر روی تقاضای آب، دما مهمترین آن‌ها می‌باشد (Zubaidi و همکاران، ۲۰۲۱). داده‌های ورودی شامل تقاضای آب گذشته، دما، وزش باد و جمعیت است. جهت پیش‌بینی تقاضای آب از روش شبکه عصبی استفاده می‌شود. در این راستا، جهت آموزش شبکه عصبی اطلاعات ورودی شامل تقاضای آب گذشته، دما، وزش باد و جمعیت برای سال‌های ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۷ (۱۰ سال) به‌عنوان اطلاعات مورد نیاز جهت آموزش شبکه عصبی استفاده شده است. همچنین اطلاعات مربوط به سال ۹۸ و فروردین ۹۹ جهت مقایسه دقیق با خروجی شبکه عصبی از شرکت آب و فاضلاب شیراز دریافت شده است. نمونه اطلاعات ورودی استفاده شده در جدول (۱) نمایش داده شده است. شایان ذکر است در این جدول اطلاعات مربوط به خروجی مخزن شبکه می‌باشد. همچنین جمعیت برای هر سال از اطلاعات موجود در دیتابیس سازمان آب شهر شیراز دریافت شده است.

جدول ۱- نمونه اطلاعات ورودی

تاریخ	تقاضای آب (m ³)	دما (°C)	جمعیت	وزش باد (m/s)
۱۳۹۸/۱۰/۱	۳۶۶۵۴۹/۵۷	۶/۵	۲۰۱۳۱۶۰	۱/۸

۲- معرفی شبکه عصبی

روش شبکه عصبی، روشی پیشرفته است که از یک مدل تشخیص الگوی ابتدایی برای پیش‌بینی تقاضای آب استفاده می‌کند. این روش مبتنی بر مفهوم شبکه عصبی از "یادگیری

از گذشته" به‌منظور پیش‌بینی آینده می‌باشد. مدل شبکه عصبی باید به‌صورت متناوب برای به دست آوردن نتایج دقیق‌تر، آموزش داده شود (Abiodun و همکاران، ۲۰۱۸). در این الگوریتم، یک شبکه از نوروها با استفاده از اطلاعات گذشته آموزش داده می‌شوند. وزن‌های اتصالات داخلی نوروها طوری تنظیم می‌شوند که آن‌ها با اطلاعات گذشته تطبیق داده شوند. پس از مرحله آموزش، این شبکه عصبی برای پیش‌بینی تقاضای آب آینده استفاده می‌شود. در رویه یادگیری بهینه‌سازی وزن‌ها با استفاده از الگوریتم کلونی زنبور عسل صورت می‌گیرد. شبکه عصبی می‌تواند به‌طور کارآمدی رابطه‌ای خطی بین پارامترهای ورودی و خروجی مدل کند. برای پیش‌بینی تقاضای آب، مدل شبکه عصبی از پارامترهای ورودی شامل اطلاعات دمایی، جمعیت و وزش باد با استفاده از رابطه (۱) استفاده می‌کند.

$$W(t) = f(t, T(t) - TS), (T(t) - TC)^2, (T(t) - TC)^3, (T(t) - T(t-1)), (T(t-1) - T(t-2)), WP_1(t), \text{population} \quad (1)$$

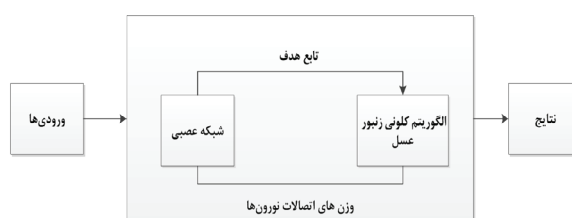
در رابطه فوق $W(t)$: تقاضای آب ساعتی، $T(t)$: دما در زمان t . این دمای متوسط برای ناحیه تقاضای آب پیش‌بینی است. $T(t-i)$: دمای ساعتی تقاضای آب در زمان $t-i$. قرار داد آن است که دوره i پیش از t می‌باشد. $WP_1(t)$: پارامتر آب‌وهوایی در کنار دما می‌باشد که در این مقاله وزش باد در نظر گرفته شده است. همچنین Population به جمعیت اشاره دارد.

هدف، آموزش یک مدل شبکه عصبی برای تطبیق مدل غیرخطی رابطه (۱) می‌باشد. هر شبکه عصبی می‌تواند یک لایه اولیه، یک زوج لایه‌های پنهان و یک لایه خروجی داشته باشد. به‌منظور آموزش شبکه عصبی از روش بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل استفاده می‌شود که در ادامه معرفی شده است.

۳- تشریح روش پیشنهادی مبتنی بر الگوریتم کلونی زنبور عسل

برای بهینه‌سازی عملکرد شبکه عصبی در پیش‌بینی تقاضای آب و بهینه‌سازی رویه یادگیری شبکه عصبی از روش الگوریتم کلونی زنبور عسل استفاده می‌شود. وزن‌های بهینه شده به روشی بازگشتی با به‌کارگیری روش بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل به‌دست خواهد آمد که از الگوریتم کلونی زنبور عسل برای جستجوی بهترین پارامترهای آموزش استفاده خواهد شد. الگوریتم کلونی زنبور عسل الهام گرفته از رفتار هوشمند جمعیت زنبور عسل در جستجوی غذا می‌باشد. در الگوریتم کلونی زنبور عسل، موقعیت هر منبع غذا متناظر با یک راه حل ممکن برای مسأله بهینه‌سازی می‌باشد و مقدار نکتار (شهد) یک منبع غذایی نشانگر مقدار شایستگی (کیفیت) راه حل

متناظر می‌باشد. مجموع زنبورها در یک کلونی را می‌توان به سه دسته تقسیم کرد: کارگر، تماشاگر، و پیشرو می‌باشد (Wang و همکاران، ۲۰۲۰). زنبورهای کارگر و تماشاگر در کندو برابر بوده و متناظر با یک تعداد راه‌حل در جمعیت می‌باشند. فرمول‌بندی مدل مدنظر برای پیش‌بینی تقاضای آب در اینجا بحث می‌شود و شامل پارامترهای شبکه عصبی و کلونی زنبور عسل می‌باشد. رویه آموزش شبکه عصبی در شکل (۱) نشان داده شده است و تکنیک مدنظر برای رویه یادگیری در آن ذکر شده است. ورودی‌ها از شبکه عصبی که وزن‌های اتصال آن با استفاده از رویه یادگیری به‌دست می‌آیند عبور می‌کنند و نتایج در هر تکرار ارزیابی می‌شود. تنظیمات شبکه عصبی و رویه یادگیری در ادامه آورده شده است.



شکل ۱- نحوه ارتباط میان الگوریتم‌های کلونی زنبور عسل و شبکه عصبی

رابطه غیرخطی و پیچیده‌ای میان تقاضای آب و فاکتورهای تأثیرگذار بر آن وجود دارد. تقاضا در افق تحت تأثیر ورودی‌های تقویم، شرایط آب‌وهوایی می‌باشند. ورودی‌های تقویم شامل زمان روز، روز از هفته و تعطیلات می‌باشد. پارامترهای آب‌وهوایی بیشتر شامل دما، رطوبت و یا وزش باد و شدت تابش خورشید می‌باشد. به دلیل اینکه فاکتورهای ورودی تأثیر به‌سزایی در مدل‌سازی پیش‌بینی تقاضای آب دارند، ورودی‌های شبکه عصبی باید به دقت در مدل‌سازی وارد شوند. ورودی‌های انتخاب شده مبتنی بر همبستگی آن‌ها با تقاضای آب خروجی می‌باشند. یک شبکه عصبی سه لایه پیش‌خور برای پیش‌بینی تقاضای آب استفاده می‌شود. ورودی‌ها متغیرهای تأثیرگذار در تغییرات تقاضای آب و خروجی تقاضای آب ساعات بعدی می‌باشد. تعداد نوروها در لایه پنهان بر روی قابلیت یادگیری و عمومیت‌دهی تأثیرگذار هستند. نوروهای لایه پنهان براساس تعداد ورودی‌ها و خروجی‌ها انتخاب می‌شوند و با افزایش آهسته نوروها از شایستگی خارج نرم جلوگیری می‌شود تا نتایج بهینه حاصل شود. شبکه عصبی استفاده شده در این مقاله شامل هشت ورودی (I)، پنج نورو پنهان (H) و یک نورو خروجی می‌باشد. علاوه بر این دو نورو بایاس اضافی (b1, b2) در نظر گرفته شده است، یکی در لایه پنهان و دیگری در لایه خروجی می‌باشد و در مجموع به ۵۳ اتصال

نورونی منجر می‌شود. اتصالات نوروها با ضرب نوروها در هر لایه حساب می‌شود. ۸ ورودی و ۱ بایاس به پنج نورو پنهان وصل هستند که ۵۳ اتصال نورونی را نتیجه می‌دهند. این موضوع را می‌توان به صورت رابطه (۲) فرموله کرد.

$$N = ((I+b1)*H) + ((H+b2)*O) + b1 + b2 \quad (2)$$

براساس تجربیات مقالاتی نظیر (Wang و همکاران، ۲۰۲۰) در زمینه ارتقای رویه یادگیری شبکه عصبی این تعداد در نظر گرفته شده است. تابع تبدیل سیگموئید برای دستیابی به خروجی نورو استفاده می‌شود. خطای میانگین مربعات به‌منظور ارزیابی عملکرد شبکه عصبی استفاده می‌شود. وزن‌ها از یک توزیع یکنواخت مقداردهی اولیه می‌شود.

نحوه تنظیمات الگوریتم کلونی زنبور عسل به‌منظور بهینه‌سازی اتصالات نوروهای شبکه عصبی بسیار اهمیت دارد. تعداد منابع غذایی در اینجا ۲۸ در نظر گرفته شده است که جمعیت زنبورهای عسل نیز می‌باشد. تعداد زنبورهای کارگر و تماشاگر نیز ۱۴ می‌باشد. دیمانسیون فضای جستجو برابر با ۵۳ یعنی تعداد اتصالات وزن‌ها می‌باشد. مرزهای بالا و پایین برابر با ۱ و ۱- می‌باشد (Wang و همکاران، ۲۰۲۰).

رویه یادگیری الگوریتم کلونی زنبور عسل بر پایه مراحل مختلف می‌باشد و در شکل (۲) نشان داده شده است.

در شکل (۲) مرحله اول مقداردهی اولیه می‌باشد که یک جمعیت اولیه از منابع غذایی N به‌صورت تصادفی در رنج مرزهای بالا و پایین تولید می‌شوند. رابطه (۳) برای مقداردهی اولیه جمعیت استفاده می‌شود. در اینجا اندازه جمعیت ۲۸ است (Xue و همکاران، ۲۰۱۸).

$$x_{ij} = x_j^{\min} + \text{rand}(0,1)(x_j^{\max} - x_j^{\min}) \quad (3)$$

که در این رابطه i بیانگر iامین منبع غذایی و j متغیر بهینه‌سازی مربوط به iامین منبع غذایی می‌باشد. در این مرحله مقدار نکتار هر منبع غذایی محاسبه خواهد شد و شایستگی منبع غذایی مطابق با رابطه (۴) ارزیابی می‌شود:

$$\text{fitness}_i = \frac{1}{1 + f_i} ; f_i \geq 0 \quad (4)$$

$$1 + \text{abs}(f_i) ; f_i < 0$$

در رابطه فوق fi هزینه مربوط به راه‌حل xi می‌باشد و این تابع مستقیماً با تابع هزینه مسأله حداکثرسازی رابطه دارد. در اینجا پس از تعیین شایستگی، هر زنبور کارگر یک منبع غذای کاندید جدید vi را در همسایگی منابع غذایی موجود جستجو می‌کند. منبع غذایی جدید براساس اطلاعات زنبورها مقایسه می‌شوند و براساس رابطه (۵) ارزیابی می‌شوند. در این روش انتخاب مشتاقانه برای انتخاب منبع غذای بهتر به‌عنوان منبع غذای جدید انتخاب می‌شود (Chen و همکاران، ۲۰۱۸).

$$v_{ij} = x_{ij} + \phi_{ij} (x_{ij} - x_{kj}) \quad (5)$$

در این رابطه یک متغیر بهینه‌سازی تصادفی در رنج [۱, D] می‌باشد

و k یک منبع غذایی انتخاب شده به صورت تصادفی و متفاوت از i می باشد که یک عدد تصادفی حقیقی با توزیع یکنواخت در بازه -1 و 1 است. D یک عدد غیرمنفی است. به نحوه وزن دهی راه حل پرداخته می شود. احتمال انتخاب یک راه حل در جمعیت متناسب با مقدار نکتار در منبع غذایی و یا مقدار شایستگی منبع غذایی در جمعیت می باشد. با استفاده از روش انتخاب چرخ رولت (Goldberg و همکاران، ۱۹۸۹)، هر زنبور تماشاگر یک منبع غذایی با احتمال بالاتر را با استفاده از رابطه (۶) انتخاب می کند. سپس یک راه حل کاندید مبتنی بر رابطه (۴) تولید می شود.

$$p_i = \frac{\text{fitness}_i}{\sum_{i=1}^N \text{fitness}_i} \quad (6)$$

p_i احتمال منبع غذایی i ام می باشد. در این مرحله راه حل ها ارزیابی شده و منابع غذایی بهتر جایگزین دیگر منابع غذایی می شوند که این امر با رویه انتخاب مشتاقانه صورت می پذیرد. راه حل بهتر که ترکیب وزن های نوروونی است به شبکه عصبی داده می شود تا در رویه پردازش قرار بگیرد. در شبکه عصبی نوروون های مختلف در سه لایه ترکیب شده و وزن های اتصال و سیگنال های ورودی در هر نوروون پردازش شده و به دیگر نوروون ها در لایه دیگر می روند. یک نوروون تکی ورودی های وزن دهی شده را با استفاده از فرمول ذیل محاسبه می کند:

$$y_i = \sum_{j=1}^n x_j w_{ij} \quad (7)$$

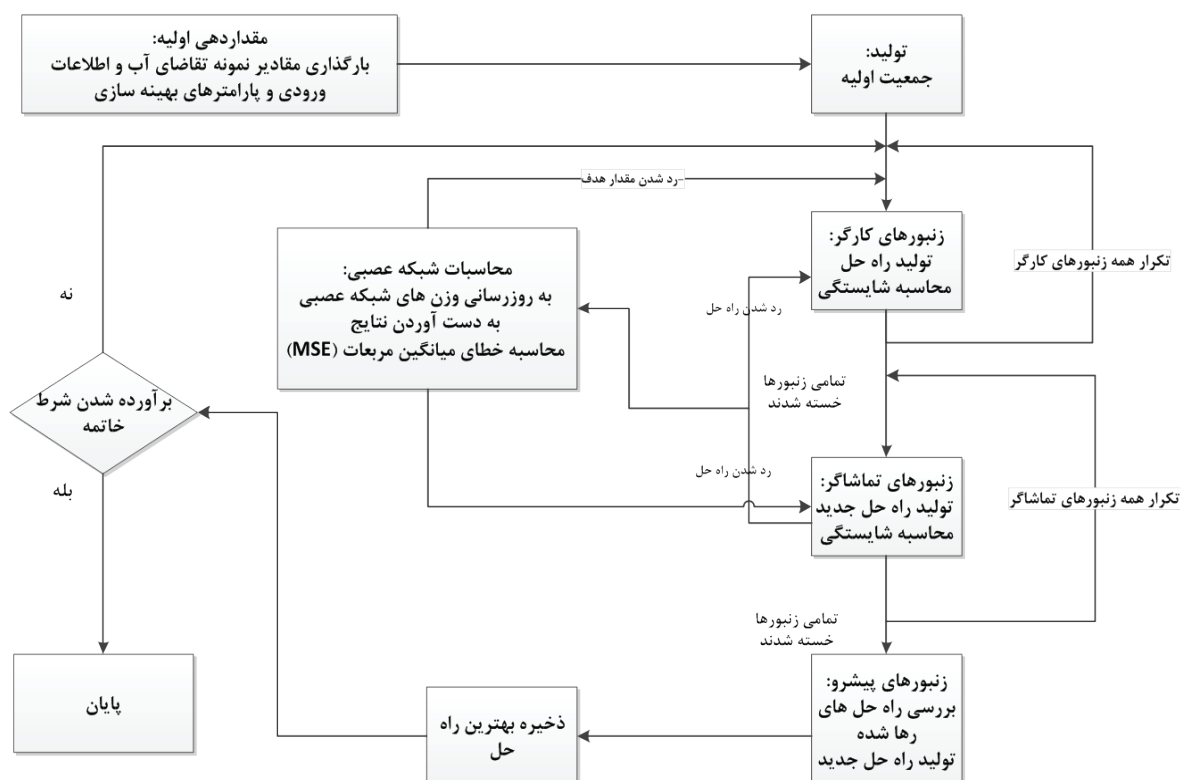
در این رابطه x_j بردار ورودی و w_{ij} وزن های متناظر با بردار ورودی می باشد. Y_i پاسخ نوروون مبتنی بر تابع هدف است. مطابق با رابطه (۸) برای خروجی، نوروون از یک تابع تبدیل سیگموئید استفاده می کند:

$$y_i = \frac{1}{1 + e^{-x_j}} \quad (8)$$

شبکه تابع هدف و خطا با استفاده از رابطه (۹) محاسبه می شود:

$$E = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - a_i)^2 \quad (9)$$

y_i خروجی به دست آمده از در نوروون i و a_i خروجی مطلوب است. در این گام، شبکه تابع هدف را به مرحله آموزش بر می گردانند تا راه حل ها بیشتر ارزیابی شوند. پس از آنکه هر راه حل کاندید با استفاده از زنبورهای مصنوعی تولید شده و در شبکه عصبی پیش خور ارزیابی شد، شایستگی راه حل با بهترین راه حل قبلی محاسبه می شود. اگر راه حل جدید بهتر یا برابر مقدار شایستگی پیشین بود، بهترین راه حل قبلی با راه حل جدید در حافظه جایگزین می شود. الگوریتم کلونی زنبور عسل مراحل ذکر شده را تا برآورده شدن معیار خاتمه یا تعدادی معین تکرار انجام می دهد. پس از خاتمه الگوریتم مقدار شایستگی و موقعیت بهینه منبع غذایی به عنوان پارامترهای تصمیم گیری ذخیره می شوند. در این مقاله الگوریتم در صورتی دیگر تکرار نمی شود که به تکرار ۵۰۰ برسد و یا خطای میانگین مربعات به کمتر از ۰/۰۰۰۱ برسد.

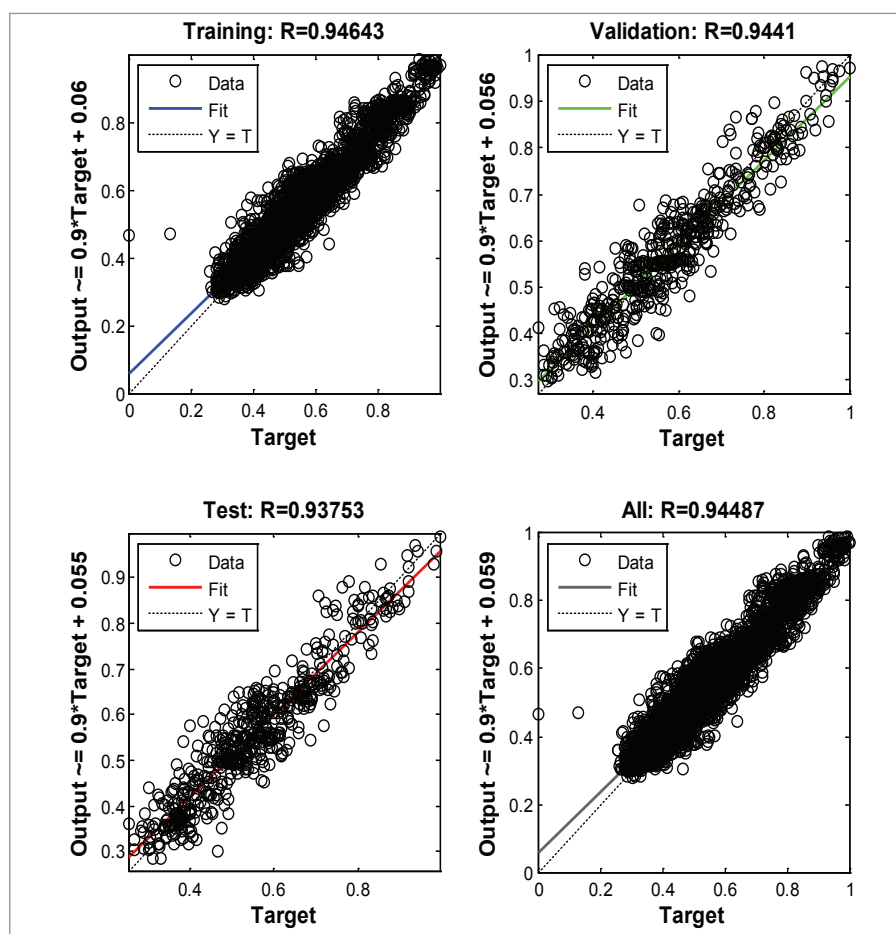


شکل ۲- رویه یادگیری شبکه عصبی با استفاده از الگوریتم بهینه سازی کلونی زنبور عسل

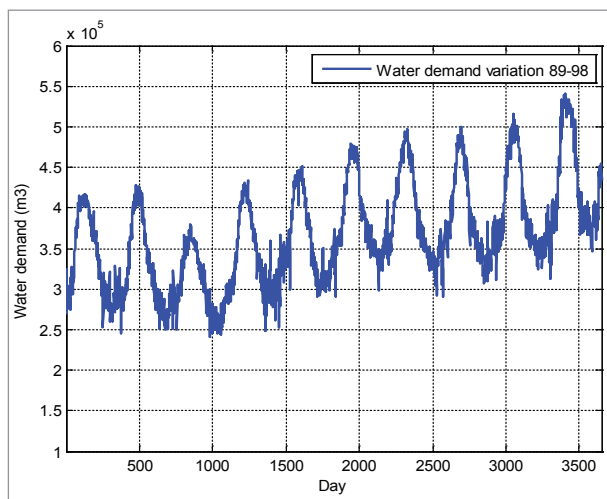
نتایج و بحث

برای شبیه‌سازی از اطلاعات ۱۰ ساله تقاضای آب، جمعیت و اطلاعات آب‌وهوایی شامل متوسط دمای روزانه و وزش باد مربوط به سیستم آبرسانی شیراز به‌عنوان اطلاعات گذشته استفاده شده است. این اطلاعات ۱۰ ساله از سال ۱۳۸۹ تا سال ۱۳۹۸ جمع‌آوری شده است. اطلاعات شامل تقاضای آب، جمعیت، دما و وزش باد در شیراز می‌باشد. همچنین برای مقایسه اطلاعات پیش‌بینی شده با واقعیت پیش‌بینی تقاضای آب سال ۱۳۹۸ انجام گرفته است اما می‌توان برنامه نوشته شده را به‌صورت ساعتی برای زمان‌های آینده استفاده کرد. داده تست مربوط به دو سال بوده است. در حقیقت فقط برای مقایسه با اطلاعات در دسترس از پیش‌بینی سال ۱۳۹۸ استفاده شده است. جهت پیش‌بینی تقاضای آب سال ۱۳۹۸، این شبیه‌سازی‌ها برای کل مصرف شیراز انجام شده است. به‌منظور شبیه‌سازی پیش‌بینی تقاضای آب از نرم‌افزار MATLAB استفاده شده است.

رویه مرحله مقدار دهی اولیه تا مرحله خاتمه برای زنبورهای کارگر تکرار می‌شود تا راه حلی بهتر پیدا کنند و پس از آن زنبورهای تماشاگر فراخوانده می‌شوند تا راه‌حل‌ها را براساس احتمالاتشان دوباره تولید کنند. اگر زنبورهای تماشاگر قادر به یافتن مینیمم مطلق نشوند، پس از آن زنبورهای پیشرو شروع به تولید یک راه‌حل تصادفی می‌نمایند. این رویه از یافتن مینیمم محلی جلوگیری می‌کند. هر نوع زنبور راه‌حل‌های کاندید را به شبکه عصبی می‌دهد تا مقدار هدف محاسبه شود و دوباره برای انتخاب یا رد راه‌حل بازگردانده شود. هر یک از زنبورهای کارگر و زنبورهای تماشاگر در گام نخست قرار دارند و سه خط خروجی دارند. یک خط به بلوک شبکه عصبی وصل می‌شود تا روندهای محاسباتی شایستگی و خطا را انجام دهد و دوباره راه‌حل‌ها را به بلوک‌های زنبورها می‌دهد. این رویه تا زمانی‌که همه زنبورهای بلوک‌ها خسته شوند ادامه می‌یابد. اگر تمامی زنبورهای یک بلوک خسته شوند و شرط خاتمه برآورده نشود، نوبت به زنبورهای پیشرو برای تولید تصادفی خواهد رسید تا فضای جستجو را تغییر دهند. در ادامه به تحلیل نتایج پرداخته می‌شود.

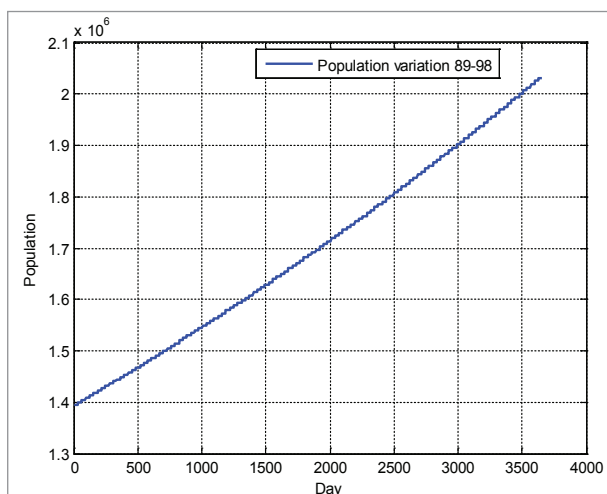


شکل ۳- رگرسیون داده‌ها در آموزش، تست و اعتبارسنجی روش شبکه عصبی



شکل ۶- تغییرات تقاضای آب طی ده سال از ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۸

در شکل (۷) تغییرات جمعیت شیراز از سال ۸۹ تا ۹۸ برای ماه‌های مختلف نمایش داده شده است، این پارامتر یکی از پارامترهای ورودی پیش‌بینی بوده است.

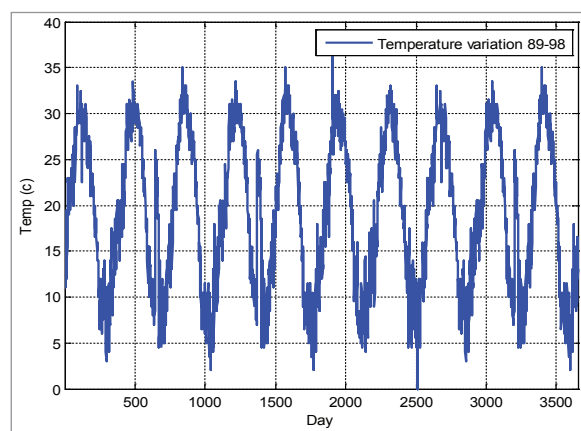


شکل ۷- تغییرات جمعیتی از سال ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۸

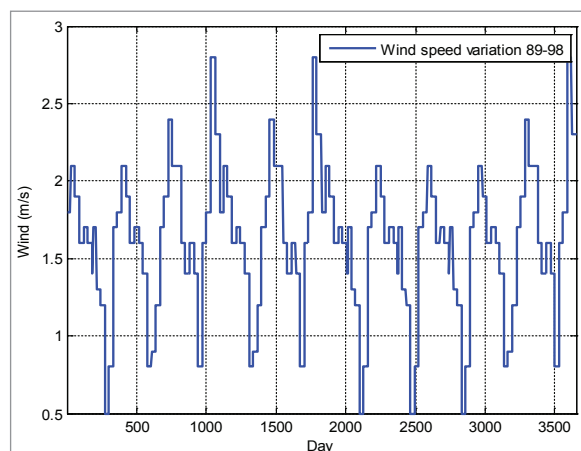
پس از اجرای شبکه عصبی و آموزش شبکه و تست و اعتبارسنجی برای مشاهده نتایج، تقاضای آب سال ۹۸ پیش‌بینی شده است. برای آنالیز داده‌ها، نتایج پیش‌بینی تقاضای آب برای چهار فصل و به صورت مقایسه‌ای با داده‌های واقعی نمایش داده شده است. به این منظور از چهار ماه فروردین، مرداد، آذر و بهمن در فصل متفاوت استفاده شده است. در شکل (۸) اطلاعات پیش‌بینی تقاضای آب و اطلاعات واقعی برای ماه فروردین نشان داده شده است. همچنان که مشاهده می‌شود پیش‌بینی تقاضای آب در این ماه بسیار نزدیک به مقادیر واقعی بوده است. در شکل (۹) اطلاعات پیش‌بینی تقاضای آب و اطلاعات واقعی

در شکل (۳) وضعیت رگرسیون داده‌ها در آموزش، تست و اعتبارسنجی نمایش داده شده است. در این شکل‌ها مشاهده می‌شود داده‌ها پیرامون خط رگرسیون در سه مورد آموزش، تست و اعتبارسنجی پراکنده شده‌اند. در شکل‌های ذیل مشخص است R برای کل داده‌ها برابر با ۰/۹۹۴ و R^2 برابر با ۰/۹۹ است. در حقیقت R همان ضریب تعیین در پیش‌بینی‌ها می‌باشد که این شاخص قدرت پیش‌بینی متغیر مورد نظر براساس متغیرهای ورودی را نمایش می‌دهد. R^2 نیز ضریب تشخیص در شبکه عصبی می‌باشد که به عنوان معیاری برای تعیین مناسب بودن پیش‌بینی داده‌ها به کار می‌رود. باتوجه به این شکل‌ها به دلیل آن که داده‌ها به خط مدنظر نزدیک بوده‌اند و این پارامتر به عدد یک نزدیک‌تر است متغیرهای ورودی به خوبی به مدل شبکه عصبی معرفی شده‌اند.

به منظور پیش‌بینی تقاضای آب در این مقاله از داده‌های گذشته تقاضای آب، جمعیت، دما و وزش باد استفاده شده است که در شکل‌های (۴ تا ۷) نمودار روند تغییرات آن‌ها برای ۱۰ سال آموزش یعنی ۸۹ تا ۹۸ آورده شده است. شایان ذکر است کلیه داده‌ها برای ۱۰ سال به عنوان ورودی لحاظ شده است.

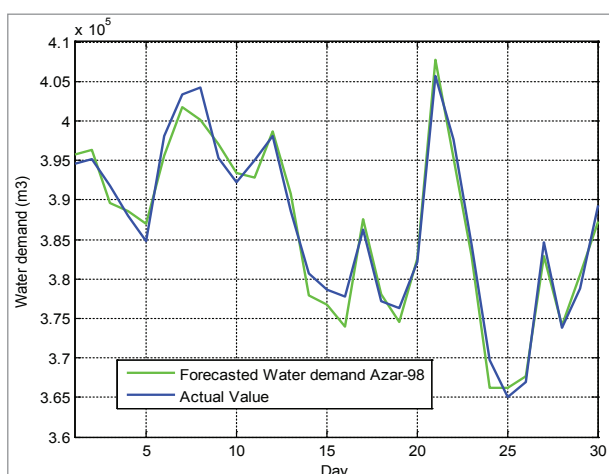


شکل ۸- تغییرات دمایی طی ده سال ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۸

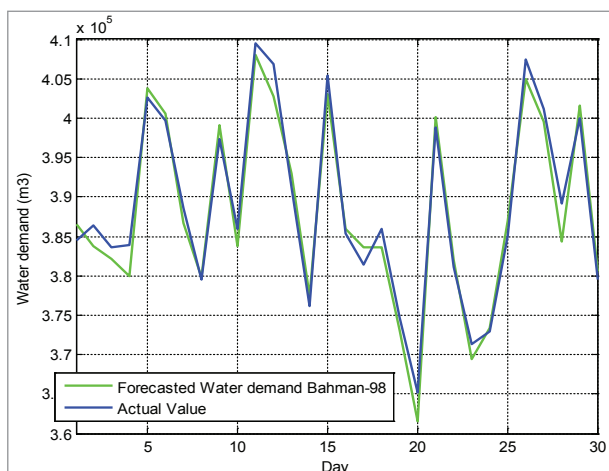


شکل ۹- تغییرات وزش باد طی ده سال از ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۸

پیشنهادی انجام شده است. تقاضای آب در این ماه نسبت به تابستان کاهش داشته است که الگوریتم پیشنهادی به خوبی توانسته مقادیر این فصل را نیز مبتنی بر اطلاعات آموزش داده شده شبکه عصبی پیش‌بینی نماید. اطلاعات پیش‌بینی تقاضای آب و اطلاعات واقعی برای ماه بهمن در فصل زمستان در شکل (۱۱) نمایش داده شده است. همچنان که مشاهده می‌شود برای این ماه به خوبی پیش‌بینی تقاضای آب انجام شده است و مقادیر پیش‌بینی در نزدیکی مقادیر واقعی قرار دارد.



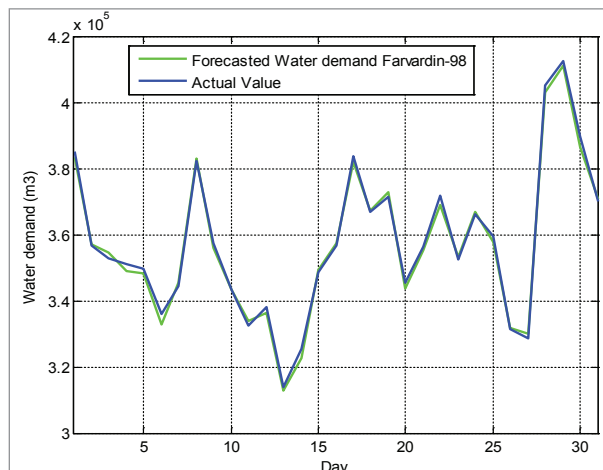
شکل ۱۰- نتایج پیش‌بینی تقاضای آب برای آذر ماه ۱۳۹۸
آبی: مقدار واقعی، سبز: مقدار پیش‌بینی



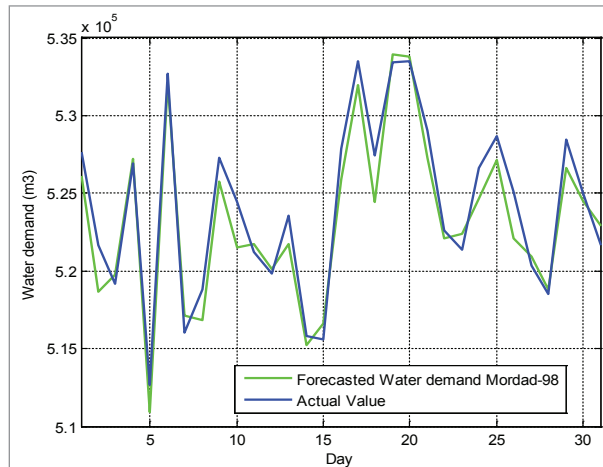
شکل ۱۱- نتایج پیش‌بینی تقاضای آب برای بهمن ماه ۱۳۹۸
آبی: مقدار واقعی، سبز: مقدار پیش‌بینی

مقدار پیش‌بینی به مقدار تقاضا برابر با ۰/۰۰۲ بوده است. در این بخش باتوجه به رابطه $MAPE^2$ که یک پارامتری آماری مناسب برای تحلیل مناسب بودن پیش‌بینی می‌باشد، به مقایسه نتایج این مقاله با دیگر مقالات پرداخته می‌شود. رابطه $MAPE$ به صورت رابطه (۱۰) است:

تقاضای آب برای ماه مرداد در تابستان نمایش داده شده است. مشاهده می‌شود برای این ماه پیش‌بینی در حد قابل قبولی بوده است. تقاضای آب در این ماه در مقادیر بالایی قرار دارد که به دلیل دمای بالای هوا و مصرف بالا می‌باشد. روش پیشنهادی به خوبی توانسته مقادیر این فصل را باتوجه به اطلاعات آموزش داده شده شبکه عصبی پیش‌بینی کند. اطلاعات پیش‌بینی تقاضای آب و اطلاعات واقعی برای ماه آذر در پاییز در شکل (۱۰) نمایش داده شده است. همچنان که مشاهده می‌شود برای این ماه به خوبی پیش‌بینی تقاضای آب توسط روش



شکل ۸- نتایج پیش‌بینی تقاضای آب برای فروردین ماه ۱۳۹۸
آبی: مقدار واقعی، سبز: مقدار پیش‌بینی



شکل ۹- نتایج پیش‌بینی تقاضای آب برای مرداد ماه ۱۳۹۸
آبی: مقدار واقعی، سبز: مقدار پیش‌بینی

در پایان به منظور اعتبارسنجی روش پیشنهادی با پژوهش‌های پیشین مقایسه می‌شود. در این قسمت هدف مقایسه داده‌های آماری این مقاله با دو مقاله دیگر در زمینه پیش‌بینی تقاضای آب می‌باشد. لازم به ذکر است برای پیش‌بینی تقاضای آب سال ۱۳۹۹ انحراف معیار خطا برابر با ۰/۰۹۲ و انحراف معیار نسبت

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \frac{|At - Ft|}{At} \quad (10)$$

در این رابطه At مقدار واقعی و Ft مقدار پیش‌بینی و n تعداد داده می‌باشد. برای داده‌های فروردین ۹۹ مقدار $MAPE$ این مقاله برابر با نه درصد می‌شود. Hutton و همکاران (۲۰۲۰) این مقدار برابر با هفت درصد بوده است که روش پیشنهادی این مقاله به دنبال ارتقای دقت پیش‌بینی تقاضای آب و بررسی فاکتورهای تأثیرگذار در مقیاس‌های مختلف براساس روش ماشین افزایشی گرادیان بوده است. در این مرجع اطلاعات مربوط به مصرف آب در سطح خانگی، موقعیت‌های مختلف، مشخصات خانه‌ها و اطلاعات آب‌وهوایی به‌عنوان ورودی در نظر گرفته شده است، درحالی‌که در این مقاله جمعیت، دمای هوا، مشخصات زمانی و ورزش باد به‌عنوان ورودی در نظر گرفته شده‌اند. از لحاظ مقدار پارامتر آماری $MAPE$ روش ارائه شده در این مقاله مقادیر مطلوب و نزدیکی به روش ارائه شده در مقاله (Hutton و همکاران، ۲۰۲۰) به‌دست آمد. در همین راستا مقاله Bakker و همکاران، (۲۰۱۴) از پارامتر آماری $MAPE$ استفاده نموده است که در این مرجع این مقدار برابر با ۶ درصد به‌دست آمد. به‌طورکلی از داده‌های آب‌وهوایی استفاده شده و از یک روش تطبیقی جهت پیش‌بینی تقاضا آب استفاده شده است.

باتوجه‌به مطالب ذکر شده نتایج این مقاله معتبر بوده است و توانسته تا حد مطلوبی خطا را در پیش‌بینی تقاضای آب کاهش دهد و دقت روش پیش‌بینی را ارتقا دهد که از این منظر روش ترکیبی شبکه عصبی-بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل به شیوه مناسبی عمل نموده است.

نتیجه‌گیری

یک سیستم آبرسانی، شرکت‌های آب و فاضلاب باید به‌صورت دقیق تقاضاهای پیش‌بینی شده را تطبیق دهنده تا منابع آبرسانی را به‌صورتی متناسب در دسترس قرار دهند. در این مقاله برای بهینه‌سازی عملکرد شبکه عصبی در پیش‌بینی تقاضای آب از روش الگوریتم کلونی زنبور عسل استفاده شد. بر این اساس روشی ترکیبی برای پیش‌بینی تقاضای آب استفاده شد. از الگوریتم کلونی زنبور عسل به‌منظور بهینه‌سازی رویه یادگیری شبکه عصبی در پیش‌بینی تقاضای آب استفاده شده است. وزن‌های بهینه شده به روشی بازگشتی با به‌کارگیری روش بهینه‌سازی کلونی زنبور عسل به‌دست آمده که از الگوریتم کلونی زنبور عسل برای به‌دست آوردن بهترین پارامترهای آموزش استفاده می‌شود. روش پیشنهادی مبتنی بر استفاده از شبکه عصبی و کلونی زنبور عسل برای پیش‌بینی

تقاضای آب در شبکه آبرسانی شیراز با لحاظ کردن میزان مصرف آب روزها در گذشته، جمعیت و عوامل آب‌وهوایی مانند ورزش باد، دما شد.

نتایج پیاده‌سازی روش پیشنهادی اثبات نمود، استفاده از روش الگوریتم کلونی زنبور عسل و شبکه عصبی دقت مطلوبی داشته است، به‌طوری‌که انحراف پیش‌بینی تقاضای آب در بدترین شرایط به عدد یک رسید و در بیشتر موارد در زیر یک بود که حد قابل قبولی می‌باشد. همچنین با مقایسه رفتار تقاضای آب در دو بازه زمانی مشاهده شده که بازه گرم سال با افزایش و مصرف بالای تقاضای آب همراه می‌باشد. به‌طورکلی نتایج شبیه‌سازی پیش‌بینی تقاضای آب نشان می‌دهد روش پیشنهادی کارایی خوبی داشته است.

محدودیت‌های این مقاله عدم دسترسی به پارامترهایی مانند رطوبت، پوشش ابر و تابش خورشید در پیش‌بینی تقاضای آب بوده است که می‌توان در تحقیقات آتی اثرات آن‌ها را بر روی پیش‌بینی تقاضای آب ارزیابی کرد. علاوه‌بر این باتوجه‌به پیچیدگی شبیه‌سازی در این مقاله از روش ترکیبی رگرسیون-شبکه عصبی استفاده نشده است که با مطالعات بیشتر می‌توان در تحقیقات آینده جهت ارتقای کارایی روش پیش‌بینی تقاضای آب می‌توان از این روش استفاده نمود.

پی‌نوشت

- 1- Takagi-Sugeno-Kang
- 2- Mean Absolute percentage error

منابع

- Abiodun O. I., Jantan A., Omolara A. E., Dada K. V., Mohamed N. A and Arshad H. 2018. State-of-the-art in artificial neural network applications: A survey. *Heliyon*, 4(11): e00938.
- Bakker H., van Duistc K., van Schagen K., Vreeburg J. and Rietved L. 2014. Improving the performance of water demand forecasting models by using weather input, *Procedia Engineering*, 70: 93-103.
- Candelieri A. 2017. Clustering and Support Vector Regression for Water Demand Forecasting and Anomaly Detection. *Water*, (3): 224-243.
- Chen S., Guohua F., Xianfeng H. and Yuhong Zh. 2018. Water Quality Prediction Model of a Water Diversion Project Based on the Improved Arti-

- els-Part 1: Problem definition and representation of water demand. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(1): 33-61.
- Smolak K., Kasieczka B., Fialkiewicz W., Rohm W., Siła-Nowicka K. and Kopańczyk K. 2020. Applying human mobility and water consumption data for short-term water demand forecasting using classical and machine learning models. *Urban Water Journal*, 17(1): 32-42.
- Tavanpour N., Noshadi M. and Tavanpour N. 2016. Scale formation and corrosion of drinking water pipes: a case study of drinking water distribution system of Shiraz city. *Modern Applied Science*, 10(3): 166-177.
- Wang Y., Jian L., Rong L., Xinyu S. and Enhui L. (2020). Precipitation forecast of the Wujiang River B based on artificial bee colony algorithm and backpropagation neural network, *Alexandria Engineering Journal*, 59: 1473-1483.
- Waqas Khan P., Byun Y. C., Lee S. J. and Park N. 2020. Machine learning based hybrid system for imputation and efficient energy demand forecasting. *Energies*, 13(11): 2681.
- Zubaidi S. L., Al-Bugharbee H., Ortega-Martorell S., Gharghan S. K., Olier I., Hashim K. S and Kot P. 2020. A novel methodology for prediction urban water demand by wavelet denoising and adaptive neuro-fuzzy inference system approach. *Water*, 12(6): 1628.
- Zubaidi S. L., Ortega-Martorell S., Kot P., Alkhaddar R. M., Abdellatif M., Gharghan S. K and Hashim K. 2021. A method for predicting long-term municipal water demands under climate change. *Water Resources Management*, 34(3): 1265-1279.
- cial Bee Colony-Back propagation Neural Network, *Water*, 10(6): 806.
- Ghalekhondabi I., Ardjmand E. and Young W.A. 2017. Water demand forecasting: review of soft computing methods. *Environmental Monitoring and Assessment Journal*, 189(7): 313-330.
- Graf R., Zhu S. and Sivakumar B. 2019. Forecasting river water temperature time series using a wavelet-neural network hybrid modelling approach. *Journal of Hydrology*, 578: 124115.
- Goldberg David E. 1989. Genetic algorithms in search, optimization and machine learning, 1st ed. Addison-Wesley Longman Publishing Co., Inc, Boston.
- Guo L., Fu P., Shi T., Chen Y., Zeng C., Zhang H. and Wang S. 2021. Exploring influence factors in mapping soil organic carbon on low-relief agricultural lands using time series of remote sensing data. *Soil and Tillage Research*, 210: 104982.
- Hutton C., Hofman J. and Kapelan Z. 2020. Water demand forecasting accuracy and influencing factors at different spatial scales using a Gradient Boosting Machine. *Water Resources Research*. 56(8): 1-13.
- Kozłowski E., Kowalska B. and Kowalski D. 2018. Water demand forecasting by trend and harmonic analysis. *Archivs Civil and Mechanical Engineering*, 18: 140-148.
- Meireles I., Sousa V., Bleys B. and Poncelet B. 2022. Domestic hot water consumption pattern: Relation with total water consumption and air temperature. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 157: 112035.
- Nazemi A. and Wheeler H. S. 2015. On inclusion of water resource management in Earth system mod-

Translation of Distributive Justice Concept in Policy Making of Water Resources Allocation

S. Imani¹, M.H. Niksokhan^{2*}, R. Safari Shali³

1,2- Ph.D. Candidate and Associate Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran.
3- Associate Professor, Department of Sociology, Faculty of Literature and Humanities, Kharazmi University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: niksokhan@ut.ac.ir)

Received: 07-01-2022

Revised: 09-02-2022

Accepted: 15-02-2022

Available Online: 21-09-2022

ترجمان مفهوم عدالت توزیعی در سیاست گذاری های تخصیص منابع آب

سمیه ایمانی^۱، محمدحسین نیکسخن^{۲*}، رضا صفری شالی^۳

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیار، گروه آموزشی مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. ۳- دانشیار گروه آموزشی جامعه شناسی، دانشکده ادبیات و علوم انسانی، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: niksokhan@ut.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۱/۲۰

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۱۷

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۲۶

Abstract

Fair, just, and equitable water allocation is one of the key subjects in water resource management and decision-making. Governments state that water allocation policies are just. However, a precise definition of these subjects and their unique applications in water sector are not still clear for researchers or policy-makers. This study reviews literatures and uses a descriptive and deep analysis of distributive justice in the water resource policies. Therefore, finding the answer to how to distribute justice to environmental resources like water is one of the key steps in water resources studies and policymaking. Its main objective is to introduce a methodology for just environmental resource allocation. Based on the principles of justice, a flowchart is recommended to define the steps and scopes of a just water policy. In addition, the applications of different distributive justice theories and their modern concepts are compared and discussed for water reallocation. Accordingly, the differences would be cleared between equality, difference, equality of opportunity, welfare, deserve, and entitlement for water justice research.

Keywords: Water Justice, Resource Allocation, Policymaking, Common Pool.

چکیده

در ساختار تصمیم گیری منابع آب یکی از موضوعات اساسی تخصیص «عادلانه»، «منصفانه» و «بر مبنای تساوی» است. بر اساس خواست دولت ها، سیاست های تخصیص منابع آب، بر مبنای عدالت انجام می شوند؛ درحالی که تعریف دقیق عادلانه بودن و نحوه کاربرد آن در بخش آب بر محققین و سیاست گذاران پوشیده است. بنابراین یافتن پاسخ چگونگی توزیع عادلانه منابع محیط زیستی مانند آب یکی از گام های اساسی در مطالعات و سیاست گذاری های منابع آب است. اما حوزه ای که کمترین توجه به آن اختصاص یافته است، تعریف دقیق عادلانه بودن است. بر این مبنای، نوشتار حاضر به صورت مطالعه اسنادی و در قالب تکننگاری توصیفی و تحلیلی عمیق در حوزه عدالت توزیعی در سیاست گذاری های تخصیص منابع آب تهیه شده است. بنابراین در این پژوهش افزون بر بررسی مفاهیم پایه ای عدالت، فلوچارت انتخاب مراحل بررسی عدالت آبی در کشور پیشنهاد خواهد شد. همچنین مقایسه و تبیین مفاهیم عدالت توزیعی در تخصیص منابع آب نیز ارائه می شود تا اختلاف بین رویکردهای مختلف عدالت توزیعی بر مبنای مفهوم مدرن آن شامل برابری، تفاوت، برابری فرصت ها، رفاه، شایستگی و استحقاق از منظر عدالت در پژوهش های آبی مشخص شود.

واژه های کلیدی: عدالت آبی، اصل استحقاق، توزیع منابع، سیاست گذاری، منابع مشترک.

منابع آب) بوده است (Movik, ۲۰۱۴) و کمتر توزیع مواهب^۸ و مثبت مانند منابع آب که بیشتر از جنس توزیع منافع و سود است، مورد توجه قرار گرفته است. اساس درک عدالت در زمینه منابع طبیعی بر چگونگی تقسیم منابع و منافع در بین کاربران مختلف و روش اتخاذ تصمیمات عادلانه است (Patrick, ۲۰۱۴). اما توزیع عادلانه مواهب محیط‌زیستی مانند منابع آب به چه شکلی باید باشد؟ برای پاسخ به این سوال باید در نظر گرفت که تعریف جهان‌شمولی^۹ برای آن وجود نداشته (Walker and Bulkeley, ۲۰۰۶) و بسته به فرم و محتوا^{۱۰} و نوع منبع^{۱۱} متفاوت خواهد بود (Schmitt and Sabbagh, ۲۰۱۶). بنابراین باید یک روش مفهومی با توجه به شرایط هیدرولوژیکی-اقلیمی، الگوی آب در دسترس، مسائل تاریخی، اقتصاد و ... ارزیابی شود. عدالت به لحاظ فرم و محتوا کثرت‌گرا است (Walzer, ۱۹۸۳). مایکل والز^{۱۲} نظریه تکثرگرایی^{۱۳} عدالت را پیشنهاد و حوزه‌های گوناگونی از زندگی اجتماعی و فردی (مانند کار، تحصیل، زندگی خانوادگی و ... در زندگی اجتماعی و کار، مقام، وقت آزاد و ... در زندگی فردی) را که در دوران مدرن نسبت به دیگر حوزه‌ها استقلال پیدا کرده‌اند، معرفی کرده است. سیاست، رفاه، کار، خانواده، آموزش، محیط‌زیست و عدالت برای سایر جانداران از مهمترین حوزه‌های عدالت در مطالعات هستند. هر یک از این حوزه‌ها کالاهای اساسی مختلف اجتماعی (به‌عنوان مثال پول، دانش، عشق) را بر اساس اصل‌های مختلف توزیع می‌کنند. به‌طور مثال در حوزه سلامت، اصل نیاز مطرح است. درحالی‌که در حوزه سیاست اصل شایستگی مطرح است. به‌عنوان مثال شخص بیماری که قادر به پرداخت هزینه درمان خود نیست، با توجه به اصل نیاز باید بسته به نیاز، از خدمات درمانی بهره‌مند شود. بر اساس نظر والز ایجاد یک جامعه عادلانه مستلزم آن است که هر حوزه توزیع استقلال نسبی داشته باشد و از اصول منحصر به خود استفاده نماید و از "دخیل کردن" اصولی که در سایر حوزه‌ها عملکرد مناسبی داشته است، اجتناب کند. بر اساس نوع منبع باید به این مورد توجه کرد که منابع محیط‌زیستی در مقایسه با دیگر منابع اندرکنش و ارتباط بیشتری با بخش‌های مختلف دارند. بنابراین نگرش در مورد حقوق مالکیت آب^{۱۴} در آنها پیچیدگی بسیاری دارد. اگرچه برخی معتقد هستند مالکیت شخصی برخی از منابع محیط‌زیستی به میزان مشخص (مانند حقابه) می‌تواند به طور مشخص به کاربران خاصی اختصاص یابد. اما در عمل نحوه استفاده یک فرد از منابع در اختیار خود شاید بر منابع دیگران تأثیر گذاشته و در بیشتر موارد با کاهش ارزش آنها همراه است. این نوع تفکر می‌تواند زمینه‌ساز بسیاری از اختلافات در بر سر نقض حقوق مالکیت شخصی^{۱۵} باشد (Clayton و همکاران، ۲۰۱۶). همچنین منابع محیط‌زیستی به‌عنوان منابع مشترکی است که همگان

با افزایش تقاضا و کاهش منابع آبی، قوانین و رویه‌های تخصیص آب به‌عنوان مکانیسم‌هایی برای جلوگیری از درگیری اهمیت بیشتری پیدا می‌کنند. پیچیدگی فرآیند تخصیص به همراه افزایش تقاضا و کاهش منابع سبب تجدیدنظر در سیاست‌گذاری‌های تخصیص آب در بسیاری از کشورها (به‌ویژه کشورهایی با میزان تخصیص مازاد) شده است (Roa-García, ۲۰۱۴).

تاکنون بیشتر سیاست‌های تخصیص در قالب ساختار توسعه پایدار یا مدیریت یکپارچه منابع آب^{۱۶}، بر توابع هدف اقتصادی (مانند حداکثرسازی سودآوری یا ضریب تولید ناخالص داخلی^{۱۷} کاربران) و توابع محیط‌زیستی (مانند حداقل‌سازی تخطی محیط‌زیستی^{۱۸} یا انتشار بار آلودگی) متمرکز بوده است (Ashtiani و همکاران، ۲۰۱۵). اما مطالعات نشان داده است، موضوعات مهم با تأثیرات طولانی‌مدت مانند تخصیص منابع آب در واقعیت با چالش بسیاری روبه‌رو بوده و به‌راحتی توسط بازار و مسائل اقتصادی قابل حل نخواهد بود (Quiggin و همکاران، ۲۰۱۲؛ Hussey و Dovers, ۲۰۰۶). یکی از موضوعات اساسی در ساختار تصمیم‌گیری، تخصیص "عادلانه"^{۱۹}، "منصفانه"^{۲۰} و "بر مبنای تساوی"^{۲۱} است. بر اساس خواست دولت‌ها، سیاست‌های تخصیص منابع آب بر مبنای عدالت انجام می‌شود، اما حوزه‌ای که کمترین توجه به آن اختصاص یافته است، تعریف دقیق عادلانه بودن است (Syme و همکاران، ۱۹۹۹). به‌طوری‌که در مطالعات واژه تساوی و عدالت بارها به‌جای هم استفاده می‌شوند (Neal و همکاران، ۲۰۱۶). در ادبیات علوم اجتماعی و فلسفه تساوی فقط به‌عنوان جزئی از عدالت و عدالت توزیعی (در مفهوم غیرمدرن آن) است. همچنین برای کمی‌سازی تساوی یا عدالت در تخصیص نیز از شاخص ضریب جینی که معیاری برای بیان نابرابری است، استفاده می‌شود (Gunasekara و همکاران، ۲۰۱۴؛ Hu و همکاران، ۲۰۱۶؛ Wang و همکاران، ۲۰۱۲؛ Xu و همکاران، ۲۰۱۷). این موارد نشان‌دهنده عدم پیاده‌سازی درست مفهوم عدالت در مدیریت منابع آب است چرا که بارها واژه‌هایی همچون عدالت (Justice)، برابری (Equality) و تساوی (Equity) به‌جای هم به‌کار رفته است. درحالی‌که عدالت مفهوم جامع‌تری از همه آنها است.

تعریف دقیق عدالت به‌طور قابل توجهی بر پیامدهای دسترسی کاربران به آب با سطح‌های مختلف برخورداری از قدرت و نیازهای آبی تأثیرگذار است. بنابراین یافتن پاسخ چگونگی توزیع عادلانه منابع محیط‌زیستی مانند آب یکی از گام‌های اساسی در مطالعات و سیاست‌گذاری‌های منابع آب خواهد بود.

عدالت محیط‌زیستی در مطالعات بیشتر بر توزیع منفی^{۲۲} بار مسئولیت‌ها (مانند توزیع عادلانه هزینه‌های کاهش اثرات تغییرات اقلیمی یا جریمه تجاوز از استانداردهای تخلیه پساب به

حداقل برای تحقق حق بشری خود به آب^{۱۶} (شرب، سلامت و ...)، باید آزادانه به آن دسترسی داشته باشند. برخلاف نگاه به آب به عنوان کالای عمومی، "مشترک بودن"^{۱۷} منجر به برداشت رقابتی و تراژدی منابع مشترک می شود (Hardin, ۱۹۶۸). مشترک بودن این منابع یکی از معضلات موجود در مطالعات مربوط به منابع محیط زیستی است. تحقیقات بسیاری در این زمینه انجام شده است که در آنها منابع محیط زیستی به عنوان منبع مشترک شناخته شده و شیوه های متنوعی برای مشارکت دادن کاربران مختلف در حفاظت از آنها بررسی شد (Lee, ۲۰۰۳; VanVugt, ۲۰۰۹). برخی از افراد باتوجه به کمیاب بودن آب در برخی از مناطق دنیا، چنین استدلال می کنند که جلوگیری از مصرف بیش از حد آب فقط با قیمت گذاری مناسب برای آن امکان پذیر خواهد بود.

علاوه بر این در فلسفه سیاسی غرب، به جای یک تعریف واحد، دو رویکرد متفاوت از عدالت توزیعی وجود دارد. رویکردی که با ارسطو آغاز و در اواخر سده هجدهم به تدریج محو می شود، تا اندازه ای در تضاد با مفهومی است که جان راولز^{۱۸} با اتکا به مجموعه ای از دریافت های شهودی خود در سده نوزدهم و اوایل بیستم صورت بندی کرده است. عدالت توزیعی در مفهوم مدرن، خواهان تضمین دولت است تا دارایی به گونه ای در کل جامعه توزیع شود که همه از سطح مشخصی از امکانات مادی و رفاهی برخوردار شوند. بحث های جاری درباره عدالت توزیعی به طور معمول حول این متمرکز است که چه مقدار از امکانات باید تأمین شده و برای توزیع این امکانات چه میزان از دخالت دولت مورد نیاز است (Fleischacker, ۲۰۱۸). در واقع موضوع تخصیص منابع، مستقل از هرگونه ویژگی یا لیاقت همان موضوعی است که عدالت توزیعی در معنای نوین به آن گرایش دارد. درحالی که در معنای ارسطویی به اصولی اشاره دارد که تضمین کننده توزیع مناسب بین مستحقان جامعه بر اساس شایستگی متناسب با موقعیت سیاسی و اجتماعی افراد است (Fleischacker, ۲۰۱۸) که در مفاهیم به عدالت مبتنی بر قوانین طبیعی یا الهی نیز معروف است. اصول شناخته شده در عدالت توزیعی بر مبنای مفهوم مدرن آن شامل برابری، تفاوت، برابری فرصت ها، رفاه، شایستگی و آزادی خواهی است که توسط نظریه پردازان مختلفی ارائه شده است. جهت استفاده مناسب از مفاهیم عدالت توزیعی مدرن باید موارد زیر را در نظر گرفت (Von Platz, ۲۰۲۰):

- اصل های مختلف باید بسته به نوع کالا یا نوع منبع، مورد استفاده قرار گیرد.
- شرط برتری یک اصل در یک حوزه خاص، دلیلی بر برتری آن در سایر حوزه های توزیع نیست.
- در بسیاری از موارد توزیع خوب بسیار پیچیده بوده و نیازمند درهم آمیختن اصل های مختلف عدالت توزیعی هست.

با آغاز سده بیستم مفهوم فراگیرتری از عدالت توزیعی در ساختار برنامه ریزی های دولتی راه پیدا کرده است. از جمله برنامه پیشنهادی فرانکلین روزولت^{۱۹} با نام طرح جدید^{۲۰} که همه شهروندان بالاتر از سنی خاص را مشمول بیمه تامین اجتماعی کرد (Kennedy, ۲۰۰۹)، نمونه ای از ورود ایده های مرتبط با عدالت توزیعی به عرصه سیاست گذاری عمومی در غرب بود. باید این را مدنظر قرار داد که شکل گیری بلوک شرق بر مبنای همین ایده بود و ایجاد جمهوری های سوسیالیستی در روسیه و اقمار آن از جمله عوامل موثر در شمول یافتن مفهوم عدالت توزیعی بوده است. بر این اساس می توان عدالت توزیعی را به عنوان راهنمایی اخلاقی برای نحوه تصمیم گیری سیاست گذاران و نحوه دسترسی و چگونگی تقسیم منابع و منافع قلمداد کرد (Lamont و Favor, ۲۰۱۷).

همانطور که بیان شد، مدل ها و اصل های موجود عدالت را نمی توان به سادگی برای پرداختن به مسائل محیط زیستی استفاده کرد. هر تصمیمی که امروزه درخصوص توزیع مواهب محیط زیستی گرفته شود، تأثیر خود را بر نسل های بعدی خواهد گذاشت. از نظر مکانی هر اقدامی در منطقه ای خاص مانند بالادست یک حوضه آبریز می تواند تأثیر خود را بر سایر مناطق مانند پایین دست حوضه آبریز بگذارد. مشترک بودن منابع محیط زیستی امکان استفاده منفعت طلبانه را توسط افراد، گروه ها و حتی در سطح کشورها با محدودیت فراوانی مواجه ساخته است. بنابراین توزیع مواهب محیط زیستی مانند منابع آب و استفاده عادلانه و منطقی از آن نیازمند بررسی عدالت و چگونگی تبدیل آن به نسخه عملیاتی می باشد. به این منظور در مطالعه حاضر، نظریه های اصلی (مدرن) عدالت توزیعی و نحوه پاسخ دهی آنها برای این سوالات ارائه خواهد شد. در این بررسی هدف یافتن برتری هر یک از نظریه ها نسبت به دیگری نیست. انتخاب میان این نظریه ها و پاسخی که از آنها دفاع می کنند بسیار پیچیده است. با این حال برای عملیاتی کردن عدالت در سیاست های جدید تخصیص یا بازتخصیص باید مفاهیم نظری به زبان منابع آب و قواعد حاکم بر آنها بیان شود.

مفاهیم و نظریه های پایه در خصوص عدالت

واژه یونانی دیکایوسونه^{۲۱} برای نشان دادن مفهوم عدالت به کار می رود. این واژه معادل دقیقی در زبان انگلیسی ندارد، اما بهترین ترجمه انگلیسی برای این واژه Justice است (Warburton, ۱۹۹۹) که در زبان فارسی به عدالت ترجمه می شود. عدالت مفهومی است که بسته به دیدگاه، جهان بینی و محتوای آن پویا بوده و همواره در حال تغییر است. به این منظور در طول تاریخ اتفاق نظر کاملی بر سر این مفهوم شکل نگرفته است. باتوجه به پیچیدگی موضوعات عدالت اجتماعی و ماهیت میان رشته ای نظریه ها و تحقیقات

عدالت، حوزه‌های تحقیقاتی آن به چند بخش تقسیم می‌شود. از این رو در ابتدا باید باتوجه به هدف مطالعه، حوزه تحقیقاتی مدنظر را انتخاب کرد. هر یک از این حوزه‌ها دانش موجود را به طریقی در اختیار پژوهشگر قرار می‌دهند تا بتوان به وسیله آن مسائل عدالت را در رشته‌های مختلف علمی برطرف کرد. بر اساس مطالعات مختلف می‌توان حوزه‌های تحقیقاتی عدالت را به ۴ بخش ۱- رشته‌های^{۳۲} مختلف درگیر در مباحث عدالت، ۲- اشکال^{۳۳} یا وجه‌های^{۳۴} مختلف عدالت (Cook و Hegtvedt، ۱۹۸۳؛ Hey، ۲۰۰۹؛ Lamont و FAVOR، ۲۰۱۷؛ McLean و Syed، ۲۰۱۹؛ Müller و Kals، ۲۰۱۶)، ۳- حوزه‌های^{۳۵} عدالت (Colquitt و همکاران، ۲۰۱۳؛ Meyer و Sanklecha، ۲۰۱۶؛ Walton و همکاران، ۲۰۱۳) و ۴- مقیاس^{۳۶} (Hegtvedt و Flinn، ۲۰۰۰؛ Patrick، ۲۰۱۲؛ Patrick و همکاران، ۲۰۱۴؛ Xu و همکاران، ۲۰۱۹) عدالت تقسیم کرد. در ادامه هر کدام از این ۴ بخش به تفصیل توضیح داده خواهد شد.

• رشته‌های مختلف درگیر در مباحث عدالت

تحقیقات عدالت از نظر تاریخی در چارچوبی چندرشته‌ای توسعه یافته است. رشته‌های مختلف درگیر در مباحث عدالت شامل فلسفه، جامعه‌شناسی، روانشناسی و اقتصاد می‌باشد. در این بین باستانی‌ترین و مهم‌ترین رشته فلسفه است. در درجه اول وظیفه فلاسفه اندیشیدن درخصوص معنا و اهمیت عدالت و شناسایی هنجار^{۳۷} ها و اصولی است که به تحقق آن کمک می‌کند. به‌طور گسترده اکثر رویکردهای فلسفی عدالت بر جنبه‌های هنجاری، عینی و ساختارهای تقویت عدالت در جامعه استوار

است (Meyer و Sanklecha، ۲۰۱۶). در مقابل، از منظر روانشناسی، عدالت بیشتر به جنبه‌های ذهنی (آنچه مردم آن را عادلانه یا ناعادلانه تصور می‌کنند) مربوط است. روانشناسی کمتر به ساختار توجه کرده و بیشتر بر درک و توضیح نحوه تفکر و احساس مردم در مورد عدالت تمرکز دارد و عدالت را در سطح افراد بیان می‌کند. روانشناسی در سطح فردی بیشترین همپوشانی را با مطالعات اخلاقی^{۳۸} دارد. فرایندهای شناختی و عاطفی به هنگام مواجهه با بی‌عدالتی در افراد بسته به تفاوت آنها در درک، تفکر و اخلاق‌مداری متفاوت است. بررسی جامع فرایندهای روانشناسی مرتبط با عدالت مستلزم گنجاندن پویایی‌های درون فردی^{۳۹}، بین فردی^{۴۰} و درون گروهی^{۴۱} در مطالعات است (Gollwitzer و van Prooijen، ۲۰۱۶). برخلاف دیدگاه اقتصادی عدالت که در سطح کلان به‌عنوان یک سیستم توزیع و در سطح خرد به‌عنوان یک سیستم انتخاب عقلانی (Sabbagh و Schmitt، ۲۰۱۶) بررسی می‌شود، در جامعه‌شناسی، عدالت به‌عنوان یک ارزش اجتماعی در داخل جامعه و گروه‌های مختلف موجود در جامعه تعیین می‌شود. بر این اساس موضوع اصلی در مطالعات عدالت اجتماعی، بررسی ساختارهای موجود در جامعه است. به عبارت دقیق‌تر جامعه‌شناسی پدیده‌های عدالت جمعی را به تصویر می‌کشد، مسیری که در آن نهادهای اصلی جامعه، حقوق اساسی و وظایف را تعیین کرده و منافع حاصل از مشارکت اجتماعی را توزیع می‌نمایند (Sabbagh و Schmitt، ۲۰۱۶). در سطح بین فردی و بین گروهی مطالعات روانشناسی همپوشانی با مطالعات جامعه‌شناسی عدالت و عدالت توزیعی خواهد داشت در جدول (۱) خلاصه‌ای از مفاهیم مورد بررسی در هر رشته و کاربرد آن در منابع آب آمده است.

جدول ۱- دیدگاه رشته‌های مختلف در بیان مفهوم عدالت

رشته‌ها	رویکرد رشته	کاربرد در مطالعات منابع آب
فلسفه	بر جنبه‌های هنجاری، عینی و ساختارهای تقویت عدالت در جامعه استوار است.	دارد
روانشناسی	بر جنبه‌های ذهنی، درک و توضیح نحوه تفکر و احساس مردم در مورد عدالت متکی است.	دارد
جامعه‌شناسی	عدالت یک ارزش اجتماعی است و متمرکز بر پدیده‌های عدالت جمعی و گروهی است.	دارد
اقتصاد	قالب بودن مدل انسان اقتصادی ^{۴۲} (انسانی منطقی و منفعت طلب)	دارد

• اشکال یا وجه‌های مختلف عدالت

شکل اول، عدالت توزیعی^{۴۳} است که به عدالت درک شده از اصول و قواعد تنظیم‌کننده توزیع منابع و به ارزیابی نتایج واقعی توزیع در رابطه با نتایج مورد انتظار اشاره دارد. در مطالعات عدالت توزیعی توجه به چند مورد اهمیت زیادی دارد. الف) شناسایی اصول و قواعدی که باید برای نحوه توزیع عادلانه منابع اجتماعی (منابع یا بار فشارها مانند جرایم) مورد استفاده قرار گیرد. ب) بی‌عدالتی ناشی از قواعد توزیع چه پیامدهای خواهد داشت.

وجه دوم، عدالت رویه‌ای^{۴۴} است که دیرتر از عدالت توزیعی مطرح شده و بر عادلانه بودن رویه‌ها و فرآیندهای توزیع منابع متمرکز است. در این شکل از عدالت، تمرکز اصلی نه بر روی نتایج، بلکه درخصوص فرآیندهای آن است. عقیده اصلی این دیدگاه این است که جریان منصفانه/عادلانه و بی‌طرفانه با چه تصمیم‌هایی عملی خواهد شد. اگر نحوه تصمیم‌گیری عادلانه یا منصفانه تشخیص داده شود، احتمالاً خروجی یا توزیع نهایی منابع به‌عنوان فرآیندی عادلانه یا منصفانه پذیرفته خواهد شد.

وجه سوم، عدالت کیفری^{۳۵} به نتایج منفی ناشی از توزیع منابع اشاره دارد. از نظر تاریخی، تحقیقات عدالت بیشتر بر توزیع منابع مثبت توجه داشته است. دلیل این توجه این فرض بوده که رویکردهای مربوط به توزیع منافع مثبت در مورد توزیع منابع منفی نیز صدق می‌کند. اگرچه تحقیقات نشان داده است عدالت مربوط به منابع مثبت و منفی ممکن است شامل فرایندهای متمایزی از یکدیگر باشند (Schmitt و Sabbagh، ۲۰۱۶). عدالت کیفی مانند سایر اشکال عدالت، در بین رشته‌های مختلف قابل بررسی است. عدالت کیفری در پی یافتن مجازات (توزیع منفی) مناسب برای افراد گناهکار است. عدالت کیفری به جزا و تنبیه عادلانه برای عمل خطا و قانون‌شکنی مربوط است. مطالعات آلودگی آب‌وهوا و جرایم سرپیچی از استانداردهای تخلیه آن بیشتر در این شکل از عدالت قابل بررسی است.

در چند دهه اخیر و با نقد رویکرد سنتی عدالت کیفری، گونه جدیدی از عدالت، به‌عنوان عدالت ترمیمی^{۳۶} یا عدالت جبرانی^{۳۷} مطرح شده است. وجه چهارم عدالت مشابه عدالت کیفری با نتایج منفی سروکار دارد. در این وجه به‌جای تأکید بر رویه‌های رسمی برای جبران عدالت، بر فرآیندهای غیررسمی که به موجب آن قربانیان، بزه‌کاران و جوامع تشویق می‌شوند تا گامی برای جبران آسیب بردارند (مانند عذرخواهی، خدمات عمومی یا بازگشت کالاهای دزدیده شده) متمرکز است.

در مسائل تخصیص منابع شکل غالب در مطالعات، عدالت توزیعی است. اگرچه عدالت رویه‌ای جهت اطمینان از فرآیند اجرایی شدن قواعد تخصیص و توزیع عادلانه در جامعه ضروری است اما موضوع هدف در این مطالعه عدالت توزیعی و شناسایی اصول و قواعد عادلانه در تخصیص آب در ایران است.

• مقیاس عدالت (بعد زمانی و مکانی)

تصمیم‌گیری درخصوص عادلانه بودن یک وضعیت یا فرآیند، نیازمند پیش‌بینی نتایج احتمالی هر سناریو و انتخاب سناریو عادلانه دارد. اگرچه در بیشتر مواقع تصور مردم از عدالت و بی‌عدالتی سیاست‌های محیط‌زیستی و به‌ویژه آب، بر اساس هزینه و منافع افراد در یک مکان و زمان مشخص می‌شود. اما به‌طورکلی مسائل محیط‌زیستی ماهیت سیستمی داشته و نیازمند تفکر همه‌جانبه و توجه به مقیاس مکانی و زمانی مورد بررسی است (Neal و همکاران، ۲۰۱۶). به دلیل ارزش‌های منابع آبی مانند مزایا و تخصیص آنها بسته به زمان و مکان، باید تأثیرات مطالعات تخصیص در سطوح مختلف که شامل سطوح بین‌المللی، کشوری، منطقه‌ای و یا حتی گروه‌های کوچک محلی است، در نظر گرفته شود. همانطور که Brickman و همکاران (۱۹۸۱) در تمایز بین عدالت خرد و کلان بیان کرده‌اند (Brickman و همکاران، ۱۹۸۱)، بر اساس بررسی‌های فردی عدالت به‌جای تخصیص و فرآیند عادلانه آن (عدالت کلان)

بر منافع شخصی و توزیع دلخواه (عدالت خرد) آن متمرکز است. بر اساس این تعاریف، Patrick (۲۰۱۴) چارچوبی مفهومی به نام چرخه‌ها و مارپیچ‌های عدالت را توسعه داده است که با استفاده از رابطه بین عدالت و بی‌عدالتی در تصمیم‌گیری‌های مربوط به تخصیص منابع آب و با استفاده از درک مفاهیم مقیاس و سطوح مورد استفاده قرار می‌گیرد.

هر چرخه عدالت-بی‌عدالتی با چرخه دیگری از عدالت-بی‌عدالتی در سطح بالا و پایین خود در ارتباط است. این شیف‌ت مداوم از عدالت و بی‌عدالتی، حرکت مارپیچی شکلی از عدالت به سمت بی‌عدالتی و برعکس آن را بین سطوح مختلف در یک سیستم پیچیده چندسطحی ایجاد می‌کند. این حرکت یا تعامل نشان می‌دهد آنچه به‌عنوان یک تصمیم یا تخصیص عادلانه در یک سطح برای یک گروه خاص به حساب می‌آید، ممکن است به بی‌عدالتی‌هایی در سطوح دیگر منجر شود (Patrick، ۲۰۱۴). این امر پیامدهای مهمی برای محققان، سیاست‌گذاران و تصمیم‌گیرندگان به‌خصوص در حوزه تخصیص منابع آب دارد. مدیریت منابع آب دارای متغیرهای برون‌زای زیادی است که بر مسائل عدالت و نتایج سیاست‌های عادلانه تأثیر می‌گذارد که خشکسالی، شرایط اقتصادی، سیاست‌های توسعه در هر منطقه و ... است.

بعد دیگری که در مطالعات عدالت و به‌ویژه عدالت محیط‌زیستی و منابع آب اهمیت زیادی دارد، بعد زمانی عدالت است. هر اقدامی در وضعیت کنونی، عواقبی را برای آیندگان در پی خواهد داشت. بنابراین عدالت در اینجا به این موضوع می‌پردازد که آیا نیازهای بلندمدت در مقابل سودهای کوتاه‌مدت اولویت دارند یا خیر. ایده عدالت بین‌نسلی^{۳۸} بیانگر این است که هر نسلی نسبت به نسل‌های آتی و گذشته باید موقعیت برابر داشته باشد (Weiss، ۱۹۲۲). بنابراین عادلانه نیست که نسل‌های آینده با عواقب ناشی از آلودگی آب، کمبود منابع آب شیرین و انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از فعالیت‌های نسل کنونی مواجه شوند (Hegtvædt و Flinn، ۲۰۰۰). با تأکید بر مفهوم عدالت بین‌نسلی، عدالت با پایداری همگرا می‌شود که در آن تأمین نیاز نسل‌های آتی و توزیع عادلانه منابع از نظر جغرافیایی اهمیت بسیاری دارد (IPCC، ۲۰۰۷). یکی از بزرگترین چالش‌های بین این دو مفهوم مربوط به مقیاس (scale) است. دعاوی عدالت محیط‌زیستی اغلب در سطح محلی-مردمی آغاز می‌شود، درحالی‌که پایداری بیشتر ماهیت استراتژیک‌تری داشته و اغلب در سطح منطقه‌ای، ملی یا بین‌المللی مطرح است (Davodi-Far، ۲۰۰۹؛ Neal و همکاران، ۲۰۱۶). پایداری اکنون به یک هدف اجتماعی با اولویت بالا تبدیل شده است که هدف آن پرداختن به چشم‌انداز بزرگتری است که می‌تواند به‌طور بیشتر از بعد عدالت اجتماعی و تأمین نیازهای نسل فعلی غافل شود (Pulis، ۲۰۰۵). ارتباط بین پایداری و عدالت "پایداری عادلانه"^{۳۹} نامیده می‌شود. پایداری عادلانه نیاز به تضمین کیفیت

از نظر روش، این نوشتار به منزله نوعی مطالعه اسنادی در قالب تک‌نگاری توصیفی و تحلیلی عمیق در حوزه عدالت توزیعی در تخصیص منابع آب است. البته در ابتدای این بخش باید گفت که در ایران یکی از بزرگترین محدودیت‌هایی که در خصوص بررسی موضوع وجود دارد، این است که تحقیقات انجام شده در سطوح یکسانی قرار ندارند. چه به لحاظ سطوح و چه به لحاظ نوع متغیرهای که به کار رفته است با یکدیگر تفاوت دارند و این امر بررسی نظام‌مند و استاندارد موضوع را با مشکل روبه‌رو کرده است. بر این اساس، در این مطالعه سعی شده است که با مرور و جمع‌بندی مطالعات بین‌المللی انجام شده، تحلیلی از وضعیت و شرایط ارائه شود.

نقش عدالت توزیعی در تخصیص منابع آب

• اصل‌های عدالت توزیعی

در بسیاری از کشورها، سیاست‌های اتخاذ شده به‌طور مداوم متذکر می‌شوند که منابع آب باید به‌صورت عادلانه^{۴۰} تخصیص داده شوند، بدون اینکه به‌صورت شفاف چگونگی سنجش عادلانه بودن تخصیص و عملی کردن آن به‌صورت عادلانه و منصفانه^{۴۱} مشخص شده باشد (Roa-García, ۲۰۱۴؛ Movik, ۲۰۱۴). مفهوم عدالت توزیعی در واقع می‌تواند به تفسیرها و اصول فلسفی بسیار متفاوتی (Lamont و Favor, ۲۰۱۷) از جمله تخصیص بر اساس حقوق مالکیت قبلی (Nozick, ۱۹۷۴)، مساوات‌گرایی مطلق (Nielsen, ۱۹۷۹)، اصل تفاوت‌ها و برابری فرصت‌ها (Rawls, ۱۹۷۱)، اصل مبتنی بر شایستگی (Sadurski, ۱۹۸۵)، اصول مبتنی بر رفاه (Mill, ۱۹۱۰) و اصول آزادی‌خواهانه (Nozick, ۱۹۷۴) اشاره داشته باشد. نتایج حاصل از مطالعات رشته‌های مختلف در انتخاب اصول توزیع در جدول (۲) آمده است. اصول مورد بررسی در این بخش بر اساس مفهوم نوین عدالت توزیعی از قرن بیستم (Fleischacker, ۲۰۱۸) به بعد گردآوری شده است.

اصل کمابیش ساده در عدالت توزیعی، اصل برابری یا مساوات‌گرایی مطلق^{۴۲} است که بر دسترسی برابر^{۴۳} همه افراد جامعه به منابع تأکید دارد. طرفداران این اصل معتقد هستند که افراد از نظر اخلاقی با هم برابر بوده و بهترین راه برای تحقق این اصل، دسترسی برابر همگان به منابع و مواهب است. سیاست‌های ناشی از این اصل از جوامعی که عمدتاً به دلیل تفکر فایده‌گرایانه یا آزادی‌خواهانه متضرر شده‌اند، حمایت می‌کند (Thaler, ۲۰۲۱).

اصل بعدی اصل توزیع جان راولز، به‌عنوان اصل تفاوت^{۴۴} است

زندگی بهتر برای هم نسل کنونی و هم نسل‌های آینده به شیوه‌ای عادلانه و منصفانه و با پذیرش محدودیت‌هایی برای محیط‌زیست است (Agyeman و همکاران، ۲۰۰۳).

باتوجه به موارد بیان شده استفاده از تعاریف دقیق مقیاس‌ها و سطوح در افزایش آگاهی نسبت به سیستم و درک چگونگی تأثیرگذاری فریم مسئله در درک عدالت و بی‌عدالتی بسیار موثر است.

• حوزه‌های عدالت

اشکال عدالت (عدالت توزیعی، رویه‌ای و ...) که در بخش قبلی توضیح داده شد، از نظر حوزه‌های عدالت کلاسیک مایکل والز (۱۹۸۳) مفهوم‌سازی شده است. همانطور که قبلاً بیان شد، اصولی که برای یک حوزه توزیع مناسب است، الزامی ندارد که برای حوزه‌های دیگر نیز استفاده شود. بنابراین اصول عدالت، خود به لحاظ فرم کثرت‌گرا هستند. Walzer (۲۰۱۵) معتقد است امکانات اجتماعی را می‌توان بر اساس سه اصل بین مردم تقسیم کرد: مبادله آزاد (آن‌گونه که در جهان سرمایه‌داری اتفاق می‌افتد)، احتیاج یا نیاز (آن‌گونه که سوسیالیست‌های رادیکال می‌خواهند) و شایستگی (آن‌گونه که برخی از اخلاقیون می‌خواهند). بحث والز این است که این سه اصل، اصول معتبری هستند اما هیچ‌یک به تنهایی تمام عرصه زندگی اجتماعی را پوشش نمی‌دهد. او معتقد است که نمی‌توان یک اصل عدالت را در همه بخش‌های جامعه و همه دوره‌ها انتخاب کرد. به‌طور مثال در حوزه سلامت اصل نیاز اولویت دارد درحالی‌که در حوزه سیاست اصل شایستگی غالب است.

ایجاد یک جامعه عادلانه مستلزم آن است که هر حوزه توزیع از استقلال نسبی برخوردار بوده و از اصول منحصر به فرد خود استفاده کرده و از دخیل کردن اصولی که در سایر حوزه‌ها اعمال می‌شود، اجتناب کند. این اصول توزیعی باید در چارچوب معانی و تصورات مشترک در هر جامعه توسعه یابد. بنابراین هرگز یک معیار واحد یا مجموعه‌ای واحد از معیارهای به هم پیوسته برای همه نوع توزیعی وجود نخواهد داشت (Walzer, ۲۰۱۵). بنابراین انتخاب حوزه تحقیق اهمیت بسیاری دارد.

هر تصمیمی که امروزه درخصوص کالاها و خدمات محیط‌زیستی گرفته شود، تأثیر خود را بر نسل‌های بعدی نیز خواهد گذاشت. از نظر مکانی هر اقدامی در منطقه‌ای خاص مانند بالادست یک حوضه آبریز می‌تواند تأثیر خود را بر سایر نقاط مناطق مانند پایین دست حوضه آبریز بگذارد. مشترک بودن منابع محیط‌زیستی امکان استفاده منفعت طلبانه از آنها را توسط افراد، گروه‌ها و با حتی در سطح کشورها با محدودیت فراوانی مواجه ساخته است. بنابراین مسائل محیط‌زیستی دارای زمینه گسترده‌ای برای مطالعات عدالت و بررسی آن در زمان، مکان و مقیاس‌های مختلف است.

(Rawls, ۱۹۷۱)، اصل تفاوت با فاصله گرفتن از برابری مطلق، نابرابری را زمانی مجاز می‌داند که به نفع کم بهره‌مندترین یا ضعیف‌ترین افراد یا گروه‌های موجود در جامعه باشد. برخی معتقدند که اصل برابری و اصل تفاوت راولز نقش اخلاقی مهم شانس^{۴۵} و مسئولیت^{۴۶} را نادیده گرفته‌اند. ادبیات مساوات‌گرایی مبتنی بر شانس^{۴۷} شامل طراحی اصول توزیعی است که نسبت به مسئولیت و شانس حساس هستند (Lamont و Favor, ۲۰۱۷). درحالی‌که برابری فرصت‌ها بر کاهش نابرابری ذاتی مانند جنسیت، نژاد و ... تمرکز دارد. اصول مبتنی بر شایستگی^{۴۸} به‌طور مشابه بر نقش اخلاقی مسئولیت و شانس تأکید می‌کند، اما مسیر ورود آنها به این موضع از طریق خواسته‌های مربوط به آنچه افراد به دلیل کار و تلاش مستحق هستند، می‌باشد. شایسته‌گرایان معتقد هستند که منابع باید باتوجه به تلاش‌های اجتماعی ارزشمند و مفید (منجر به تولید کالاها و خدمات مورد نظر دیگران) افراد تخصیص یابد (Jakeman و همکاران، ۲۰۱۶).

طرفداران اصول مبتنی بر رفاه^{۴۹} (معروف‌ترین آنها منفعت‌گرایان یا همان فایده‌گرایان^{۵۰} هستند) معتقدند دغدغه اصلی توزیع به‌جای تمرکز بر توزیع کالاها و خدمات، باید بر حداکثرسازی رفاه در جامعه معطوف شود که به‌عنوان مجموع ترجیحات رضایت‌مندی افراد^{۵۱} تعریف می‌شود و اغلب بر اساس تجزیه و تحلیل هزینه و فایده است.

در انتها نیز اصل آزادی‌خواهی^{۵۲} با مخالفت در هر اصل و الگویی در توزیع (همه اصل‌های معرفی‌شده)، بررسی خواهد شد. آزادی‌خواهان معتقدند پیروی از هر اصل و الگویی در توزیع با مهم‌ترین خواسته‌های اخلاقی یعنی آزادی^{۵۳} و مالکیت شخصی^{۵۴} (افراد) که به‌عنوان اولین نفر از منبعی استفاده می‌کنند حق استفاده از آن منبع را دارند به‌شرطی که حقوق دیگران را نقض نکنند) در تعارض است. بنابراین آنها بر تخصیص منابع حاصل از سازوکارهای بازار آزاد معتقد هستند و از نظر آنها مهم این است که شرایط کسب و مبادله مناسب و قانون‌مدار باشد (Thaler, ۲۰۲۱).

جدول ۲- اصل‌ها و مفاهیم عدالت توزیعی مدرن

اصول	مکاتب فکری/فیلسوفان شاخص	جریان فکری غالب
مساوات‌گرایی مطلق	- کارل مارکس ^{۵۵} - رونالد دورکین ^{۵۶} - کای نیلسن ^{۵۷}	- برابری در وضعیت طبیعی - حقوق برابر اجتماعی تارسیدن به جامعه مطلوب کمونیستی - برابری در منابع و پذیرش عواقب انتخاب هر فرد - برابری در درآمد و سرمایه
تفاوت/استحقاق	- جان راولز/سوسیال دموکراسی/ لیبرالیسم چپ	نابرابری تا جایی مورد قبول است که بتوان با آن، موقعیت مطلق افراد کم‌بهره‌مند را ارتقا داد.
برابری فرصت یا شانس	- جان راولز - نظریه پردازان مبتنی بر شانس شامل کوهن ^{۵۸} و آمارتیاسن ^{۵۹}	بدون اینکه افراد از مزایا و خدمات اقتصادی برابری برخوردار باشند، می‌توانند فرصت‌های اقتصادی برابری داشته باشند.
شایستگی	- جان لاک ^{۶۰} - دیوید میلر ^{۶۱} - وویچک سادورسکی ^{۶۲}	مردم با استفاده توانایی‌ها و استعدادهای خود باتوجه به میزان مشارکت تلاش و هزینه و زحمت آنها در فرآیند کار، شایسته دریافت درآمد و پاداشی متناسب آن خواهند بود.
رفاه	فایده‌گرایی مانند جرمی بنتام ^{۶۳} و جان استوارت میل ^{۶۴} (کلاسیک)	- برخورداری مردم از سطح رفاه اولیه بر مبنای فایده‌گرایی کلاسیک و مدرن - کلاسیک: حداکثر کردن لذت - مدرن: برآورده شدن ترجیحات کل
آزادی‌خواهی	لیبرالیسم/رابرت نوزیک ^{۶۵}	- هیچ الگوی توزیعی خاصی برای عدالت لازم نیست. - هرکسی حق در اختیار داشتن تعلقات به‌حق خود را دارد.

تمامی نظریه‌پردازان در زمینه عدالت توزیعی تمایل به حمایت و دفاع از اصل یا اصول خاص خود در راستای ایجاد یک جامعه آرمانی داشته‌اند. بنابراین در ابتدا باید پذیرفت که هرگز یک جامعه بی‌چون‌وچرا آزادی‌خواه یا راولزی یا جامعه‌ای مطابق با یکی از اصول توزیعی وجود نداشته و نخواهد داشت. بنابراین باید از اصول توزیعی به‌عنوان راهنمای اخلاقی در انتخاب سیاست‌هایی که جامعه در حال

حاضر با آن روبه‌رو است، استفاده شود. البته اطمینان از موثر بودن هر یک از این نظریه‌های فلسفی، نیازمند تبیین متدولوژی مناسب در هر حوزه است. همچنین باید توجه داشت که تفاوت اصول و نقدهای موجود برای آنها نباید توجیهی برای عدم توجه دولت‌ها به مسائل عدالت توزیعی به‌دلیل اختلاف نظرات و عدم اجماع بر روی یک نظریه باشد (Lamont و Favor, ۲۰۱۷).

• کاربرد چارچوب عدالت توزیعی در سیاست‌های جهانی تخصیص آب

اصول عدالت می‌تواند از طریق اتصال به قوانین و سیاست‌گذاری‌ها کاربردی شوند (Zeckhauser, ۱۹۹۵). در تبدیل اصل‌های عدالت توزیعی به سیاست‌های توزیع و تخصیص با دو موضوع مواجه هستیم (Jasso و همکاران، ۲۰۱۶).
- قواعد^{۶۶} تخصیص که راهنمایی برای تعیین پاداش^{۶۷} واقعی توسط تخصیص‌دهنده (تصمیم‌گیر) است.

- اصل‌های^{۶۸} عدالت که راهنمایی برای شکل‌گیری پاداش‌های عادلانه است.

باوجود اهمیت مدیریت آب و به‌دست آوردن مزایای آن برای همگان، مطالعات کاملی در مورد نحوه عملکرد تخصیص آب در طیف وسیعی از زمینه‌ها وجود ندارد. در یکی از جامع‌ترین مطالعات، OECD^{۶۹} از کشورهای عضو^{۷۰} خود درخصوص سیاست‌های جدید تخصیص منابع آب (بازتخصیص منابع) نظرسنجی انجام داده است که نتایج آن در جدول (۳) آمده است (OECD, ۲۰۱۵).

جدول ۳- برجسته‌ترین یافته‌های OECD از ۲۷ کشور عضو خود در خصوص سیاست‌های جدید تخصیص (OECD, ۲۰۱۵)

سیاست‌های بازتخصیص	یافته اصلی
تعریف قانونی دقیق از مالکیت شخصی منابع آب	- در اکثر کشورها مشخص شد که منابع آب یک کالای عمومی فرض می‌شود که متعلق به عموم است (دارایی بدون مالک). کم‌وبیش همه منابع آب شخصی از آب‌های زیرزمینی و متعلق به صاحب زمینی است که چاه در آن واقع شده است. - کثرت‌گرایی در قوانین منشاء درگیری بین کاربران آب و افزایش مناقشات بین آنها می‌شود.
محدودیت قابل اجرا در برداشت (Cap)	- درحالی‌که اکثر سیاست‌های تخصیص تعریف روشنی از سقف محدودیت در میزان مصرف آب دارند، تعدادی از آنها به محدودیت‌های انعطاف‌پذیر (که باتوجه به منابع قابل استخراج به جای حجم ثابت تعریف می‌شود) تکیه دارند.
سازگاری با تغییر اقلیم	- تنها ۵۷ درصد از سیاست‌های جدید تخصیص با در نظر گرفتن تغییرات اقلیمی در تعریف منابع آب در دسترس بوده است.
تعریف شفاف و قانونی از حقوق آب	- حق استفاده از آب در اکثر سیاست‌های جدید تخصیص از نظر قانونی تعریف شده است. اکثریت کشورها حقوق خصوصی را قبول کرده‌اند. البته در بیشتر سیاست‌ها حقوق آب به جای حق شخصی به سازمان‌ها یا نهادهای گروهی اختصاص یافته است.
هزینه برداشت	- در بیشتر کشورها هزینه برداشت آب دریافت می‌شود. صنعت مهم‌ترین کاربر در پرداخت هزینه برداشت آب است. حجم برداشتی از آب متداول‌ترین معیار برای پرداخت هزینه است.
تعهدات نسبت به آب برگشتی در حقوق آب	- در نصف بیشتر کشورها تعهدات نسبت به میزان آب برگشتی از حق آب مشخص نشده است.
مدت زمان حق استفاده از آب	- در بیشتر موارد، حق استفاده از منابع آب در بازه زمانی محدودی بوده که می‌تواند تمدید شود. در برخی از کشورها مانند استرالیا، شیلی، اسرائیل و پرو حق استفاده از آب به طور دائم یا بدون الزامات استفاده مفید از آن اعطا می‌شود. - در برخی از کشورها مشاهده شده است که افراد دارای حقایق باوجود نیاز به آب برای جلوگیری از لغو مجوز یا تخصیص دوره‌ای آن به سایر کاربران بر اساس قاعده "استفاده یا تلف کردن آن" ^{۷۱} عمل می‌کنند.
امکان تجارت، اجاره یا انتقال حق مالکیت آب	- در بیشتر کشورها سیاست‌های تخصیص بر مبنای اجازه تجارت، اجاره یا انتقال حق آب مورد قبول است. در اجرای این سیاست‌ها بیشتر شرایط خاصی برای این مبادلات در نظر گرفته می‌شود که اغلب نیاز به بررسی و تأیید یک مقام دارای قدرت دارد.

اگرچه تخصیص آب یک فرایند سیاسی منحصر به زمان و مکان مختص به خود است، اما می‌توان بینش‌های ارزشمندی را از تجربیات دیگر کشورها به‌دست آورد. بر اساس جدول (۳) می‌توان رویکردهای جهانی غالب در سیاست‌گذاری‌های تخصیص منابع آب شناسایی کرد که احتمالاً قابلیت پیاده‌سازی در ایران را نیز خواهند داشت. هریک از این رویکردها به‌صورت ترکیبی یا مجزا سبب شکل‌گیری مجموعه‌ای از قواعد تخصیص می‌شوند که باید بسته به ویژگی‌های هر حوضه آبریز یا منطقه مورد مطالعه به‌صورت یکپارچه ارزیابی شوند. در ادامه به مجموعه‌ای از قواعد مختلف و اصل‌های عدالت توزیعی پشتیبان بر اساس تجربیات جهانی اشاره خواهد شد.

یکی از پرچالش‌ترین رویکردهای سیاسی، دکترین تقدم^{۷۲} است که بر فلسفه "اولین در زمان، اولین در حق" بنا شده است (Garrick و همکاران، ۲۰۱۳). در این رویکرد به‌ویژه در دسترسی به آب‌های زیرزمینی، داشتن حق تقدم زمانی، اولویت بالایی دارد. در اکثر قوانین اختیار داشتن این حق به‌عنوان حقوق مالکیت، دارای اعتبار دائمی در نظر گرفته شده و مانند هر ملک دیگری فروخته و خریداری می‌شود و یا همچون ارث به نسل بعدی انتقال می‌یابد. نمونه‌هایی از این سیاست‌های تخصیص در ایران (Davari و Esmaeilinezhad, ۲۰۲۰) نیز وجود دارد.
یکی از قاعده‌های پر استفاده در تخصیص، کاهش درصد یکسانی از حجم آب تخصیص یافته بین همه کاربران در طول یک دوره

مرجع است (Rinaudo و همکاران، ۲۰۱۶). که این قاعده ترکیبی از سیاست تعیین مدت زمان استفاده از حقا به و تعیین سقف برداشت برای آن است. این قاعده بر مبنای دو اصل توزیع عادلانه مساوات‌گرایی مطلق و به رسمیت شناختن اصل مالکیت یا حق پدربزرگ^{۳۳} است. اصل مساوات‌گرایی به رفتار یکسان با مردم (درصد یکسان کاهش حجم تخصیص‌یافته) بدون توجه به شرایط تاریخی، اجتماعی و اقتصادی اشاره دارد. در نتیجه هنگامی که از حجم مشخص شده در مجوز یا پروانه بهره‌برداری به‌طور کامل استفاده نشود، می‌توان حقا به را کاهش داد. این کاهش بدون پرداخت هیچگونه غرامت مالی است، زیرا هیچ استفاده مفیدی از حجم مربوطه وجود نداشته است. اما همانطور که در جدول (۳) نیز اشاره شد، در برخی از کشورها اعمال سیاست‌های منتج از این رویکرد سبب وقوع شرایط "استفاده یا تلف کردن آن" شده است. از آنجاکه این شرایط همیشه تکرار نشده و مخالفت سیاسی با اصلاحات و خطرات ناآرامی‌های اجتماعی را در مرحله اجرا به حداقل می‌رساند، همچنان برای سیاست‌گذاران جذاب است (Khalilian و همکاران، ۲۰۱۰؛ Presser، ۱۹۹۴).

در حوضه‌هایی با کاربری کشاورزی، تخصیص بر مبنای محاسبه حجم آب مورد نیاز در یک دوره مبنای بر اساس نوع محصولات و با فرض استفاده از روش‌های نوین آبیاری صورت می‌پذیرد. بنابراین کشاورزان کارآمدی که مجهز به این سیستم‌ها بوده‌اند، کاهش تخصیصی کمتری نسبت به بقیه خواهند داشت. این رویکرد منعکس‌کننده فلسفه عدالت مبتنی بر اصل شایستگی (کسانی که برای بهبود کارایی بیشتر از سایرین تلاش کرده‌اند، پاداش می‌گیرند) و کارایی است. این ماده از اواسط دهه ۱۹۹۰ در تعداد محدودی از حوضه‌های آب زیرزمینی فرانسه مورد استفاده قرار گرفته است (Rinaudo و همکاران، ۲۰۱۶).

در قاعده‌های مورد اشاره قبلی، کاربران از حق تاریخی خود بر منابع آب بهره‌مند هستند، درحالی‌که کاربران جدید از دسترسی به منابع محروم هستند. اگر کاربران تاریخی در مقایسه با کاربران جدید بهره‌وری کمتری داشته باشند، این امر سبب تخصیص ناعادلانه و ناکارآمد خواهد بود. برای رفع این مشکل، هزینه برداشت از منابع آبی محاسبه شده و آب به مزایده گذاشته می‌شود. در این قاعده کلیه مجوزهای موجود لغو شده و تخصیص مجدد حجم آب با استفاده از سازوکار مزایده خواهد بود. بر اساس این روش با حذف کاربران ناکارآمد، کاربران جدید امکان ورود به سیستم خواهد داشت. فلسفه عدالت حاکم بر این روش آنالیز هزینه و سود مکتب فایده‌گرایی است که در آن کاربرانی که ارزش افزوده آب را به حداکثر رسانده و توانایی پرداخت هزینه آب را دارند مستحق استفاده از آن هستند (بهره‌وری اقتصادی) (Rinaudo و همکاران، ۲۰۱۶). تاکنون این روش به‌صورت عملیاتی (به‌جز صنعت) در حوضه‌های کشاورزی استفاده نشده است. مگر در

برخی حوضه‌های استرالیا که حجم آب بلااستفاده^{۳۴} به مزایده گذاشته می‌شود (Bjornlund و McKay، ۲۰۰۱).

در رویکرد بعدی می‌توان بسته به حقا به به ارث برده شده که منجر به فرصت‌های نابرابر فعلی شده، درصدهای کاهش تخصیص مختلف برای کاربران مختلف در نظر گرفت. در این رویکرد کاربران ضعیف‌تر شامل کاهش تخصیص نشده و یا درصد بسیاری ناچیزی برای آنها در نظر گرفته می‌شود (Running و همکاران، ۲۰۱۹). هدف این قاعده، پیروی از اصل تفاوت جان راولز در حفاظت از گروه‌های آسیب‌پذیر از نظر اقتصادی است که احتمالاً با پیروی از رویکرد مساوات‌گرایانه یا آنالیزهای اقتصادی فایده‌گرایه قرار گرفته‌اند. به‌عنوان مثال در فرانسه و اسپانیا کشاورزان کوچک و دارای حقا به کم از پرداخت هزینه برداشت آب معاف هستند (Jakeman و همکاران، ۲۰۱۶). هدف این رویکردها همچنین می‌تواند اصلاح نابرابری‌های تاریخی یا کاهش فقر مطابق سیاست‌های جدید در آفریقای جنوبی باشد (Movik، ۲۰۱۴؛ van Koppen و Schreiner، ۲۰۱۴).

در جدول (۴) نمونه‌ای از قواعد منتج از سیاست‌های تخصیص/ بازتخصیص بر اساس تجارب جهانی آمده است. در این جدول اصل‌های عدالت توزیعی پشتیبان هریک آمده است. بسته به هدف مطالعه این سناریوها می‌توانند در طی فرآیند مشارکتی با کاربران آب در سطح محلی با هدف درک عادلانه بودن توزیع از نظر کاربران یا در سطح ملی و منطقه‌ای با تصمیم‌گیران جهت حصول به اهداف توسعه پایدار مطرح شود.

همانطور که در این جدول مشاهده می‌گردد انتخاب هریک از این سناریوها از چندین اصل عدالت توزیعی پشتیبانی می‌کند. بنابراین بسته به هدف مطالعه به‌ویژه در سطح سیاست‌گذاری لازم است بسته به نوع منبع، ارزیابی با لحاظ وجهه‌های اقتصادی و محیط‌زیستی و حفظ پایداری منبع در مقیاس زمانی و مکانی صورت پذیرد.

بحث و نتیجه‌گیری

در اکثر مطالعات تأثیرات احتمالی تغییر سیاست‌ها بر اساس مدل‌های هیدرولوژی-اجتماعی نادیده گرفته شده است (Thaler، ۲۰۲۱). موفقیت سیاست‌های محیط‌زیستی در کنار درک درست از محیط به درک درستی از عادلانه بودن یا نبودن آنها نیز وابسته است. عدالت اجتماعی-محیط‌زیستی لنز مفیدی برای محققان، سیاست‌گذاران و مدیران منابع طبیعی است که با برجسته کردن اهمیت یک رویکرد سیستمی به هنگام برخورد با منابع مشترک، مانند آب باید استفاده شود. این مفهوم می‌تواند ارتباط متقابل در یک سیستم را برجسته کرده و پیامدهای بالقوه اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی بین این ارتباطات متقابل را نشان دهد.

جدول ۴- نمونه‌ای از قواعد تخصیص جهانی و اصول مربوط به عدالت توزیعی در آنها

شرح قاعده تخصیص	اصول اساسی عدالت
محدود کردن	تخصیص به نسبت سهم منابع آب تولیدی در مقیاس مکانی (Nelson و همکاران، ۲۰۲۰)
دسترسى حق آبه‌داران	تخصیص متناسب با میزان برداشت در گذشته است (متوسط ۵ سال گذشته) (Running و همکاران، ۲۰۱۹)
	تخصیص بر اساس ارزش افزوده هر مترمکعب آب، افزایش کارایی از طریق تخصیص منابع آب به مصارف با کارایی بالاتر (Roa-García، ۲۰۱۴)
	تخصیص متناسب با مصرف بهینه آب بین کاربران (بطور مثال تخصیص به کشاورزان مجهز به سیستم‌های آبیاری تحت فشار) (Lopez-Gunn و همکاران، ۲۰۱۲)
	درصد کاهش تخصیص با میزان توسعه‌یافتگی/ضعیف بودن کاربران ارتباط معکوس دارند (کاربران ضعیف‌تر درصد کمتری یا ناپیچزی در سیاست‌های کاهش تخصیص خواهند داشت) (Jakeman و همکاران، ۲۰۱۶)
	تخصیص به دسترسى استان‌ها به منابع جایگزین جهت تأمین آب بستگی دارد. آب زیرزمینی به طور انحصاری به کسانی که به هیچ منبع دیگری به جز آب زیرزمینی (رودخانه‌ها، مخازن) دسترسی ندارند اعطا می‌شود (Rinaudo و همکاران، ۲۰۱۶)
دسترسى آزاد برای همگان	تخصیص برای کلیه کاربران بر اساس برنامه‌های توسعه ۵ ساله آنها آزاد است (Rinaudo و همکاران، ۲۰۱۶)
	همه مجوزهای موجود لغو شوند. حجم موجود آب به مزایده گذاشته شود (بر مبنای بالاترین قیمت پیشنهادی برای خرید آب) (McKay و Bjornlund، ۲۰۰۱)

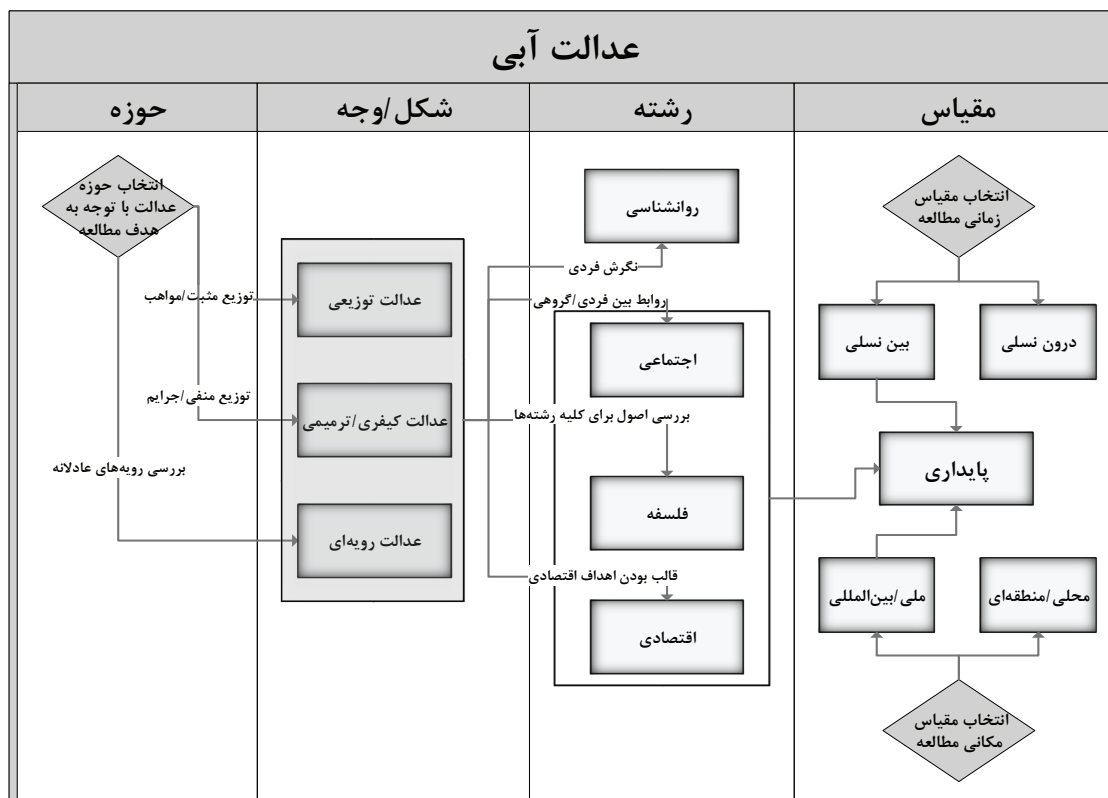
ذاتی به کار رفته و توزیع عادلانه مزایا و منافع را برای جامعه به ارمغان بیاورد. بنابراین، ممکن است بهترین اصل توزیعی نیز در اجرا، بی‌عدالتی و یا پیامدهای منفی به همراه داشته باشد. به این منظور مسئله دوم نحوه ارزیابی اصل‌های مختلف عدالت توزیعی در جامعه و در نهایت انتخاب بهترین اصل خواهد بود. بنابراین تحقق عدالت توزیعی نیازمند استفاده ترکیبی از اصول مختلف بر اساس شرایط مختص هر جامعه می‌باشد. در مدیریت منابع آب اگر جنبه‌های اجتماعی، سیاسی، اقتصادی و محیط‌زیست در نظر گرفته نشود، منجر به کاهش شدیدی در منابع و افزایش مناقشات در سطح بین‌المللی بین کشورها و در سطح ملی بین استان‌ها خواهد شد. همچنین با توجه به اینکه درک حاصل از تخصیص "عادلانه" بسته به مقیاس مکانی و زمانی متفاوت است. از آنجائیکه هیچ تعریف واحد و غالبی از عدالت وجود ندارد، باید برای اتخاذ سیاست‌هایی با هدف بهبود عدالت محیط‌زیستی و رفع سیستمی نگرانی‌های مرتبط با آنها، از پایداری محیط‌زیستی و اجتماعی-اقتصادی و رشد همزمان و تعادل همه ابعاد اطمینان حاصل کرد (Feygina و همکاران، ۲۰۰۹).

باتوجه به موارد بیان شده، شکل (۱) به عنوان ملاحظات لازم در تحقیقات عدالت آب با در نظر گرفتن چارچوب‌ها و مفاهیم پایه عدالت پیشنهاد می‌شود.

سه سوال مهم و ضروری در مواجهه با دیدگاه‌های عدالت که پاسخگویی به آن به احتمال زیاد جهت بهبود در مدیریت منابع آب شود مطابق موارد ذیل است.

۱. از چه قاعده‌ای اساسی برای تصمیم‌گیری در مورد تخصیص آب تاکنون استفاده شده است. آیا اصل‌های عدالت توزیعی و رویه‌ای در آنها مورد توجه قرار گرفته است؟
۲. برای تحقق تخصیص عادلانه منابع آب استفاده از یک دیدگاه یا اصل توزیع عدالت کافی است یا باید از یک رویکرد ترکیبی استفاده نمود؟
۳. چگونه مفاهیم پایه و رویکردهای عدالت توزیعی برای تخصیص منابع آب قابل استفاده است؟

پاسخ روشن به این سوالات با چالش بسیاری همراه است. تاکنون استفاده از اصل‌های توزیعی به صورت کمی در مطالعات تخصیص منابع آب مورد توجه قرار نگرفته است. دلیل این امر شاید به این خاطر باشد که در انتخاب بهترین اصل در توزیع عدالت چندین مسئله وجود دارد. نحوه انتخاب اصل مناسب جهت توزیع عدالت در جامعه با ابهامات بسیاری مواجه هست چرا که تعداد محدودی از فیلسوفان به صراحت و با جزئیات کامل در خصوص نحوه استفاده از اصول مختلف عدالت توزیعی بحث کرده‌اند. همچنین این اصول قرار است در جوامع واقعی با مشکلات و محدودیت‌های



شکل ۱- ملاحظات پیشنهادی در تحقیقات عدالت آبی با در نظر گرفتن مفاهیم کلیدی عدالت

۴۰- اصلاح "Equity" به معنی تساوی مبتنی بر تناسب و یکی از اصل‌های عدالت توزیعی در مفهوم غیرمدرن آن است. باتوجه‌به استفاده از اصطلاحات "Equity" و "Equitable" در بسیاری از قوانین، مقررات و استراتژی‌های آب، فرض بر این است که استفاده از واژه "Equity" قصد محدود کردن مفاهیم عدالت را نداشته و بیشتر به معنای عدالت در مطالعات گسترش یافته است (Neal و همکاران، ۲۰۱۶).

۴۱- اصطلاحات "Fair" یا "Fairness" اغلب در ادبیات روانشناسی عدالت به جای اصطلاحات "Just" یا "Justice" استفاده می‌شود. در اکثر مطالعات این واژگان مترادف شناخته شده و به جای یکدیگر استفاده می‌شوند (Neal و همکاران، ۲۰۱۶). در این مطالعه "Fairness" منصفانه و "Justice" عدالت ترجمه شده است.

preferences	42-Strict Egalitarianism
52-Libertarian	43-Equal
53-Liberty	44-Difference
54-Self - ownership	45-Luck
55-Karl Marx	46-Responsibility
56-Ronald Dworkin	47-Luck Egalitarianism
57-Nielsen Kai	48-Desert
58-Gerald Allan Cohen	49-Welfare
59-Amartya Sen	50-Utilitarianism
60-John Locke	51-Individual satisfied

پی‌نوشت

20-New deal	1-IWRM
21-Dikaiousune	2-Gross Domestic Pro-duction (GDP)
22-Disciplines	3-Environmental Violations
23-Forms	4-Just
24-Faced	5-Fair
25-Spheres	6-Equitable
26-Scale	7-Bads
27-Normative	8-Goods
28-Moral	9-Universalistic
29-Individual	10-Context
30-Interpersonal	11-Resource
31-Intergroup	12-Michael Walzer
32-Homo Economicus	13-Pluralistic
33-Distributive Justice	14-Property Rights
34-Procedural Justice	15-Water Entitlement
35-Retributive	16-Water Human Right
36-Restorative	17-Common-pool
37-Reparative	18-John Rawls
38-Intergenerational justice	19-Franklin D. Roosevelt
39-Just Sustainability	

- Applied Psychology, 98(2):199-236.
- Cook K.S. and Hegtvedt K.A. 1983. Distributive Justice, Equity, and Equality. *Annual Review of Sociology* 9(1):217-241.
- Davodi-Far M. 2009. Environmental sustainability and distributive justice: Are the two compatible? *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 120: 223-231.
- Feygina I., Jost J.T. and Goldsmith R.E. 2009. System justification, the denial of global warming, and the possibility of "system-sanctioned change." *Personality and Social Psychology Bulletin*, 36(3): 326-338.
- Garrick D., Whitten S.M. and Coggan A. 2013. Understanding the evolution and performance of water markets and allocation policy: A transaction costs analysis framework. *Ecological Economics*. Elsevier B.V, 88: 195-205.
- Gollwitzer M. and van Prooijen J.W. 2016. Psychology of justice. *Handbook of social justice theory and research*. Springer, 61-82
- Gunasekara N., Kazama S., Yamazaki D. and Oki T. 2014. Water Conflict Risk due to Water Resource Availability and Unequal Distribution. *Water Resources Management: An International Journal*, Published for the European Water Resources Association (EWRA), 28(1): 169-184.
- Hardin G. 1968. The Tragedy of Commons. *Science, New Series*, 162 (3859): 1243-1248.
- Hegtvedt K.A. and Flinn P.J. 2000. Intergenerational justice and the environment Determining the fair use of Mono Basin water. *Advances in group processes (Advances in Group Processes, Vol. 17)*, Emerald Group Publishing Limited, Bingley., 255-284. [https://doi.org/10.1016/S0882-6145\(00\)17011-0](https://doi.org/10.1016/S0882-6145(00)17011-0).
- Hey E. 2009. Distributive justice and procedural fairness in global water law. In Ebbesson J. and Okowa P. (eds.). *Environmental Law and Justice in Context*. Cambridge University Press., 351-370. <http://doi.org/10.1017/CBO9780511576027.019>.
- Hu Z./ Wei C., Yao L., Li L. and Li C. 2016. Research papers. *Journal of Hydrology*, 542(C): 330-342
- Hussey K. and Dovers S. 2006. Trajectories in Australian water policy. *Journal of Contemporary Water Research & Education*. Universities Council on Water Resources, 135(1): 36-50
- IPCC .2007. Fourth assessment report: Climate change 2007: 65-Robert Nozick 61-David Miller
- 66-Rules 62-Wojciech Sadurski
- 67-Reward 63-Jeremy Bentham
- 68-Principles 64-John Stuart Mill
- 69-Organization for Economic Co-operation and Development
- ۷۰- کشورهای استرالیا، اتریش، برزیل، کانادا، شیلی، چین، کلمبیا، دانمارک، چک، استونی، فرانسه، مجارستان، اسرائیل، ژاپن، کره، لوکزامبرگ، مکزیک، نیوزلند، پرو، پرتغال، اسلونی، آفریقای جنوبی، اسپانیا، سوئیس و بریتانیا
- 71-Use it or lose it
- 72-Prior appropriation doctrine
- 73-Grandfather policy or grandfathering
- 74-Unused

منابع

- اسماعیلی‌نژاد، ا. و داوری، ک. ۱۳۹۹. مدیریت تخصیص آب در ایران، بیراهه‌ای در گذر زمان. مجله آب و توسعه پایدار، ۷(۲): ۲۳-۳۲.
- فلای شاکر. س. ترجمه مجید امینی. ۱۳۹۷. تاریخ مختصر عدالت توزیعی. نشر مرکز. چاپ اول. تهران، ایران.
- والز م. ترجمه صالح نجفی. ۱۳۹۴. حوزه‌های عدالت در دفاع از کثرت‌گرایی و برابری. نشر ثالث. چاپ دوم. تهران، ایران.
- Agyeman J., Bullard R.D. and Evans B. 2003. *Just sustainabilities: Development in an unequal world*. MIT press. Cambridge, Massachusetts, United States.
- Ashtiani E.F., Niksokhan M.H. and Jamshidi S. 2015. Equitable fund allocation, an economical approach for sustainable waste load allocation. *Environmental monitoring and assessment*. Springer, 187(8): 522.
- Brickman P., Folger R., Goode E. and Schul Y. 1981. Microjustice and macrojustice. The justice motive in social behavior. *SpringerLink*, 173-202. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4899-0429-4_9
- Clayton S., Kals E. and Feygina, I. 2016. Justice and Environmental Sustainability. *Handbook of Social Justice Theory and Research*. Springer, New York, United States. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4939-3216-0>.
- Colquitt J.A., Scott B.A., Rodell J.B., Long D.M., Zapata C.P., Conlon D.E. and Wesson M.J. 2013. Justice at the millennium, a decade later: A meta-analytic test of social exchange and affect-based perspectives. *Journal of*

- Mill J.S. 1910. Utilitarianism, liberty and responsive government .<https://www.worldcat.org/title/1115073295>.
- Movik S. 2014. A fair share? Perceptions of justice in South Africa's water allocation reform policy. *Geoforum*. Elsevier Ltd, 54: 187–195.
- Müller M.M. and Kals E. 2016. Interactions between Procedural Fairness and Outcome Favorability in Conflict Situations. *Distributive and procedural justice*. Routledge. <https://www.taylorfrancis.com/books/edit/10.4324/9781315577661/distributive-procedural-justice-kjell-t%C3%B6rnblom-ri%C3%ABl-vermunt>.
- Neal M.J., Greco F., Connell D. and Conrad J. 2016. The Social-Environmental Justice of Groundwater Governance. In: Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.D., Ross, A. (eds) *Integrated Groundwater Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_10.
- Nelson R., Barnett S. and Kollmorgen A. 2020. The Evolution of Groundwater Management Policy in the States of Australia BT - Sustainable Groundwater Management: A Comparative Analysis of French and Australian Policies and Implications to Other Countries. In: Rinaudo J-D, Holley C, Barnett S and Montginoul M (eds). Springer cham, 129–141. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-32766-8>.
- Nielsen K. 1979. Radical egalitarian justice: Justice as equality. *Social Theory and Practice*, 5(2): 209–226
- Nozick R. 1974. *Anarchy, state, and utopia*. Basic Books. New York, United States. <https://www.basicbooks.com/titles/robert-nozick/anarchy-state-and-utopia/9780465051007/>.
- OECD. 2015. *Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities*. OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris . <https://doi.org/10.1787/9789264229631-en>.
- Parson E.A. and Zeckhauser R.J. 1993. Equal measures or fair burdens: Negotiating environmental treaties in an unequal world. In *Shaping National Response to Climate Change: A Post-Rio Guide*, Henry Lee (ed.), Pp. 81-114. Washington, DC: Island Press.
- Patrick M. 2012. *Scale and Justice in Water Allocation*. Edith Cowan University PhD thesis. <https://ro.ecu.edu.au/theses/474>.
- Patrick M. 2014. The Cycles and Spirals of Justice in water-allocation decision making. *Water International*, 39(1): 63–80
- Patrick M.J., Syme G.J. and Horwitz P. 2014. How reframing a Impacts, Adaptation and Vulnerability. <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg2/>.
- Jakeman A.J., Barreteau O. and Rinaudo D and Ross A. 2016. *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges*. Springer Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9>.
- Jasso G., Törnblom K.Y. and Sabbagh C. 2016. *Distributive justice*. *Handbook of social justice theory and research*. Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3216-0>.
- Kennedy D.M. 2009. What the New Deal Did. *The Journal of Public and International Affairs*. *Political Science Quarterly*, 124(2):251–268. <https://www.psqonline.org/article.cfm?IDArticle=18431>.
- Khalilian S., Froese R., Proelss A. and Requate T. 2010. Designed for failure: a critique of the Common Fisheries Policy of the European Union. *Marine Policy*. Elsevier, 34(6): 1178–1182
- Lamont J. and Favor C. 2017. *Distributive Justice*. The Stanford Encyclopedia of Philosophy. Stanford University. 11th Edition. Metaphysics Research Lab, Stanford University. <https://plato.stanford.edu/entries/justice-distributive/#Bib>.
- Lee KN (2003) *The Drama of the Commons*. Committee on the Human Dimensions of Global Change, National Research Council. *Global Environmental Politics*, 3(1): 148–150.
- Lopez-Gunn E., Zorrilla P., Prieto F. and Llamas M.R. 2012. Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Agricultural Water Management*. Elsevier, 108: 83–95
- McKay J. and Bjornlund H. 2001. Recent Australian market mechanisms as a component of an environmental policy that can make choices between sustainability and social justice. *Social Justice Research*. Springer, 14(4): 387–403
- McLean K.C. and Syed M. 2019. Narrative identity. *The Encyclopedia of Child and Adolescent Development*. Wiley Online Library, 1–10. <https://doi.org/10.1002/9781119171492.wecad454>.
- Meyer L.H. and Sanklecha P. 2016. *Philosophy of Justice: Extending Liberal Justice in Space and Time*. In: Sabbagh, C., Schmitt, M. (eds) *Handbook of Social Justice Theory and Research*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3216-0_2.

- Management, 57(1): 51-70.
- Thaler T. 2021. Social justice in socio-hydrology—how we can integrate the two different perspectives. *Hydrological Sciences Journal*. Taylor & Francis, 00(00): 1–10.
- van Koppen B. and Schreiner B. 2018. A hybrid approach to decolonize formal water law in Africa. *IWMI Research Report*. Vol 173. doi: 10.5337/2018.219.
- Van Vugt M. 2009. Averting the tragedy of the commons: Using social psychological science to protect the environment. *Current Directions in Psychological Science*. SAGE Publications Sage CA: Los Angeles, CA 18(3): 169–173.
- Von Platz J. 2020. *Theories of Distributive Justice: Who Gets What and Why* (1st ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429318788>.
- Walker G.P. and Bulkeley H. 2006. Geographies of Environmental Justice. *Geoforum*, 37(5): 655–659.
- Walton G.M., Spencer S.J. and Erman S. 2013. Affirmative meritocracy. *Social Issues and Policy Review*, 7(1): 1–35.
- Walzer M. 1983. *Spheres of Justice: A Defense of Pluralism and Equality*. Basic Books. New York, United States. <https://www.basicbooks.com/titles/michael-walzer/spheres-of-justice/9780786724390/>.
- Wang X.J., Zhang J.Y., Shahid S., ElMahdi A., He R.M., Wang X.G. and Ali M. 2012. Gini coefficient to assess equity in domestic water supply in the Yellow River. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17(1): 65–75.
- Warburton N. 1999. *Philosophy: the basics*. Psychology Press. Routledge. <https://www.routledge.com/Philosophy-The-Basics/Warburton-Warburton/p/book/9780415693165>.
- Weiss E.B. 1992. In fairness to future generations and sustainable development. *American University International Law Review* 8, no, 1 (1992): 19-26. <https://digitalcommons.wcl.american.edu/auilr/vol8/iss1/2/>.
- Xu J., Hou S., Yao L. and Li C. 2017. Integrated waste load allocation for river water pollution control under uncertainty: a case study of Tuojiang River, China. *Environmental Science and Pollution Research*. Springer, 24(21): 17741–17759.
- Xu J., Lv C., Yao L. and Hou S. 2019. Intergenerational equity based optimal water allocation for sustainable development: A case study on the upper reaches of Minjiang River, China. *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V. 568:835–848.
- water management issue across scales and levels impacts on perceptions of justice and injustice. *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V, 519(PC): 2475–2482.
- Presser J. 1994. Distributive justice in allocating individual catch quota in a fishery. Conference (38th), February 8-10, 1994, Wellington, New Zealand 148672, Australian Agricultural and Resource Economics Society. DOI: 10.22004/ag.econ.148672.
- Pulis A. 2006. Environment and sustainability policy: creation, implementation, evaluation. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 8(3): 403-406.
- Quiggin J., Chambers S. and Mallawaarachchi T. 2012. *Water policy reform: lessons in sustainability from the Murray Darling Basin*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing. <https://china.elgaronline.com/view/edcoll/9781781000311/97817810003>.
- Rawls J. 1971. *A Theory of Justice*. Revised Edition. Harvard University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctvjf9z6v>.
- Rinaudo J-D., Moreau C. and Garin P. 2016. Social Justice and Groundwater Allocation in Agriculture: A French Case Study. In: Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.D., Ross, A. (eds) *Integrated Groundwater Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_11.
- Roa-García M.C. 2014. Equity, efficiency and sustainability in water allocation in the andes: Trade-offs in a full world. *Water Alternatives*, 7(2): 298–319.
- Running K., Burnham M. and Du Bray M.V. 2019. Perceptions of fairness in common-pool resource access: farmer responses to new agricultural water use restrictions in Idaho. *Environmental Sociology*. Taylor & Francis, 5(4): 405–415.
- Sabbagh C. and Schmitt M. 2016. *Handbook of social justice theory and research*. Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3216-0>.
- Sadurski W. 1985. *Giving desert its due: Social justice and legal theory*. Springer Science & Business Media. Springer Dordrecht. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-015-7706-9>.
- Syme G.J., Nancarrow B.E. and McCredlin J.A. 1999. Defining the components of fairness in the allocation of water to environmental and human uses. *Journal of Environmental*

Determinants of Industrial Water Demand in Iran and Challenges Ahead

A. Zare¹, M. Hajamini^{2*}, M.A. Feizpour³

1,2,3- M.A. in Economics, Assistant Professor and Associate Professor, Department of Economics, Yazd University, Iran.

*(Corresponding Author Email: hajamini.mehdi@yazd.ac.ir)

Received: 10-03-2022

Revised: 24-05-2022

Accepted: 24-05-2022

Available Online: 21-09-2022

عوامل موثر بر تقاضای آب صنعتی در ایران و چالش‌های پیش‌رو

آمنه زارع^۱، مهدی حاج‌امینی^{۲*}، محمدعلی فیض‌پور^۳

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد اقتصاد، استادیار و دانشیار، دانشکده اقتصاد، مدیریت و حسابداری، دانشگاه یزد، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: hajamini.mehdi@yazd.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۳/۰۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۲/۱۹

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۰۳

Abstract

As countries seek higher per capita incomes and economic development, hence water consumption in the agricultural, industrial and domestic sectors is increasing. Due to the water crises, it is important to study the factors that increase water demand. In this regard, the present paper employs the Logarithmic Mean Divisia Index (LMDI) method to analyze the factors affecting changes in the water demand of Iran's industries. According to this method, changes in water demand (at a two-digit ISIC level) are divided into three factors economic growth, technical coefficient (inverse productivity), and structure of the industry. In the following, demand decomposition with the variable base year (1997-2001, 2001-2007, 2007-2011, 2011-2017) showed that industrial production has the largest share in increasing water demand and its share has increased from 43% to 80%. On the other hand, the share of water productivity has decreased from 45% to 7%, and the effect is reversed. Changing the structure of the industry also has a somewhat constant share of around 10%. In general, it can be concluded that the increase in industrial production has been the main driving force of the water demand in the industrial sector in Iran. While improving productivity and increasing the share of lower water-intensive industries have not been able to neutralize it, and even their impact has diminished in recent decades. Therefore, a self-sufficient strategy has not been sustainable in terms of water. The current path will lead to an escalation of the water crisis and even a choice between the survival of the industry or the reduction of water stress.

Keywords: Water Crisis, Water Demand, Industry, Logarithmic Mean Divisia Index Method.

چکیده

همگام با تلاش کشورها برای دستیابی به درآمد سرانه بالاتر و توسعه اقتصادی، مصرف آب در بخش‌های کشاورزی، صنعت و خانگی افزایش می‌یابد. با توجه به محدودیت جدی در عرضه منابع آب، بررسی عوامل افزایش‌دهنده تقاضای آب اهمیت می‌یابد. در همین راستا، پژوهش حاضر نقش سه عامل تولید، ساختار و بهره‌وری را در تغییرات تقاضای آب بخش صنعت ایران (در سطح کدهای دورقمی ISIC) با استفاده از روش شاخص میانگین لگاریتمی دیویژیا (LMDI) بررسی کرده است. تجزیه تقاضا برای دوره‌های ۱۳۷۵-۱۳۸۰، ۱۳۸۰-۱۳۸۶، ۱۳۸۶-۱۳۹۰ و ۱۳۹۰-۱۳۹۶ نشان داد عامل تولید صنعتی بیشترین سهم را در افزایش تقاضای آب طی این دوره‌ها داشته و سهم آن از ۴۳ درصد به ۸۰ درصد افزایش یافته است. در مقابل، سهم بهره‌وری در کاهش تقاضای آب از ۴۵ درصد به ۷ درصد کاهش پیدا کرده و اثر آن نیز معکوس شده است (یعنی کاهش بهره‌وری آب مصرفی و افزایش تقاضای آب). تغییر ساختار صنعت نیز سهم تاحدودی ثابت و در حدود ۱۰ درصد به خود اختصاص داده است. در نتیجه، افزایش تولید صنعت، نیروی محرکه اصلی تقاضای روزافزون بخش صنعت برای آب در ایران بوده؛ و بهبود بهره‌وری و اصلاح ساختار صنایع (به نفع صنایع کم‌آب‌خواه) نتوانسته‌اند آن را خنثی کنند و حتی سهم آن‌ها در دوره‌های اخیر کاهش یافته است. بنابراین نتیجه استراتژی خودکفایی در حوزه صنعت حداقل از دید مسئله آب، پایدار نبوده و ادامه مسیر فعلی به تشدید بحران آبی و حتی انتخاب میان دوگزینه بقای صنعت یا کاهش تنش‌های آب منجر خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: بحران آب، تقاضای آب، صنعت، تجزیه میانگین لگاریتمی دیویژیا.

درصد، اروپا ۱۵/۵ درصد و آفریقا ۹ درصد است. از نظر کشوری ۶۰ درصد آب شیرین در آمریکا، اندونزی، برزیل، پرو، چین، روسیه، کانادا، کلمبیا و هند است؛ در حالی که امارات، اردن، بحرین، عربستان، قطر، کویت، لیبی، مالت، مالدیو و یمن کمترین منابع آبی به ازای هر نفر را در اختیار دارند (Vallee و همکاران، ۲۰۰۳).

از نظر فعالیت‌های اقتصادی، بر اساس گزارش‌های سازمان فائو در جهان، به طور میانگین بخش کشاورزی ۶۹ درصد، بخش صنعت ۱۹ درصد و مصارف خانگی ۱۲ درصد مصرف آب شیرین را به خود اختصاص دادند. البته سهم این بخش‌های اقتصادی در کشورها متفاوت است. برای نمونه سهم بخش‌های کشاورزی، صنعتی و خانگی در جنوب آسیا به ترتیب ۸۷/۶، ۵/۵ و ۶/۹ درصد و در اروپای غربی ۳۲/۴، ۵۲/۴ و ۱۵/۲ درصد است (فائو، ۲۰۰۹) که رابطه بین مصرف آب صنعتی و سطح توسعه یافتگی را به خوبی نشان می‌دهد. در مجموع باتوجه به مسائل اقتصادی آب، بررسی دقیق‌تر تقاضای آن بسیار بیشتر از گذشته ضروری به نظر می‌رسد. به ویژه اینکه در مورد تقاضای آب بخش صنعت در ایران مطالعات محدودی انجام گرفته است. پژوهش حاضر بر تقاضای آب بخش صنایع کشور تمرکز کرده و با استفاده از شاخص میانگین لگاریتمی دیویژیا به واکاوی و بررسی سهم عوامل موثر در تقاضای آب بخش صنعت می‌پردازد. بنابراین دید گستره و روش مطالعه پژوهش حاضر از مطالعات پیشین متمایز است.

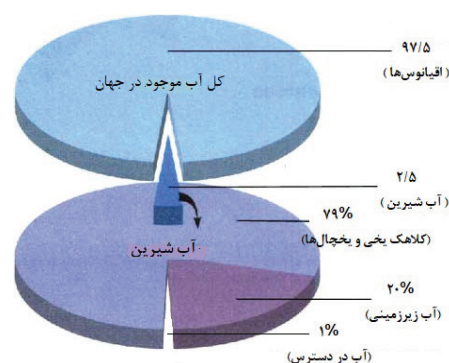
بر اساس شواهدی که بیان شد، مشخص است از یک سو شکاف رو به افزایشی میان عرضه و تقاضای آب در همه کشورها و بخش‌های اقتصادی جهان وجود دارد. از سوی دیگر، افزایش تقاضای آب برای تولید صنعتی و رشد اقتصادی در کشورهای در حال توسعه چالش جدی‌تری برای آینده اقتصادی آن‌ها است. براین اساس، بررسی ابعاد تقاضای آب صنعتی برای این کشورها از جمله ایران می‌تواند بسیار مفید باشد.

در دهه‌های اخیر، با گرم شدن کره زمین، تغییرات عمده‌ای در رژیم‌های بارش جهانی و منطقه‌ای ایجاد شده است. از یک سو، افزایش تبخیر سطحی با افزایش دما تعادل منابع آب را تغییر داده و از سوی دیگر، تقاضای آب (به دلیل افزایش سریع جمعیت و فعالیت اقتصادی) افزایش شدیدی و سریعی را تجربه کرده است. این موارد موجب شده کمبود آب به یکی از چالش‌های برجسته قرن بیست و یکم تبدیل شود. این کمبود از بزرگترین چالش‌های پیش‌روی بشریت است که موجب درگیری ناشی از رقابت چندجانبه برای منابع کمیاب آب می‌شود، ممکن است مانع توسعه صنعتی و رشد اقتصادی شود و شرایط زندگی فقرا را بدتر می‌کند (Griffin, ۲۰۰۶; Bijl و همکاران، ۲۰۱۶; Li و همکاران، ۲۰۲۰). در حال حاضر، برآورد شده که ۳/۶ میلیارد نفر هر سال حداقل یک ماه کمبود آب را تجربه می‌کنند. همچنین پیش‌بینی می‌شود تا سال ۲۰۵۰ این رقم به ۵/۴ الی ۷/۸ میلیارد نفر افزایش یابد. علاوه بر آن،

آب نقش اساسی در رشد و توسعه اقتصادی جهان دارد. رشد اقتصادی، کاهش فقر، سلامت انسان و حفاظت از محیط‌زیست ارتباط تنگاتنگی با استفاده از منابع آب دارد. امروزه، افزایش تقاضا برای آب شیرین به یکی از پیچیده‌ترین چالش‌های جهان تبدیل شده و لازم است تعادل بین تقاضای فزاینده و عرضه محدود منابع آب برقرار شود.

کشوری چون ایران با وجود قرار گرفتن در منطقه خشک جهان، در بخش تقاضا و مدیریت منابع آب با مسائل و مشکلاتی از جمله مصرف برنامه‌ریزی نشده و بی‌رویه آب در بخش‌های مختلف کشاورزی، صنعتی و خانگی، افزایش جمعیت، رشد شهرنشینی، توزیع نادرست آب، برداشته بی‌رویه آب‌های زیرزمینی، سدسازی نادرست، ضعف در قانون‌گذاری و سیاست، سیستم تصفیه محدود و قیمت پایین آب مواجه است. ایران در کمربند خشک جهان قرار دارد و همه عواملی که بیان شد از جمله رشد جمعیت، تغییرات آب‌وهوایی و عدم مدیریت موجب شده تقاضای آب افزایش و برداشت از آب‌های زیرزمینی بیش از گذشته شدت یابد و همراه با رشد و توسعه، بحران و کمبود آب ایجاد شود و حتی پیش‌بینی می‌شود کمبود آب موجب درگیری در مناطقی شود که با بحران آب روبه‌رو هستند.

به هر حال کشورها به دنبال رشد و توسعه اقتصادی هستند و با رشد، مصرف آب در بخش‌های کشاورزی، صنعت و خانگی افزایش می‌یابد. پس باتوجه به محدودیت جدی در عرضه منابع آب شیرین، تقاضای آب اهمیت می‌یابد و ریشه‌یابی دلایل افزایش مصرف آب مهم می‌شود. هفتاد و پنج درصد سطح جهان از آب پوشیده شده است؛ اما ۲/۵ درصد آن آب شیرین است. بیشتر آب شیرین به صورت یخ و یخچال‌های طبیعی در دو قطب شمال و جنوب و یا در زیرزمین تجمع یافته است. بنابراین فقط کمتر از یک صدم درصد از آب‌های شیرین جهان برای استفاده انسان در دسترس است (شکل ۱).



شکل ۱- آب شیرین در جهان

توزیع منطقه‌ای آب شیرین متناسب با توزیع جمعیت نیست. در واقع سهم قاره‌ها از آب شیرین به صورت آمریکا ۴۵ درصد، آسیا ۲۸

بیش از ۲ میلیارد نفر از مردم به میزان کافی به آب آشامیدنی غیرآلوده دسترسی ندارند و با کمبود سرویس بهداشتی روبه‌رو هستند. درحالی‌که در سال ۲۰۱۰ میلادی حدود ۲۷ درصد از مردم جهان در مناطقی با احتمال کمبود آب زندگی می‌کردند، در سال ۲۰۵۰ حداقل ۴۵ درصد جمعیت در این شرایط خواهند بود. بیش از ۹۰ درصد جمعیت آسیا و حدود ۱۰ درصد از جمعیت آفریقا با کمبود آب مواجه خواهند شد (سازمان ملل آب (UN-Water)، ۲۰۱۸؛ Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱).

بر اساس گزارش توسعه جهانی آب سازمان ملل متحد، در صورتی‌که تغییر چشمگیری در نحوه استفاده، مدیریت و توزیع آب اتفاق افتد، مقدار آب کافی برای مواجهه با نیازهای رو به رشد جهان وجود خواهد داشت. در حال حاضر بیش از ۸۰ درصد برداشت آب آسیا و حدود ۲۹ درصد برداشت آب اروپا برای اهداف آبیاری استفاده می‌شود، درحالی‌که خاورمیانه، آفریقای شمالی و آسیای مرکزی در بحران آبی قرار دارند. (Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱).

استفاده از آب شیرین برای کشاورزی، صنعت و مناطق شهری از سال ۱۹۰۰ تاکنون حدود شش برابر افزایش یافته است. اکنون مصرف جهانی آب هر ۲۰ سال دو برابر می‌شود، یعنی با نرخی بیش از دو برابر جمعیت افزایش می‌یابد. مطالعات نشان می‌دهد در صورت حفظ رشد اقتصادی و عدم بهینه‌سازی فرآیندهای صنعتی، تقاضای جهانی آب از ۴/۵ میلیارد متر مکعب فعلی در روز به ۶/۹ میلیارد متر مکعب در سال ۲۰۳۰ افزایش می‌یابد؛ این به آن معنی است که میزان مصرف آب در جهان حدود ۴۰ درصد بیشتر از آب در دسترس است. در برخی مناطق وضعیت به مراتب بدتر است؛ برای نمونه، ۳۳ درصد از جمعیت جهان در حوضه‌های آبخیز با کمبود آب بیش از ۵۰ درصد زندگی می‌کنند (Bazza و Najib، ۲۰۰۳؛ FAO، ۲۰۱۷؛ گروه تحقیقاتی آب (WRG)، ۲۰۰۹، نقل شده در Machado و همکاران، ۲۰۲۰).

اگرچه ۷۰ درصد از برداشت جهانی آب برای بخش کشاورزی است و به همان شکل قبلی ادامه خواهد داشت؛ اما با پیشرفت شهرنشینی و صنعتی شدن تقاضای آب برای مصارف صنعتی و خانگی بسیار سریعتر از کشاورزی افزایش می‌یابد. مصرف آب صنعتی که حدود ۲۰ درصد از برداشت جهانی آب را تشکیل می‌دهد، در اکثر نقاط جهان به استثنای اروپای غربی و جنوبی و آمریکای شمالی افزایش خواهد یافت. پیش‌بینی شده که تقاضای آب برای صنعت طی دوره ۲۰۰۰-۲۰۵۰، ۴۰۰ درصد افزایش یابد (سازمان ملل آب، ۲۰۱۸؛ Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱؛ Shi و همکاران، ۲۰۲۱).

مصرف آب صنعتی در سطح جهانی طی ۵۰ سال گذشته تقریباً از ۱۰۰ به ۳۰۰ کیلومتر مکعب رسیده یعنی ۳ برابر شده است و پیش‌بینی شده که به‌طور مداوم افزایش یابد و در سال ۲۰۵۰ به ۵۵۰ کیلومتر مکعب برسد. سازمان همکاری اقتصادی و توسعه پیش‌بینی کرده که تقاضای جهانی آب از ۲۰۰۰ تا ۲۰۵۰، ۵۵ درصد افزایش یابد که بیشتر به دلیل افزایش تقاضا در صنایع کارخانه‌ای (۴۰۰

درصد)، برق (۱۴۰ درصد) و استفاده خانگی (۱۳۰ درصد) است (سازمان همکاری اقتصادی و توسعه (OECD)، ۲۰۱۲، نقل شده در Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱؛ Wada و Bierkens، ۲۰۱۴، نقل شده در Wang و همکاران، ۲۰۱۸).

آب در صنعت به دلیل استفاده مستقیم در فرآیند تولید و همچنین استفاده غیرمستقیم برای سرمایش، گرمایش، تمیز کردن، حمل و نقل و غیره بسیار مهم است. کاربردهای صنعتی مانند رقیق‌سازی، شستشو، خنک‌سازی تجهیزات تولیدی، خنک‌سازی آب در نیروگاه‌های هسته‌ای و نیروگاه‌های سوخت فسیلی و تولید بخار از جمله فرآیندهای عمده‌ای است که در آن به شدت از آب استفاده می‌شود. آمریکا به‌عنوان بزرگترین مصرف‌کننده آب صنعتی، سالانه بیش از ۳۰۰ میلیارد متر مکعب آب را برداشت می‌کند؛ بسیار بیشتر از ۱۴۰ میلیارد متر مکعب چین (دومین مصرف‌کننده بزرگ آب صنعتی) است (Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱).

بیش از یک سوم از برداشت‌های آب در بخش تولید انرژی استفاده می‌شود. از نظر منطقه‌ای، آسیا به‌طور متوسط تا سال ۲۰۳۰ به ۶۵ درصد برداشت آب شیرین بیشتر برای صنعت و انرژی خود نیاز دارد تا بتواند نرخ رشد اقتصادی پیش‌بینی‌شده را برآورده کند. افزایش تقاضای آب صنعتی در چین در مقایسه با سایر کشورها بارزتر است و مهمترین دلیل افزایش، صنعتی شدن سریع و رشد اقتصادی نزدیک به ۱۰ درصد بوده است (Wang و همکاران، ۲۰۱۸؛ Weerasooriya و همکاران، ۲۰۲۱).

پیشینه پژوهش

تقاضای آب طی دهه‌های اخیر به‌طور گسترده مورد بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گرفته است. در این بخش پژوهش‌های اخیر مرور می‌شوند.

Cazcarro و همکاران (۲۰۱۳) با استفاده از روش تجزیه و تحلیل ساختاری (SDA) عوامل تغییرات مصرف آب در اسپانیا را طی دوره ۱۹۸۰-۲۰۰۷ بررسی کردند. آن‌ها نتیجه گرفتند رشد تقاضا (خانوار و افزایش صادرات) عامل اصلی افزایش مصرف آب بوده؛ درحالی‌که پیشرفت فن‌آوری‌های تولید موجب کاهش مصرف آب شده است. Incera و همکاران (۲۰۱۷) عوامل اصلی تخلیه آب خاکستری در ۱۰ کشور آلوده‌کننده آب در جهان را با استفاده از روش SDA طی دوره ۱۹۹۵-۲۰۰۹ ارزیابی کردند. نتایج نشان داد، بیش از ۸۰ درصد از فاضلاب در سراسر جهان تصفیه نمی‌شود و تولید آب خاکستری در جهان ۶۳ درصد افزایش یافته است. تقاضای داخلی برای مواد غذایی عامل اصلی افزایش آب خاکستری بوده است. البته انتقال فعالیت‌های صنعتی به کشورهای درحال توسعه موجب شده در کشورهای توسعه‌یافته ردپای آب خاکستری کاهش و در کشورهای درحال توسعه افزایش یابد.

Feng و همکاران (۲۰۱۷) با به کارگیری روش‌های داده-ستانده (IO) و SDA به بررسی ردپای آب شهر ژانگیه چین و عوامل محرک آن در طی دوره ۲۰۰۱-۲۰۱۱ پرداخته‌اند. نتایج حاکی از آن است که اثر ساختاری به‌عنوان عامل اصلی افزایش ردپای آب‌های خانوار شهری و روستایی عمل کرده، اما این افزایش برای خانوارهای شهری و روستایی به ترتیب با اثر فنی و اثر مقیاس سرانه جبران شده است. بر این اساس، نوآوری‌های فنی و تنظیم ساختار تقاضای نهایی به‌عنوان اولویت برای کاهش ردپای آب پیشنهاد شده است.

Sun و همکاران (۲۰۱۹) تغییرات تقاضای آب شهر پکن چین در دوره زمانی ۱۹۹۷-۲۰۱۶ را با روش SDA بررسی کردند و نتیجه گرفته‌اند کمبود آب به دلیل جمعیت افزایش می‌یابد، اما تقاضا روند کاهشی دارد. این روند کاهشی از ساختار صنعتی، بهبود بهره‌برداری در مصرف آب، بازیابی و صرفه‌جویی در مصرف آب ناشی می‌شود. Fan و همکاران (۲۰۱۹) با مدل‌های IO و SDA ردپای آب در چین را طی سال‌های ۲۰۰۲-۲۰۱۲ بررسی کردند. یافته‌ها نشان می‌دهد: (۱) رد پای آب، ۱۸/۳ درصد افزایش یافته که مصرف خانوارهای شهری بیشترین سهم را در آن داشته است؛ (۲) کالاهای کشاورزی با ۳۵ درصد بالاترین ردپای آبی را در سال ۲۰۱۲ داشته‌اند؛ (۳) بهره‌وری آب موجب کاهش مصرف آب و تولید ناخالص داخلی سرانه موجب افزایش مصرف آب شده است؛ (۴) مصرف خانوارهای شهری، تشکیل سرمایه ثابت و صادرات مهمترین عواملی هستند که افزایش ردپای آب را توضیح می‌دهند.

Long و همکاران (۲۰۱۹) تقاضای آب را با استفاده از روش LMDI طی دوره ۲۰۰۰-۲۰۱۵ بررسی کردند. طبق نتایج به‌دست آمده اثر شدت (یعنی پیشرفت فن‌آوری صنعتی) مهمترین عامل کاهش مصرف آب و درآمد سرانه عامل اصلی افزایش مصرف منابع آب تلقی می‌شود. علاوه‌برآن کاهش تعداد کشاورزان موجب کاهش مصرف منابع آب در بخش کشاورزی و افزایش جمعیت شهری موجب افزایش مصرف منابع آب در بخش مسکونی شده است.

Li و همکاران (۲۰۱۹) به بررسی مصرف آب و انرژی در چین طی دوره ۲۰۱۱-۲۰۱۵ با روش LMDI پرداخته‌اند. بر اساس یافته‌های پژوهش، رشد جمعیت و تولید ناخالص داخلی سرانه از عوامل اصلی افزایش مصرف آب بوده‌اند، درحالی‌که افزایش شدت مصرف موجب کاهش رشد مصرف شده است.

Yao و همکاران (۲۰۱۹) با استفاده از مدل LMDI به تجزیه تفاوت‌های زمانی-مکانی شدت آب در منطقه اقتصادی رودخانه یانگتسه طی دوره ۲۰۰۰-۲۰۱۵ پرداخته‌اند. آن‌ها نتیجه گرفتند ۱- شدت آب صنعتی و ساختار صنعتی به ترتیب مهمترین عوامل کاهش شدت آب هستند و ۲- شکاف بین شدت آب هر استان و سطح متوسط منطقه اقتصادی رودخانه یانگتسه به تدریج کم شده و تفاوت‌های زیادی بین اثر شدت و اثر ساختاری در هر استان وجود دارد.

Allan و همکاران (۲۰۲۰) تقاضای آب صنعتی در اسکاتلند را به روش تجزیه شاخص (IDA) طی دوره ۲۰۱۶-۲۰۱۲ بررسی کردند. در این مطالعه، تقاضای آب به سه اثر فعالیت، ساختاری و شدت تفکیک شده نتایج نشان می‌دهد اثر ساختاری تقاضای آب را کاهش می‌دهد، اما این کاهش نمی‌تواند اثر افزایش فعالیت اقتصادی را جبران کند. همچنین مشخص می‌شود که محرک اصلی کاهش مصرف آب شدت مصرف آب است.

Zhang و همکاران (۲۰۲۰) با استفاده از IO و SDA به بررسی سهم نسبی عوامل مختلف اجتماعی-اقتصادی در مصرف آب چین طی سال‌های ۲۰۰۲-۲۰۱۷ پرداخته‌اند. بر این اساس، میزان استفاده آب طی سال‌های ۲۰۰۲-۲۰۱۲ افزایش و سپس طی سال‌های ۲۰۱۲-۲۰۱۷ کاهش یافته است. همچنین نتایج نشان می‌دهد بهره‌وری و پیشرفت‌های ساختاری، مصرف آب را کاهش داده به‌طوری‌که از افزایش مصرف آب ناشی از افزایش سطح تقاضای نهایی و افزایش جمعیت جلوگیری کرده است.

Naspolini و همکاران (۲۰۲۰) با IO و SDA به بررسی تقاضای آب در بخش‌های اقتصادی برزیل طی خشکسالی و رکود اقتصادی سال‌های ۲۰۱۵-۲۰۱۳ پرداخته‌اند. پژوهش آن‌ها مشخص کرد آب مجازی بین سال‌های ۲۰۱۳-۲۰۱۴، ۴۵ درصد افزایش و در سال‌های ۲۰۱۴-۲۰۱۵، ۱۰ درصد کاهش یافته است. تقاضای نهایی در همه فعالیت‌ها افزایش یافته و بخش کشاورزی، دام، جنگل‌داری و ماهیگیری اصلی‌ترین عامل در تقاضای آب مجازی است. همچنین در همه بخش‌ها سهم اثر ساختاری کم بوده که نشان دهنده تأثیر بیشتر بحران آب نسبت به رکود اقتصادی در کاهش شدت مصرف آب است.

Wang و Wang (۲۰۲۰) تقاضای آب برای ۳۱ استان چین را با LMDI در دو سطح ملی و استانی طی دوره ۲۰۰۴-۲۰۱۷ بررسی کردند و نتیجه گرفتند شدت مصرف آب و ساختار صنعتی به ترتیب مهمترین عواملی هستند که رشد مصرف آب را کاهش می‌دهند. همچنین مشخص شد توسعه اقتصادی و اندازه جمعیت بر روی مصرف آب تأثیر مثبت دارند.

در ایران پژوهش‌های محدودی با رویکرد تجزیه تقاضا انجام شده که در مورد صنعت نبودند. سلامی و شهبازی (۱۳۸۹) به اندازه‌گیری و تجزیه رشد بهره‌وری با استفاده از دو روش روند زمانی و شاخص عمومی برای گندم آبی کشور طی دوره ۱۳۸۱-۱۳۸۶ پرداخته‌اند. سپس رشد بهره‌وری به‌دست آمده از این دو روش را با رشد بهره‌وری به‌سبب آمده به وسیله شاخص دیویژیا برای استان‌های کشور مقایسه کردند. از نتایج مشخص شد روش شاخص عمومی مقادیر نزدیکتری را نسبت به روش روند زمانی با شاخص دیویژیا دارد و استفاده از آن برای تعیین رشد بهره‌وری در روش پارامتری نتایج قابل مقایسه‌تری با نتایج شاخص دیویژیا فراهم می‌کند و استفاده از آن مناسبتر است. ابونوری و مهرعلی (۱۳۹۱) تابع تقاضای آب خانگی شهر تهران را

با داده‌های فصلی ۱۳۷۹-۱۳۸۷ برآورد کردند. برآوردها نشان داد یارانه بیش از سایر متغیرها بر مصرف آب تأثیر دارد و کاهش آن موجب کاهش تقاضای آب در بخش خانگی می‌شود. همچنین حداقل مصرف آب خانگی شهروندان تهرانی ۱۷۰ لیتر در روز بوده و بیشترین مصرف آب در فصل‌های تابستان و پاییز اتفاق افتاده است. سلطانی (۱۳۹۱) الگوی مصرف و مدیریت تقاضای آب کشاورزی در کشورهای منطقه منا را بررسی کردند. طبق تحلیل وی، امنیت غذایی که در گذشته به مفهوم خودکفایی پیوند می‌خورده، با ارتقاء کارایی مصرف آب کشاورزی مبتنی بر مزیت نسبی در تضاد است و به هر حال کمبود آب در کشورهای خشک و نیمه‌خشک باید از طریق واردات آب مجازی برطرف شود.

رحیمی و همکاران (۱۳۹۲) با روش تحلیلی-مروری الگو مصرف متناسب با ظرفیت‌های تولید و ارزش واقعی را در کشورهای اروپایی (آلمان، هلند و بلژیک) طی دوره ۱۹۹۰-۲۰۰۷ بررسی کردند. این مطالعه نشان داد اعمال استراتژی‌های مدیریت تقاضا علاوه بر حفاظت منابع آبی و کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی موجب کاهش هزینه‌ها، افزایش ارزش افزوده و بهبود کیفیت خدمات شده است. این کشورها با وجود برخورداری از منابع آب فراوان توانسته‌اند متوسط مصرف خود را به ۱۲۰ لیتر به ازای هر نفر در شبانه‌روز کاهش دهند.

اسلامی و همکاران (۱۳۹۲) کشت تولیدی و تقاضای آب در باغات انار روستای چرخاب یزد را با یک نمونه شامل ۹۵ کشاورز بررسی کردند. نتایج بهره‌وری برآوردی آب، مصرف بیش از حد بهینه آن را تأیید می‌کند به‌طوری‌که کشت تولیدی آن ۰/۰۶ - برآورد شده است. باتوجه به کشت قیمتی بالای تقاضای آب، سیاست‌های قیمتی جهت کنترل مصرف آب مفید است.

کرباسی و رفیعی‌داران (۱۳۹۳) تأثیر اجزای تقاضای نهایی بر مصرف آب استان خراسان رضوی در بخش‌های مختلف اقتصادی را با روش داده-ستاده بررسی کردند. بر اساس نتایج این مطالعه، افزایش ۲۰ درصدی در اجزای تقاضای نهایی که شامل صادرات، مصرف خصوصی، مصرف دولتی و سرمایه است به ترتیب موجب افزایش ۸۶۰، ۷۱۳، ۳۰ و ۱۸ هزار مترمکعبی در مصرف آب شده است. همچنین یافته‌ها نشان داد تقاضای آب کم‌کشت است.

مظفری (۱۳۹۵) آثار سیاست قیمت‌گذاری آب بر مدیریت تقاضای آب در دشت اردلان قزوین را بررسی کرد و نتیجه گرفت قدر مطلق کشت قیمتی تقاضای آب برای یونجه و گوجه‌فرنگی که نیاز آبی بالاتری دارند، بیشتر از سایر محصولات منتخب است و تقاضای کشاورزان برای نهاده آب در تولید این محصولات کشت بیشتری دارد. همچنین افزایش قیمت آب آبیاری (۲۰۰ تا ۱۰۰۰ ریال افزایش نسبت به سال پایه) موجب کاهش ۲ تا ۹ درصد آب مصرفی در الگوی کشت و کاهش ۲ تا ۸ درصد درآمد ناخالص کشاورزان در این دشت می‌شود.

تهامی‌پور (۱۳۹۶) ارزش اقتصادی آب برای صنایع تولید مواد شیمیایی را طی دوره ۱۳۷۶-۱۳۹۲ برآورد کرد. وی با برآورد تابع تولید بر اساس داده‌های ترکیبی و روش باقی‌مانده نتیجه گرفت که تخصیص هر متر مکعب آب به فعالیت‌های صنعتی ذکر شده ارزشی معادل ۳۷۰۷۱ ریال ایجاد می‌کند، درحالی‌که هزینه خرید آن ۵۶۸۵ ریال است. بنابراین امکان افزایش تعرفه در قالب سیاست تبعیض قیمت بین کدهای صنعتی برای مدیریت تقاضای آب وجود دارد.

شهرکی و همکاران (۱۳۹۷) عوامل موثر بر تقاضای آب کشاورزی و خانگی استان سیستان و بلوچستان را بررسی کردند. در بخش خانگی از تابع مطلوبیت استون-گری و در بخش کشاورزی از مدل لاجیت استفاده شده است. ضرایب برآوردی تابع تقاضای خانگی نشان داد قیمت واقعی آب تأثیر منفی و معنی‌دار بر تقاضای آب خانگی دارد. همچنین، تقاضای سرانه ۶۱ متر مکعب در سال است که اضافه مصرف سرانه ۲۷ متر مکعب را نشان می‌دهد. کشش‌های قیمتی و درآمدی تقاضای خانگی آب به ترتیب ۰/۲۸ و ۰/۳۷ به‌دست آمده، بنابراین تقاضای آب کم‌کشش است. برآوردهای تقاضای آب کشاورزی نشان داد بیشترین تأثیر مربوط به متغیر سابقه و تجربه کاری است و سایر متغیرها در اولویت‌های بعدی قرار می‌گیرند.

علی‌احمدی و همکاران (۱۳۹۷) با تکیه بر تابع هزینه ترانسلوگ و روش رگرسیون‌های به ظاهر نامرتب به بررسی مدیریت تقاضای آب در تولید گندم پرداختند. داده‌های مورد نیاز از ۱۵۰ گندم کار طی دوره زمانی ۱۳۹۴-۱۳۹۵ جمع‌آوری شده است. طبق یافته‌های این مطالعه، آب با نهاده‌های نیروی کار اجاره‌ای و خانوادگی، کود و سطح زیر کشت رابطه جانشینی دارد.

قادرزاده و جزایری (۱۳۹۷) ارزش اقتصادی آب مصرفی برای محصول یونجه را از نگاه بهره‌برداران و با استفاده از تابع تولید برآورد کردند. داده‌های مورد نیاز از طریق مصاحبه و تکمیل پرسشنامه از ۱۱۰ کشاورز در دشت دهگلان برای سال زراعی ۱۳۹۳-۱۳۹۲ جمع‌آوری شده است. نتایج این مطالعه نشان داد ارزش تولید نهایی هر متر مکعب آب بر مبنای تابع تولید کاب-داگلاس و ترانسندنتال به ترتیب برابر با ۱۶۸۹ و ۱۰۹۳ ریال و هزینه تمام شده هر متر مکعب آب آبیاری ۶۲۵ ریال است. همچنین کشش قیمتی تقاضای آب برابر با ۲/۷۲- است که نشان‌دهنده کشش‌پذیری تقاضای این نهاده نسبت به تغییرات قیمت آب است.

بدیع‌برزین و همکاران (۱۳۹۸) آثار سهمیه‌بندی و افزایش قیمت آب بر الگوی کشت و مدیریت تقاضای آب در دشت سیستان در سال زراعی ۱۳۹۴-۱۳۹۵ را بررسی کردند. نتایج این پژوهش نشان داده اعمال سیاست‌های قیمت‌گذاری و سهمیه‌بندی آب آبیاری موجب کاهش سطح زیر کشت محصولات منتخب و کاهش بازده ناخالص کشاورزان دشت سیستان می‌شود.

تهامی‌پور رزندی و قربانی (۱۳۹۸) حجم آب صادر و وارد شده در قالب تجارت محصولات کشاورزی طی دوره ۱۳۸۰-۱۳۹۴ را ارزیابی

کردند. نتایج نشان داد ایران در سال‌های مذکور در بخش محصولات زراعی واردکننده خالص آب مجازی و در بخش محصولات باغی صادرکننده خالص آب مجازی بوده و به طور کلی، در مجموع واردکننده خالص آب مجازی بوده است.

صبحی صابونی و همکاران (۱۳۹۸) آثار سیاست مدیریت تقاضا بر تعادل منابع آب زیرزمینی حوضه آبریز نیشابور طی دوره ۱۳۷۸-۱۳۹۰ را بررسی کردند. بر اساس نتایج این مطالعه، سیاست کاهش سهم آبیاری اثر مثبتی بر سطح آب زیرزمینی دارد، بدون اینکه تأثیر زیادی بر کاهش میزان کشت و سود کشاورزان منطقه داشته باشد. تنها با ۲۰ درصد کاهش آب کشاورزی، سطح آب زیرزمینی تا سال ۱۴۰۰ حدود ۴/۷ متر افزایش می‌یابد.

نهاوندی و احمدیان (۱۳۹۸) تقاضای آب شهر قم را با روش پویایی سامانه‌ها بررسی کردند. این مطالعه نتیجه گرفت با کاهش نرخ زاد و ولد از ۴ درصد به ۲ درصد، میزان تقاضای آب ۲۹ درصد در سال ۱۴۰۵ در مقایسه با روند فعلی کاهش می‌یابد. همچنین اثر تغییر قیمت بر میزان تقاضا ناچیز است و بر اساس این نتیجه سیاست کنترل جمعیت بیشترین تأثیر را بر تقاضای آب دارد.

شهیکی تاش و همکاران (۱۳۹۹) با استفاده از تابع هزینه ترانسلوگ به برآورد تقاضای آب صنایع کارخانه‌ای ایران طی دوره ۱۳۸۳-۱۳۹۶ پرداختند. برآوردها نشان داد کشش‌های جزئی آلفا علامت منفی دارند که نشان‌دهنده رابطه منفی بین قیمت و مقدار تقاضا است. مقدار کشش قیمتی تقاضا برای نهاده آب از لحاظ قدر مطلق بیشتر از سایر نهاده‌های دیگر بوده که نشان‌دهنده حساسیت بیشتر این نهاده نسبت به قیمت است. اگرچه با توجه به مقدار کم کشش قیمتی نهاده آب تأثیر سیاست‌های قیمتی در کاهش تقاضا و صرفه‌جویی آب ناچیز است.

بنابراین همانطور که مشخص شد، پژوهش‌های بسیاری در زمینه تقاضای آب صنعتی با روش تجزیه در کشورهای توسعه‌یافته و درحال توسعه انجام گرفتند و توانستند دورنمای خوبی از وضعیت تقاضای آب و سیاست‌های مناسب در آن کشورها ارائه دهند. اما در ایران پژوهش مشخصی با روش تجزیه تقاضای آب در حوزه صنعتی انجام نگرفته که لزوم مطالعه حاضر را نشان می‌دهد.

روش و داده‌های پژوهش

برای انجام پژوهش و بررسی عوامل موثر بر تقاضای آب صنعتی ایران طی دوره ۱۳۷۵-۱۳۹۶، داده‌های ارزش افزوده بخش صنعتی و مقدار آب مصرفی آن‌ها برای کارگاه‌های صنعتی «۱۰ نفر کارکن و بیشتر» از سالنامه‌های آماری مرکز آمار ایران (۱۳۷۵-۱۳۹۶) گردآوری شده است. بخش صنعت شامل فعالیت کارگاه‌های صنعتی در سطح کدهای ۲، ۳ و ۴ رقمی است و مطالعه حاضر به بررسی کدهای دو رقمی زیربخش‌های صنعت ۱۰ نفر کارکن و بیشتر

می‌پردازد. کارگاه‌های صنعتی ده نفر کارکن و بیشتر به عنوان صنایع متوسط و بزرگ، در ۲۳ زیربخش صنعتی (کدهای دو رقمی ISIC) طبقه‌بندی شده است.

از آن جایی که فقط ارزش افزوده اسمی «کارگاه‌های صنعتی ۱۰ نفر کارکن و بیشتر» در دسترس است، در گام اول با استفاده از آمار منتشر شده در مرکز آمار ایران، شاخص ضمنی قیمت برای هر کد دورقمی صنعتی (نسبت ارزش افزوده جاری کل کارگاه‌ها به ارزش افزوده حقیقی کل کارگاه‌ها) محاسبه و سپس با استفاده از آن، ارزش افزوده اسمی «کارگاه‌های صنعتی ۱۰ نفر کارکن و بیشتر» به ارزش افزوده حقیقی «کارگاه‌های صنعتی ۱۰ نفر کارکن و بیشتر» تبدیل شد.

تحلیل‌های مربوط به تجزیه را می‌توان به تحلیل تجزیه شاخص (IDA)، تحلیل تجزیه ساختاری (SDA)، تحلیل سهم انتقال (SSA) و تحلیل حسابداری رشد (GAA) طبقه‌بندی کرد (شریفی و همکاران، ۱۳۹۶). در این پژوهش از IDA که به‌ویژه در حوزه انرژی بسیار رایج است، استفاده می‌شود. این روش از ابزارهای رایج برای بررسی و تحلیل کمی علل تغییر در تقاضا است و همان طور که شریفی و همکاران (۱۳۹۶) بیان کردند، از نظر تاریخی در ابتدا بر اساس شاخص‌های مرسوم از لاسپیرز، پاشه و مارشال-اجورث در اوایل دهه ۱۹۸۰ مطرح شد. سپس Boyd و همکاران (۱۹۸۸) با تأکید بر این مسئله که مشکلات این روش مشابه مشکلات مربوط به شاخص‌ها در اقتصاد است، شاخص دیویژیا را معرفی کردند. سپس Liu و همکاران (۱۹۹۲) روش دیویژای تطبیقی وزنی را مطرح کردند که پایه‌ای برای ارائه روش دیویژای پارامتریک کلی توسط Ang (۱۹۹۴) شد.

بر اساس این روش، می‌توان تقاضای آب در بخش صنایع را به عوامل موثر بر آن تجزیه کرد. تغییر زمانی متغیر W^t نسبت به دوره مبنا (پایه) برابر است با:

$$\Delta W^t = \sum_{i=1}^k \Delta W_i^t + \varepsilon^t. \quad (1)$$

در این معادله ΔW_1^t تا ΔW_k^t تغییراتی از متغیر x^t را نشان می‌دهند که به ترتیب به اجزای x_1 تا x_k مربوط هستند. اکنون فرض شود W میزان تقاضای آب صنعتی کشور باشد و اندیس i بخش‌های صنعت را نشان دهد (در این پژوهش شامل ۲۴ زیر بخش دو رقمی بخش صنعت است)، در نتیجه می‌توان آن را به صورت نهایی ذیل بیان کرد:

$$W = Q \cdot \frac{\sum_{i=1}^n W_i}{Q} = Q \cdot \sum_{i=1}^n \frac{W_i}{Q_i} \cdot \frac{Q_i}{Q} = Q \cdot \sum_{i=1}^n a_i s_i, \quad (2)$$

که در آن W تولید کل کشور است. W_i/Q_i ضریب فنی (معکوس بهره‌وری) تقاضای آب است که با a_i نشان داده می‌شود. Q_i/Q سهم بخش‌های تولیدی است که با s_i نشان داده می‌شود. بنابراین، می‌توان تغییرات تقاضای آب را بر اساس تغییر سه مولفه تولید، ضریب فنی (معکوس بهره‌وری) و سهم صنایع (a_i ، s_i و Q) تفکیک کرد:

فرآورده‌های غذایی و انواع آشامیدنی‌ها)، ۱۹ (تولید کک و فرآورده‌های حاصل از پالایش نفت)، ۲۴ (تولید فلزات پایه)، ۲۳ (تولید سایر فرآورده‌های معدنی غیرفلزی) و ۲۲ (تولید فرآورده‌های لاستیکی و پلاستیکی) با مجموع سهم ۸۳ درصد، مصرف‌کنندگان اصلی تقاضای آب بخش صنعت بوده و ۱۷ درصد باقی‌مانده توسط سایر کدها (۱۷ کد دیگر) مصرف می‌شوند.

در طی این دو دهه سهم آب مصرفی این صنایع تغییراتی داشته که آن را می‌توان در سه دسته خلاصه کرد. دسته اول صنایعی هستند که افزایش قابل توجه در سهم مصرفی آب داشتند. این دسته شامل کدهای ۱۹، ۲۴، ۲۶، ۲۷، ۲۸، ۲۹ و ۳۳ به ترتیب صنایع تولید کک، فلزات پایه، محصولات رایانه‌ای، تجهیزات برقی، ماشین آلات، وسایل نقلیه موتوری و تعمیر و نصب ماشین آلات است و به‌طور کلی در حوزه مربوط به صنایع سنگین و یا کالاهای بادوام به‌شمار می‌روند. دسته دوم شامل کدهای ۱۱ (مواد غذایی و انواع آشامیدنی)، ۱۲ (فرآورده‌های توتون و تنباکو)، ۱۳ (منسوجات)، ۲۰ (مواد شیمیایی)، ۲۲ (فرآورده‌های لاستیکی و پلاستیکی)، ۲۳ (سایر فرآورده‌های معدنی غیرفلزی)، ۳۰ (سایر محصولات حمل و نقل) و ۳۱ (مبلمان) می‌شود که کاهش قابل توجهی در سهم مصرفی آب داشتند. این صنایع بیشتر سبک و تولیدکننده هر سه نوع کالاهای بی‌داوم (مواد غذایی)، کم‌داوم (منسوجات) و بادوام (مبلمان) هستند.

دسته سوم شامل صنایعی هستند که سهم مصرفی آب آن‌ها تقریباً ثابت بوده و تغییرات کمی داشته‌اند و تولید پوشاک، چرم، چوب، کاغذ، چاپ، دارو، محصولات فلزی به جز ماشین آلات و سایر مصنوعات طبقه‌بندی نشده (کدهای ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۲۱، ۲۵ و ۳۲) را شامل می‌شوند. این دسته شامل صنایع سبک است که هر دو نوع کالاهای بادوام (چرم و محصولات فلزی) و کالاهای کم‌داوم (کاغذ و دارو) را شامل می‌شود (شکل‌های ۲ و ۳).

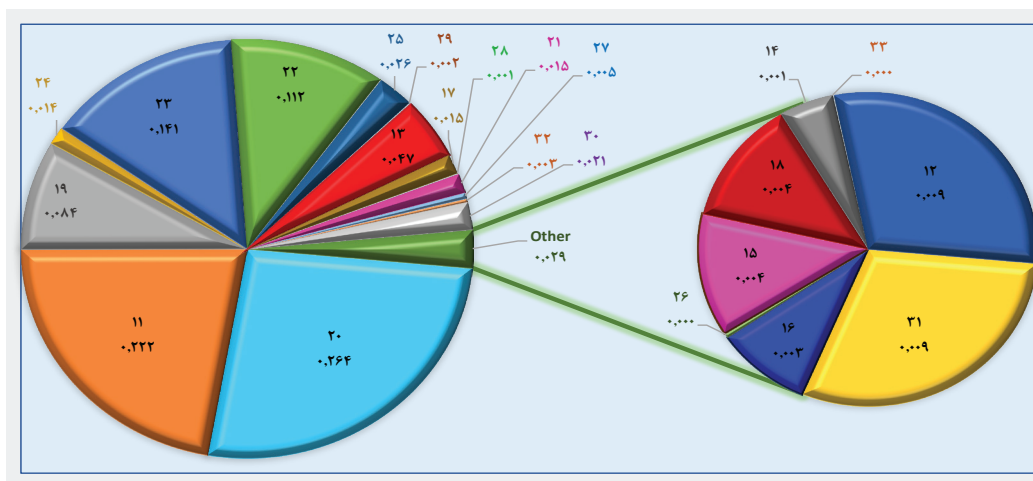
$$\begin{aligned}\Delta W_1 &= (Q^t - Q^0) \sum_{i=1}^n a_i^0 s_i^0, \\ \Delta W_2 &= Q^0 \sum_{i=1}^n (a_i^t - a_i^0) s_i^0, \\ \Delta W_3 &= Q^0 \sum_{i=1}^n a_i^0 (s_i^t - s_i^0).\end{aligned}\quad (3)$$

سه معادله بالا به ترتیب اثر رشد اقتصادی، اثر ضریب فنی (معکوس بهره‌وری) تولید و اثر تغییر ساختار تولید را نشان می‌دهند. این روش تجزیه مبنایی شبیه لاسپیرز دارد. همان‌طور که مشخص است $\sum_{j=1}^K \Delta W_j^t + \mathcal{E}^t = \Delta x^t$. بنابراین در این تجزیه خطا ($\mathcal{E}^t$) وجود دارد. خطا هنگامی که متغیرها در طول زمان نوسانات زیادی داشته باشند، قابل توجه خواهد بود (Sun، ۱۹۹۸؛ Ang و Zhang، ۲۰۰۰). Ang و Choi (۱۹۹۷) و سپس Ang (۲۰۰۴) پیشنهاد می‌کنند از روش میانگین لگاریتمی دیویژیا (LMD) استفاده شود. در این صورت خطا به کلی حذف خواهد شد (Wood و Lenzen، ۲۰۰۶؛ González و همکاران، ۲۰۱۴) و اثرات تجزیه‌شده به‌صورت ذیل درخواهند آمد:

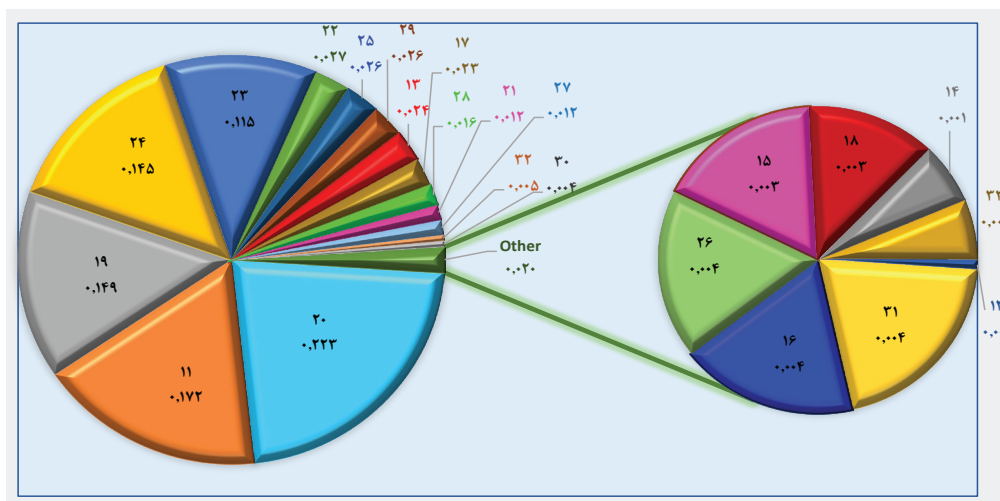
$$\begin{aligned}\overline{\Delta W}_1 &= \sum_{i=1}^n L(W_i^0, W_i^t) \ln(Q^t/Q^0), \\ \overline{\Delta W}_2 &= \sum_{i=1}^n L(W_i^0, W_i^t) \ln(a_i^t/a_i^0), \\ \overline{\Delta W}_3 &= \sum_{i=1}^n L(W_i^0, W_i^t) \ln(s_i^t/s_i^0).\end{aligned}\quad (4)$$

یافته‌های پژوهش

سهم آب مصرفی کدهای دو رقمی بخش صنعت با استفاده از داده‌های مرکز آمار ایران در سال‌های ۱۳۷۵ و ۱۳۹۶ محاسبه و نمودارهای آن رسم شده است. بر اساس نتایج به‌دست آمده، شش کد ۲۰ (تولید مواد شیمیایی و فرآورده‌های شیمیایی)، ۱۱ (تولید



شکل ۲- سهم آب مصرفی زیربخش‌های دو رقمی صنعت در سال ۱۳۷۵
(عدد بالا کد صنعتی دو رقمی ISIC، عدد پایین سهم آب مصرفی)



شکل ۳- سهم آب مصرفی زیربخش‌های دو رقمی صنعت در سال ۱۳۹۶

(عدد بالا کد صنعتی دو رقمی ISIC، عدد پایین سهم آب مصرفی)

کاهش تقاضای آب داشته که نشان‌دهنده بهبود بهره‌وری آب طی این دوره است. اما متأسفانه این عامل در سایر دوره‌ها اثر مثبت بر تقاضای آب داشته و این معنی است که کاهش بهره‌وری آب موجب افزایش مصرف آب در بخش صنعت شده است. بهره‌وری پایین آب در دهه ۱۳۸۰ موجب ۱۰-۱۵ درصد افزایش تقاضای آب شده؛ درحالی‌که سهم این عامل در نیمه اول دهه ۱۳۹۰ با افزایش تقریباً سه برابری به ۴۰ درصد رسیده است. این مسئله به خوبی نمایانگر جهت نادرست سیاست‌گذاری‌ها و بی‌توجهی‌های جدی به بهبود بهره‌وری مصرف آب در بخش صنعتی است.

عامل سوم، اثر تغییر ترکیب یا ساختار صنعت است که به جز اثر مثبت در دوره ۱۳۸۰-۱۳۹۶، در سایر دوره‌ها اثر منفی بر تقاضای آب داشته است. سهم این عامل در کل دو دهه مورد بررسی تقریباً ۱۰ درصد بوده که منعکس‌کننده نقش محدود عامل ساختاری در کاهش تقاضای آب صنعت است. به بیان دیگر، شواهد نشان می‌دهد اقتصاد ایران نتوانسته در راستای تغییر ساختار از صنایع با شدت آب‌بری زیاد به صنایع با شدت آب‌بری کم گامی اساسی بردارد. حتی طی دوره ۱۳۸۰-۱۳۹۶ ساختار صنایع ایران به نفع صنایع پرآب‌خواه تغییر کرده است (شکل ۴).

در ادامه، بر اساس تکنیک جمع‌پذیری شاخص میانگین لگاریتمی دیویژیا سهم سه عامل رشد اقتصادی، ضریب فنی (معکوس بهره‌وری) و تغییر ترکیب صنعت (ساختار) تقاضای آب صنعتی در طی چهار دوره نزدیک به پنج ساله ۱۳۷۵-۱۳۸۰، ۱۳۸۶-۱۳۸۰، ۱۳۹۰-۱۳۸۶ و ۱۳۹۶-۱۳۹۰ برآورد شده است.

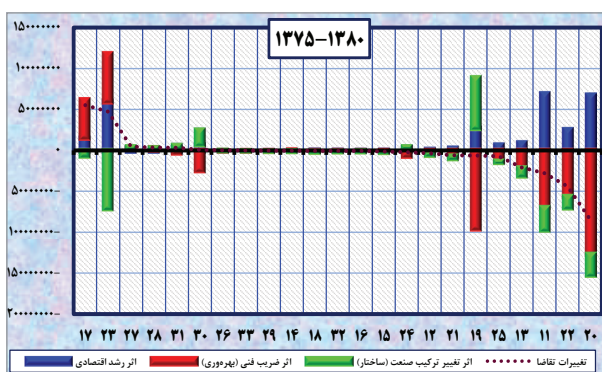
نتایج تجزیه نشان داد در طی چهار دوره مورد بررسی تقاضای آب بخش صنعت در دو دوره ۱۳۷۵-۱۳۸۰ و ۱۳۸۵-۱۳۹۰ کاهش یافته و در دو دوره دیگر افزایش یافته است (جدول ۱). از نظر اثر عوامل محرک همانطور که در شکل (۴) مشخص است اثر رشد اقتصادی یا تولید صنعتی در همه دوره‌ها به جز دوره ۱۳۸۶-۱۳۹۰ مثبت بوده است و از نظر سهم عوامل نیز تولید صنعتی در همه دوره‌ها (به غیر از دوره اول ۱۳۷۵-۱۳۸۰) بیشترین تأثیر را در افزایش یا کاهش (دوره سوم) تقاضای آب بخش صنعت داشته است. در دوره اول ۴۲ درصد و در سایر دوره‌های پنج ساله بعدی حداقل ۵۰ درصد تغییرات تقاضای آب صنعتی ناشی از رشد صنعتی بوده است. پس در مجموع، رشد و توسعه صنعتی محرک اصلی افزایش تقاضای آب در دو دهه اخیر بوده و باید به مسئله تأمین آب ضمن توسعه صنعتی توجه ویژه شود. ضریب فنی در دوره پنج ساله اول ۱۳۷۵-۱۳۸۰ بیشترین سهم را در

جدول ۱- سهم عوامل مختلف در تقاضای آب صنعتی با سال پایه متغیر برحسب مترمکعب

سال	۱۳۸۰	۱۳۸۶	۱۳۹۰	۱۳۹۶
اثر رشد اقتصادی	۳۰۷۵۶۱۸۱۲ (۴۳ درصد)	۴۷۳۷۶۲۰۷۴ (۷۸ درصد)	-۲۷۰۱۵۴۳۲۹ (۶۶ درصد)	۲۲۴۵۰۰۱۳۶ (۷۹ درصد)
اثر ضریب فنی (اثر بهره‌وری)	-۳۱۸۳۰۴۹۹۸ (۴۵ درصد)	۶۷۲۸۱۷۰۶ (۱۱ درصد)	۶۲۸۳۴۹۵۶ (۱۵ درصد)	۱۹۲۳۶۸۹۹ (۷ درصد)
اثر تغییر ترکیب صنعت (ساختار)	-۸۱۳۹۰۸۸۵ (۱۲ درصد)	-۶۶۱۳۴۷۸۰ (۱۱ درصد)	۷۵۵۶۳۳۷۳ (۱۹ درصد)	-۳۸۶۰۱۴۶۶ (۱۴ درصد)
اثر کل	-۹۲۱۳۴۰۰۰	۴۷۴۹۰۹۰۰۰	-۱۳۱۷۵۶۰۰۰	۲۰۵۱۳۵۵۷۰

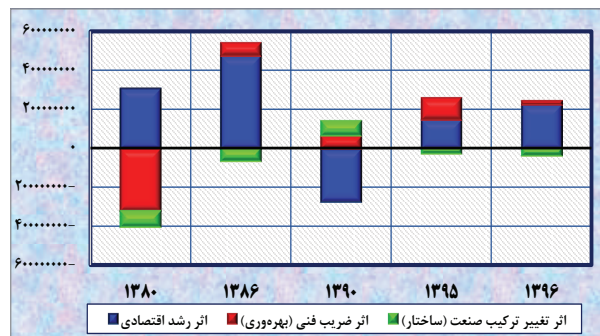
جدول ۲- تجزیه تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت بر حسب متر مکعب (صنایع با بیشترین تغییر)

کد	اثر رشد اقتصادی	اثر ضریب فنی (بهره وری)	اثر تغییر سهم صنعت (ساختار)
(۱۳۸۰)			
۱۱	۶۸,۴۳۷,۲۴۱/۷۳۹	-۶۹,۱۴۴,۳۲۷/۶۴۵	-۲۷,۲۷۲,۹۱۴/۱۴۸
۱۷	۱۵,۱۱۷,۶۹۲/۹۸۰	۴۶,۶۰۰,۰۱۷/۶۰۶	-۶,۵۶۳,۷۱۰/۵۸۶
۲۰	۶۶,۳۵۸,۶۵۸/۰۷۱	-۱۲۶,۲۰۰,۱۳۷/۵۴۳	-۲۵,۰۴۳,۵۲۰/۵۲۷
۲۲	۲۵,۵۵۳,۵۰۵/۲۶۸	-۵۵,۹۴۲,۳۳۹/۴۲۶	-۱۳,۵۰۳,۱۶۵/۸۴۲
۲۳	۵۹,۴۳۵,۷۵۰/۸۸۶	۵۸,۵۳۲,۴۰۹/۲۳۱	-۷۰,۵۸۴,۱۶۰/۱۱۷
(۱۳۸۶)			
۱۱	۶۶,۶۱۵,۸۱۳/۳۶۳	-۳۹,۵۹۱,۳۰۲/۵۸۴	-۵۹,۴۸۰,۵۱۰/۷۷۸
۱۹	۱۰۶,۳۶۵,۷۸۰/۹۸۰	۱۸۷,۴۸۲,۷۴۰/۳۱۰	۴۸,۷۴۹,۴۷۸/۷۱۰
۲۰	۱۰۶,۶۷۵,۵۶۶/۸۳۵	۸۰,۴۲۰,۴۵۳/۴۸۱	-۶,۸۶۴,۰۲۰/۳۱۶
۲۳	۷۸,۳۴۵,۳۴۳/۴۸۲	-۱۵۸,۴۹۲,۵۲۴/۳۱۸	۴۲,۶۵۱,۱۸۰/۸۳۷
(۱۳۹۰)			
۱۱	-۳۶,۰۷۴,۷۵۵/۷۸۷	۵۶,۳۸۳,۲۵۰/۸۹۸	۵۷,۰۲۹,۵۰۴/۸۸۹
۱۹	-۴۸,۰۹۰,۶۳۴/۲۵۱	-۷۶,۷۸۸,۶۴۸/۶۶۲	-۲۱۹,۳۴۳,۷۱۷/۰۸۷
۲۰	-۹۳,۰۶۰,۲۴۰/۹۵۳	۲۹,۳۳۰,۶۸۲/۷۶۲	۱۶۰,۴۹۲,۵۵۸/۱۹۱
(۱۳۹۶)			
۱۷	۸,۵۵۳,۸۹۴/۱۰۷	-۵۹,۳۴۵,۵۷۰/۵۲۳	۲۶,۷۴۱,۱۵۹/۰۲۶
۱۹	۲۲,۵۱۶,۳۰۵/۷۰۳	۱۳۱,۶۸۰,۵۴۴/۷۵۵	-۳۴,۱۱۷,۹۱۲/۷۱۶
۲۰	۷۱,۵۶۹,۷۳۴/۴۸۴	-۱۵۴,۲۹۰,۷۵۱/۲۴۰	-۳۵,۱۶۲,۰۵۳/۹۹۸
۲۲	۱۰,۴۶۹,۳۹۸/۸۶۹	۸,۳۵۹,۶۷۶/۹۶۷	-۵۰,۶۹۷,۸۱۱/۷۸۷
۲۴	۱۳,۴۶۷,۷۵۵/۲۷۳	۴۳,۳۷۴,۹۶۵/۳۵۱	۹۵,۷۶۷,۹۱۰/۸۷۸



شکل ۵- تجزیه تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت در ۱۳۸۰ پایه ۱۳۷۵ (بر حسب مترمکعب)

تجزیه تقاضای آب در سال پایه ۱۳۸۰ نشان می‌دهد، تقاضای آب صنعت تولید کک و پالایش نفت، مواد شیمیایی و فرآورده‌های لاستیکی و پلاستیکی تا سال ۱۳۸۶ به شدت افزایش یافته است.



شکل ۴- سهم عوامل مختلف در تقاضای آب صنعتی با سال پایه متغیر در طی دوره ۱۳۷۵-۱۳۹۶ (بر حسب مترمکعب)

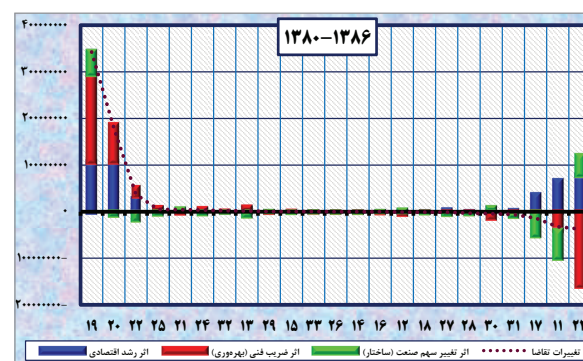
در ادامه، تغییرات تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت در طی چهار دوره تقریباً پنج‌ساله به سه اثر رشد اقتصادی، ضریب فنی (بهره‌وری) و تغییر ترکیب صنعت (اثر ساختاری) تفکیک شده است. سپس نتایج بر اساس این که در طی هر دوره مورد بررسی، کدام یک از زیربخش‌های صنعت افزایش یا کاهش تقاضای آب داشتند توضیح داده شده و سهم سه عامل محرک در تقاضای آب صنعتی توصیف شده است. در جدول (۲) صنایعی که بیشترین سهم را در تغییرات تقاضای آب داشتند، گزارش شده است.

در ادامه نمودارهای سهم عوامل موثر بر تغییرات تقاضای آب صنعتی کدهای صنعتی به‌طور جداگانه آورده شده است. در طی دوره پنج ساله ۱۳۷۵-۱۳۸۰ صنعت کاغذ و فرآورده‌های معدنی غیرفلزی بزرگترین تغییرات را در مصرف آب ایجاد کرده که ضریب فنی با سهم ۶۸ درصد موثرترین عامل در افزایش تقاضای آب این صنعت (کد ۱۷) بوده است. در صنعت فرآورده‌های معدنی سهم هر سه عامل نزدیک به هم و بالای ۳۰ درصد است و در نهایت، مجموع اثر مثبت دو عامل ضریب فنی و تولید صنعتی با غلبه بر اثر منفی تغییر سهم صنعت موجب افزایش تقاضای آب فرآورده‌های معدنی (کد ۲۳) شده است. در مقابل صنایع تولید مواد غذایی و آشامیدنی، منسوجات، کک، مواد شیمیایی، فرآورده‌های لاستیکی و محصولات فلزی (کدهای ۱۱، ۱۳، ۱۹، ۲۰، ۲۲ و ۲۵) با کاهش تقاضای آب مواجه بودند (نمودار ۵).

در صنایعی که تقاضای آب آن‌ها کاهش یافته رشد اقتصادی اثر مثبت بر تقاضای آب داشته است. اثر منفی ضریب فنی در این صنایع نمایانگر بهبود بهره‌وری آب است. عامل ضریب فنی در صنایع تولید منسوجات، کک، مواد شیمیایی، پلاستیک و محصولات فلزی سهم بالای ۵۰ درصد داشته است. در این صنایع اثر منفی تغییر سهم صنعت (به جز اثر مثبت در کد ۱۹) نشان می‌دهد که این صنایع به نفع صنایع دیگر به طور نسبی کوچکتر شده‌اند و ساختار صنایع از نظر آب‌بری تغییر کرده است. تقاضای آب سایر کدها که در میانه شکل (۵) قابل مشاهده‌اند، تغییرات قابل توجهی نداشتند (شکل ۵).

اثر مثبت تولید صنعتی در این سه صنعت (کدهای ۱۹، ۲۰ و ۲۲) موجب افزایش مصرف آب شده که دو صنعت مواد شیمیایی و فرآورده‌های لاستیکی بزرگترین سهم را در افزایش تقاضای آب داشته‌اند. ضریب فنی در سه صنعت یاد شده اثر مثبت قابل توجهی داشته و در صنعت تولید کک با سهم ۵۵ درصد، موثرترین عامل در افزایش تقاضای آب بوده است. اثر مثبت ضریب فنی در واقع نشان‌دهنده کاهش بهره‌وری آب در این صنایع بوده که به موجب آن مصرف آب افزایش یافته است. سهم ساختار در تقاضای آب این صنایع نسبت به دو عامل رشد و ضریب فنی کم بوده و اثر آن در تقاضای آب صنایع شیمیایی و پلاستیکی منفی و در صنعت دیگر مثبت بوده است (شکل ۶).

در سال ۱۳۸۶ نسبت به سال ۱۳۸۰، تقاضای آب سه صنعت «مواد غذایی و انواع آشامیدنی»، «کاغذ» و «فرآورده‌های معدنی غیرفلزی» کاهش یافته است. البته اثر مثبت تولید صنعتی در این سه صنعت (کدهای ۱۱، ۱۷ و ۲۳) موجب افزایش تقاضای آب شده و حتی در صنعت مواد غذایی و آشامیدنی سهم ۴۰ درصدی آن، بزرگترین عامل در تغییرات تقاضای آب بوده است. اثر منفی ضریب فنی که نمایانگر بهبود بهره‌وری آب است، در صنعت فرآورده‌های معدنی بر مجموع اثر مثبت دو عامل رشد و ساختار غلبه پیدا کرده است. همچنین سهم بالای ۵۰ درصد ضریب فنی در صنعت مواد معدنی کاهش تقاضای آب این صنعت (کد ۲۳) را در پی داشته است (شکل ۶). اثر منفی تغییر سهم صنعت در تولید «کاغذ» بیشترین سهم را در کاهش تقاضای آب داشته و به بیان دیگر این صنعت به نفع صنایع دیگر کوچکتر شده و تقاضای آب آن به طور نسبی کاهش یافته است. در صنعت مواد غذایی نیز همین اتفاق افتاده و در نتیجه تقاضای آب کاهش داشته است. تغییر سهم صنعت در صنعت «مواد معدنی» اثر مثبت بر تقاضای آب داشته و سهم آن در افزایش تقاضای آب تقریباً ۲۰ درصد است (شکل ۶).



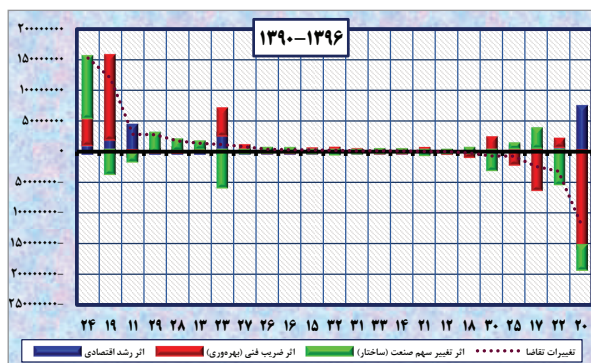
شکل ۶- تجزیه تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت در ۱۳۸۶ با پایه ۱۳۸۰ (بر حسب مترمکعب)

همان طور که در شکل (۷) مشخص است، در ۱۳۹۰ نسبت به ۱۳۸۶ صنایع تولید «مواد شیمیایی»، «مواد غذایی و آشامیدنی»، «محصولات فلزی» و «فرآورده‌های معدنی غیر فلزی» به ترتیب بیشترین افزایش تقاضای آب را داشتند و در مقابل تقاضای آب دو صنعت «تولید کک و فرآورده‌های پالایش نفت» و «تولید فرآورده‌های لاستیکی و پلاستیکی» کاهش یافته است. مصرف آب در سایر صنایع کم‌وبیش ثابت و تغییرات تقاضای آب آن‌ها ناچیز و یا نزدیک به صفر درصد بوده است.

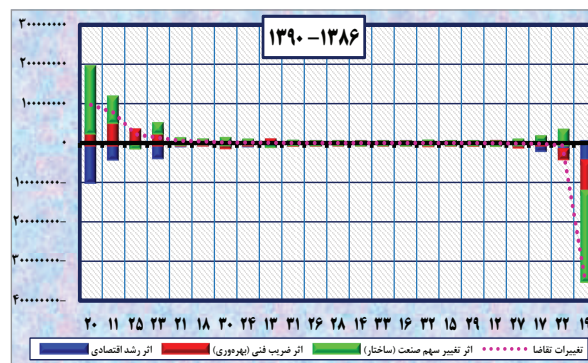
در سال ۱۳۹۰ نسبت به ۱۳۸۶ رشد اقتصادی در همه کدهای دو رقمی بخش صنعت اثر منفی بر تقاضای آب داشته و موجب کاهش تقاضای آب بخش آن صنعت شده است. تولید صنعتی در صنعت فرآورده‌های معدنی (کد ۲۳) با سهم ۴۰ درصد بزرگترین سهم را در تغییرات تقاضای آب داشته؛ درحالی‌که از نظر مقداری، بیشترین کاهش در مقدار تقاضای آب صنعت «مواد شیمیایی» (کد ۲۰) را ایجاد کرده است. ضریب فنی در صنایعی که تقاضای آب آن‌ها افزایش یافته (کدهای ۱۱، ۲۰، ۲۳ و ۲۵)، اثر مثبت داشته است. اثر مثبت ضریب فنی یا به بیان دیگر کاهش بهره‌وری آب در این صنایع موجب افزایش مصرف آب شده است. این عامل با سهم حدود ۸۰ درصد موثرترین عامل در افزایش تقاضای آب برای محصولات فلزی (کد ۲۳) بوده است. عکس این حالت در دو صنعت تولید کک و پلاستیک (کدهای ۱۹ و ۲۲) رخ داده که بهبود بهره‌وری آب موجب کاهش تقاضای آب شده و ضریب فنی اثر منفی بر مصرف آب داشته است (شکل ۷).

از صنایعی که افزایش تقاضای آب داشتند، در مواد غذایی و آشامیدنی، مواد شیمیایی و فرآورده‌های معدنی (کدهای ۱۱، ۲۰ و ۲۳) تغییر سهم صنعت اثر مثبت بر تقاضای آب گذاشته که در صنعت مواد آشامیدنی و مواد شیمیایی مهمترین عامل بوده است. به‌طورکلی، اثر مثبت تغییر سهم صنعت نشان‌دهنده بزرگتر شدن این صنایع در ساختار صنعتی ایران است که افزایش تقاضای آب را به همراه داشته است (شکل ۷).

در صنایع تولید کک (کد ۱۹) و پلاستیک (کد ۲۲) که در ۱۳۹۰ نسبت به ۱۳۸۶ کاهش تقاضای آب داشتند، تغییر سهم صنعت بیشترین نقش را در تغییرات تقاضای آب داشته است. اثر ساختاری در صنعت تولید پلاستیک مثبت و کمتر از ۵۰ درصد (غیرغالب) بوده که در مجموع تقاضای آب این صنعت کاهش یافته است. در صنعت تولید کک نیز هر سه عامل اثر منفی بر تقاضای آب داشتند و تغییر سهم صنعت با سهم بالای ۶۰ درصد، بزرگترین و موثرترین عامل در کاهش تقاضای آب کد ۱۹ می‌باشد (شکل ۷).



شکل ۸- تجزیه تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت در ۱۳۹۶ با پایه ۱۳۹۰ (بر حسب مترمکعب)



شکل ۷- تجزیه تقاضای آب کدهای دورقمی بخش صنعت در ۱۳۹۰ با پایه ۱۳۸۶ (بر حسب مترمکعب)

نتیجه‌گیری

باتوجه به افزایش بحران‌ها و تنش‌های آبی در سطوح جهانی و منطقه‌ای و ملی، بررسی مولفه‌های تعیین‌کننده تغییرات تقاضای آب بسیار ضروری به نظر می‌رسد. در مورد تقاضای آب بخش صنعت در ایران مطالعات محدودی انجام گرفته و به همین دلیل پژوهش حاضر با استفاده از شاخص میانگین لگاریتمی دیویژا به واکاوی آن طی دوره ۱۳۷۵-۱۳۹۶ می‌پردازد.

طبق یافته‌های به‌دست آمده (خلاصه در جدول ۳)، تولید صنعتی بیشترین سهم را در تغییرات تقاضای آب بخش صنعت داشته به طوری که سهم آن از ۴۳ درصد در دوره پنج ساله اول (۱۳۷۵-۱۳۸۰) به حدود ۸۰ درصد در دوره پنج ساله چهارم (۱۳۹۰-۱۳۹۶) رسیده است. همچنین در اغلب دوره‌های مورد بررسی، اثر رشد اقتصادی بر تقاضای آب مثبت بوده است. در مقابل، سهم عامل ضریب فنی در تقاضای آب از ۴۵ درصد منفی به ۷ درصد کاهش یافته و تأثیر آن نیز معکوس شده است. این مسئله نشان‌دهنده کاهش بهره‌وری آب در صنایع است. عامل تغییر ترکیب صنعت سهمی کمتر از ۲۰ درصد در تقاضای آب به خود اختصاص داده که در همه دوره‌ها (به غیر از ۱۳۸۶-۱۳۹۰) اثر منفی بر تقاضای آب داشته است.

جدول ۳- تجزیه تقاضای آب صنعتی با سال پایه متغیر

سال	۱۳۸۰	۱۳۸۶	۱۳۹۰	۱۳۹۶
اثر رشد اقتصادی	(+)۴۳٪	(+)۷۸٪	(-)۶۶٪	(+)۷۹٪
اثر ضریب فنی (اثر بهره‌وری)	(-)۴۵٪	(+)۱۱٪	(+)۱۵٪	(+)۷٪
اثر تغییر ترکیب صنعت (ساختار)	(-)۱۲٪	(-)۱۱٪	(+)۱۹٪	(-)۱۴٪

طبق محاسبات تجزیه تقاضای آب در ۱۳۸۰ (نسبت به سال پایه ۱۳۷۵)، صنایع کاغذ و فرآورده‌های غیرمعدنی بیشترین سهم را در افزایش تقاضای آب و صنایع مواد شیمیایی، پلاستیک و مواد غذایی بیشترین سهم را در کاهش تقاضای آب داشتند. بر این اساس،

نتایج تجزیه تقاضای آب صنعتی سال ۱۳۹۶ در شکل (۸) مشاهده می‌شود. صنایع تولید فلزات، کک، فرآورده‌های غذایی و آشامیدنی، وسایل نقلیه موتوری، ماشین‌آلات، منسوجات، فرآورده‌های معدنی و تجهیزات برقی (کدهای ۲۴، ۱۹، ۱۱، ۲۹، ۲۸، ۱۳، ۲۳ و ۲۷) به ترتیب بیشترین افزایش تقاضای آب را تجربه کردند. در مقابل، صنایع تولید مواد شیمیایی، فرآورده‌های لاستیکی، کاغذ، محصولات فلزی و تجهیزات حمل و نقل (کدهای ۲۰، ۲۲، ۱۷، ۲۵ و ۳۰) به ترتیب بیشترین کاهش تقاضای آب را موجب شدند. تقاضای آب سایر صنایع کم‌وبیش ثابت بوده است.

در سال ۱۳۹۶ نسبت به ۱۳۹۰، تولید صنعتی در همه کدهای دو رقمی بخش صنعت اثر مثبت بر تقاضای آب داشته است. عامل رشد اقتصادی با سهم بالای ۷۰ درصد، بیشترین نقش را در افزایش تقاضای آب صنعت مواد غذایی و آشامیدنی (کد ۱۱) داشته است. در صناعی که تقاضای آب آن‌ها افزایش یافته، ضریب فنی اثر مثبت بر تقاضای آب را نشان می‌دهد. در این صنایع کاهش بهره‌وری آب موجب افزایش مصرف آب شده که سهم آن در صنعت تولید کک به ۷۰ درصد می‌رسد. در صناعی که تقاضای آب آن‌ها کاهش یافته، عامل ضریب فنی به غیر از دو صنعت پلاستیک و تجهیزات حمل و نقل (کدهای ۲۲ و ۳۰)، اثر منفی بر تقاضای آب داشته است. به بیان دیگر، بهبود بهره‌وری موجب کاهش مصرف آب شده است. اثر منفی ضریب فنی با سهم ۶۰ درصدی در کدهای ۱۷، ۲۰ و ۲۵ بزرگترین نقش را در کاهش تقاضای آب این صنایع داشته است (شکل ۸).

تغییر ساختار صنعت ایران به نفع کدهای ۱۳، ۲۴، ۲۸، ۲۹ بزرگترین تأثیر را در افزایش تقاضای آب صنعتی داشته است. در مقابل، تغییر ساختار در صنایع مواد شیمیایی، پلاستیک و تجهیزات حمل و نقل اثر منفی بر تقاضای آب داشته است. اثر منفی تغییر سهم صنعت در صنعت تجهیزات حمل و نقل (کد ۳۰) و پلاستیک (کد ۲۲) با سهم بالای ۵۰ درصد، موثرترین عامل در کاهش تقاضای آب صنعتی می‌باشد (شکل ۸).

ضریب فنی محرک اصلی کاهش تقاضای آب دوره ۱۳۷۵-۱۳۸۰ بوده است. طی دوره ۱۳۸۰-۱۳۸۶ بیشترین افزایش در تقاضای آب از صنایع مواد شیمیایی و همچنین تولید کک و و فرآورده‌های حاصل از پالایش نفت اتفاق افتاده که عامل ضریب فنی (معکوس بهره‌وری) و تولید صنعتی موثرترین عامل پیش‌برنده تقاضای این صنایع و تقاضای کل آب صنعت بودند.

تجزیه تقاضای آب سال ۱۳۹۰ مشخص کرد، صنایع مواد شیمیایی و مواد غذایی بیشترین افزایش در تقاضای آب را داشتند و اثر تغییر سهم صنعت این صنایع با افزایش آب‌بری، محرک اصلی افزایش تقاضای آب بوده است. در مقابل، بیشترین سهم کاهش تقاضای آب این دوره به صنعت تولید کک و پالایش نفت اختصاص داشته که اثر ساختاری آن با سهم بالای ۶۰ درصد موثرترین عامل در کاهش تقاضای آب می‌باشد.

به‌طورکلی، اثر مثبت تغییر سهم صنعت نشان‌دهنده بزرگتر شدن نسبی صنایع بیشتر آب‌بر در ساختار صنعتی ایران است که افزایش تقاضای آب را به همراه داشته است. سرانجام طی دوره ۱۳۹۰-۱۳۹۶ صنعت مواد شیمیایی بیشترین کاهش در مقدار تقاضای آب را داشته که به بهبود بهره‌وری آب بر می‌گردد. از سوی دیگر دو صنعت فلزات پایه و تولید کک بیشترین افزایش در مقدار تقاضای آب را داشتند که به موجب آن‌ها تقاضای کل آب صنعت افزایش یافته است. در صنعت فلزات پایه تغییر ساختار به نفع سهم بیشتر این صنعت آب‌بر محرک اصلی در افزایش تقاضا بوده و در صنعت تولید کک نیز کاهش بهره‌وری آب به‌عنوان موثرترین عامل عمل کرده است.

توضیحات بالا به خوبی گویای آن است که در طول دو دهه مورد بررسی، سیاست‌های صنعتی خودکفا-محور از دید مسئله آب به پایداری توجه نداشته‌اند و ادامه مسیر فعلی به تشدید بحران آبی و حتی دوگانگی انتخاب میان صنعت-آب منجر خواهد شد.

در یک تحلیل کلی، تقاضای آب در بخش صنعت ایران، همواره رو به افزایش بوده و احتمالاً روند افزایشی آن ادامه خواهد یافت؛ چرا که عامل تولید صنعتی نیروی محرکه اصلی آن است و با رشد جمعیت و تمایل‌های حاکمیتی همواره در جهت افزایش تقاضای آب عمل می‌کند و کنترل آن سخت است. در نتیجه همانند تجربه سایر کشورهای موفق که در بخش پیشینه پژوهش آورده شد، برای تامین آب مورد نیاز در بخش‌های مختلف صنعت می‌توان با دو عامل دیگر یعنی ضریب فنی (بهبود بهره‌وری) و تغییرات ساختاری صنایع از افزایش شدید تقاضای آب بخش صنعت جلوگیری کرد؛ تا از آسیب‌های محیط‌زیستی تغییرات ساختاری فرایند توسعه در ایران کاست.

باید با استانداردهای اجباری در صرفه‌جویی مصرف آب، افزایش دسترسی به فن‌آوری‌های با بازده بالا، افزایش بازیافت و استفاده مجدد از فاضلاب، امکان صرفه‌جویی و کاهش تقاضای آب فراهم

شود. همچنین لازم است ایده مزیت نسبی به‌جای سیاست‌های خودکفایی و حمایت از صنایع استراتژیک آب‌خواه، مد نظر قرار گیرد. این مجموعه سیاست‌ها که به بهبود بهره‌وری فنی مصرف آب و اصلاح ساختار صنایع می‌انجامند، به اندازه سیاست‌های قیمتی برای حذف رانت آب ارزان اهمیت دارند.

منابع

ابونوری، ع. ع. و مهرعلی، ا. ۱۳۹۱. تحلیل اثرات یارانه بر تقاضای آب خانگی شهر تهران. فصلنامه پژوهشنامه اقتصادی (رویکرد اسلامی- ایرانی)، ۱۲(۴۵): ۱-۲۶.

اسلامی، ا.، مهرابی، ع.، زهتاییان، غ. و قربانی، م. ۱۳۹۲. برآورد تابع تقاضای آب کشاورزی باغات انار روستای چرخاب یزد. مرتع و آبخیزداری، ۶۶(۱): ۱۷-۲۶.

بدیع‌برزین، ح.، هاشمی‌تبار، م. و حسینی، م. ۱۳۹۸. اثر روش‌های قیمت‌گذاری و سهمیه‌بندی آب آبیاری بر الگوی کشت و تقاضای آب در دشت سیستان. نشریه پژوهش آب در کشاورزی، ۳۳(۳): ۴۷۸-۴۶۳.

تهامی‌پور زرنندی، م. و قربانی، م. ۱۳۹۸. اندازه‌گیری و تحلیل تقاضای آب ویژه محصولات کشاورزی و جایگاه ایران در تجارت با سایر کشورها. فصلنامه اقتصاد و الگوسازی، ۱۲(۲): ۱۵۵-۱۸۳.

تهامی‌پور، م. ۱۳۹۶. ارزش اقتصادی، رویکردی برای مدیریت تقاضای آب در مصارف صنعتی مطالعه موردی: صنایع تولید مواد شیمیایی. مجله آب و فاضلاب، ۲۸(۱): ۷۴-۷۳.

سلامی، ح. و شهبازی، ح. ۱۳۸۹. اندازه‌گیری و تجزیه رشد بهره‌وری تولید گندم آبی کشور: مقایسه روش‌های روند زمانی، شاخص عمومی و شاخص دیوژی. تحقیقات اقتصاد و توسعه کشاورزی ایران، ۲(۲): ۱۲۷-۱۳۵.

سلطانی، غ. ۱۳۹۱. بررسی تطبیقی الگوی مصرف و مدیریت تقاضای آب کشاورزی در کشورهای منطقه‌ی منا (خاورمیانه و شمال آفریقا). تحقیقات اقتصاد کشاورزی، ۴(۲): ۱-۲۵.

شریفی، ع.، حوری‌جعفری، ح. و سلطانین، ر. ۱۳۹۶. تحلیل اسنادی در شاخص شدت انرژی واقعی دیوژی (نمونه کاربردی: صنایع کارخانه‌ای ایران). مطالعه اقتصاد انرژی، ۱۳(۵۵): ۱۶۱-۱۹۳.

شهرکی، ج.، رهنما، ع. و خاکسارآستانه، ح. ۱۳۹۷. مدیریت تقاضای مصرف آب با رویکرد اقتصادی در شمال استان سیستان و بلوچستان. اکوهیدرولوژی، ۵(۳): ۱۰۳۷-۱۰۴۹.

شهیک‌تاش، م.، موسوی، ه. و خواجه حسینی رابری، م. ۱۳۹۹. برآورد پارامتریک تابع تقاضای شرطی آب در صنایع کارخانه‌ای ایران. فصلنامه علمی پژوهش‌های اقتصاد صنعتی، ۴(۱۱): ۲۵-۳۸.

- Bazza M. and Najib R. 2003. Towards improved water demand management in agriculture in the Syrian Arab Republic. In First National Symposium on Management and Rationalization of Water Resources Use in Agriculture, Damascus.
- Bijl D. L., Bogaart P. W., Kram T., de Vries B. J. and van Vuuren D. P. 2016. Long-term water demand for electricity, industry and households. *Environmental Science & Policy*, 55: 75-86.
- Boyd G. A., Hanson D. A. and Sterner T. 1988. Decomposition of changes in energy intensity: A comparison of the Divisia index and other methods. *Energy Economics*, 10(4): 309-312.
- Cazcarro I., Duarte, R. and Sánchez-Chóliz J. 2013. Economic growth and the evolution of water consumption in Spain: A structural decomposition analysis. *Ecological Economics*, 96: 51-61.
- Fan J. L., Wang J. D., Zhang X., Kong L. S. and Song Q. Y. 2019. Exploring the changes and driving forces of water footprints in China from 2002 to 2012: a perspective of final demand. *Science of the total environment*, 650: 1101-1111.
- FAO. 2009. Water at a Glance. The relationship between water, agriculture, food security and poverty. Water Development and Management Unit, Food and Agriculture Organization of the United Nation. Rome, Italy.
- FAO. 2017. headquarters in Rome, Italy, the partners and stakeholders of the Global Framework for Action to Cope with Water Scarcity in Agriculture in a Changing Climate (the Global Framework) agree to this statement.
- Feng L., Chen B., Hayat T., Alsaedi A. and Ahmad B. 2017. The driving force of water footprint under the rapid urbanization process: a structural decomposition analysis for Zhangye city in China. *Journal of Cleaner Production*, 163: S322-S328.
- González P. F., Landajo M. and Presno M. J. 2014. The Driving Forces of Change in Environmental Indicators: An Analysis Based on Divisia Index Decomposition Techniques. Vol. 25. Springer, Spain.
- صبحی صابونی، م.، جلالی موحد، ا.، شیرزادی لسکوکلایه، س.، ضرغامی، م. و فلفلانی، ف. ۱۳۹۸. بررسی اثر مدیریت تقاضای آبیاری بر تعادل منابع آب و رفاه اقتصادی کشاورزان (مطالعه موردی: حوضه آبریز نیشابور). آبیاری و زهکشی ایران، ۱۳(۴): ۹۹۸-۱۰۰۹.
- علی احمدی، ن.، مرادی، ا. و حسینی، م. ۱۳۹۷. کاربرد تکنیک هزینه ترانسلوگ در برآورد تابع تقاضای آب محصول گندم منطقه سیستان. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، ۲۳(۴): ۳۳۸-۳۳۱.
- قادرزاده، ح. و جزایری، آ. ۱۳۹۷. تعیین ارزش اقتصادی و تابع تقاضای آب در تولید محصول یونجه در دشت دهگلان. فصلنامه علمی پژوهشی تحقیقات اقتصاد کشاورزی، ۱۰(۳): ۲۳-۵۴.
- کرباسی، ع. و رفیعی‌دارانی، ه. ۱۳۹۳. بررسی تغییراجزای تقاضای نهایی اقتصاد بر مصرف آب در بخش کشاورزی: تحلیل داده-ستانده در استان خراسان رضوی. اقتصاد کشاورزی و توسعه، ۲۲(۸۵): ۶۳-۳۷.
- مرکز آمار ایران. سالنامه آماری سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۹۶. انتشار مرکز آمار ایران. تهران.
- مظفری، م. ۱۳۹۵. مدیریت تقاضای آب آبیاری در دشت اردلان با تأکید بر سیاست قیمت‌گذاری. نشریه حفاظت منابع آب و خاک، ۵(۴): ۶۸-۴۷.
- نهاوندی، ن. و احمدیان، ع. ۱۳۹۸. تحلیل دینامیک تقاضای آب: مطالعه موردی شهر قم. تحقیقات منابع آب ایران، ۱۵(۱): ۳۷۲-۳۷۷.
- Allan G.J., McGrane S.J., Roy G. and Bae, T. M. 2020. Scotland's industrial water use: Understanding recent changes and examining the future. *Environmental Science & Policy*, 106: 48-57.
- Ang B. W. 1994. Decomposition of industrial energy consumption: The energy intensity approach. *Energy Economics*, 16 (3): 163-174.
- Ang B. and Choi K.-H. 1997. Decomposition of aggregate energy and gas emission intensities for industry: A refined Divisia index method. *Energy Journal*, 18(3): 59-73.
- Ang B and Zhang, F. Q. 2000. A survey of index decomposition analysis in energy and environmental studies. *Energy*, 25(12): 1149-1176
- Ang B. 2004. Decomposition analysis for policymaking in energy: which is the preferred method? *Energy policy*, 32(9): 1131-1139.

- Pollution Research, 28(16): 20839-20853.
- Sun J.W. 1998. Changes in energy consumption and energy intensity: a complete decomposition model. *Energy economics*, 20(1): 85-100.
- Sun S., Fu G., Bao C. and Fang C. 2019. Identifying hydro-climatic and socioeconomic forces of water scarcity through structural decomposition analysis: a case study of Beijing city. *Science of the total environment*, 687: 590-600.
- Vallee D., Margat J., Eliasson A. and Hoogeveen J. 2003. Review of world water resources by country. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Italy.
- Wang X. J., Zhang J. Y., Shahid S., Bi S. H., Elmahdi A., Liao C. H. and Li Y. D. 2018. Forecasting industrial water demand in Huaihe River Basin due to environmental changes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 23(4): 469-483.
- Wang Q. and Wang X. 2020. Moving to economic growth without water demand growth--a decomposition analysis of decoupling from economic growth and water use in 31 provinces of China. *Science of The Total Environment*, 726: 138362.
- Water U. N. 2018. Nature-based solutions for water. The United Nations World water development Report. Nairobi, Kenya.
- Weerasooriya R. R., Liyanage L. P. K., Rathnappriya R. H. K., Bandara W. B. M. A. C., Perera T. A. N. T., Gunarathna M. H. J. P. and Jayasinghe G. Y. 2021. Industrial water conservation by water footprint and sustainable development goals: a review. *Environment, Development and Sustainability*, 1-49.
- Wood R. and Lenzen M. 2006. Zero-value problems of the logarithmic mean Divisia index decomposition method. *Energy Policy*, 34: 1326-1331.
- Yao L., Xu J., Zhang L., Pang Q. and Zhang, C. 2019. Temporal-spatial decomposition computing of regional water intensity for Yangtze River Economic Zone in China based on LMDI model. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 21: 119-128.
- Griffin R. C. 2006. *Water resource economics: The analysis of scarcity, policies, and projects*. MIT press. London.
- Incera, A. C., Avelino, A. F., & Solís, A. F. 2017. Gray water and environmental externalities: International patterns of water pollution through a structural decomposition analysis. *Journal of cleaner production*, 165: 1174-1187.
- Li Y., Wang S. and Chen B. 2019. Driving force analysis of the consumption of water and energy in China based on LMDI method. *Energy Procedia*, 158: 4318-4322.
- Li J., Fei L., Li S., Xue C., Shi Z. and Hinkelmann R. 2020. Development of "water-suitable" agriculture based on a statistical analysis of factors affecting irrigation water demand. *Science of The Total Environment*, 744, 140986.
- Liu X. Q., Ang B. W. and Ong H. L. 1992. The application of the Divisia index to the decomposition of changes in industrial energy consumption. *Energy Journal*, 13(4): 161-177.
- Long H., Lin B., Ou Y. and Chen Q. 2019. Spatio-temporal analysis of driving factors of water resources consumption in China. *Science of the Total Environment*, 690: 1321-1330.
- Machado C. H., Bilotta P. and do Amaral K. J. 2020. Mapping the Industrial Water Demand from Metropolitan Region of Curitiba (Brazil) for Supporting the Effluent Reuse from Wastewater Treatment Plants. In *International Business, Trade and Institutional Sustainability*. Springer, Cham.
- Naspolini G. F., Ciasca B. S., La Rovere E. L. and Pereira Jr A. O. 2020. Brazilian Environmental-Economic Accounting for Water: a structural decomposition analysis. *Journal of Environmental Management*, 265: 110508.
- Shi C., Zeng X., Yu Q., Shen J. and Li A. 2021. Dynamic evaluation and spatiotemporal evolution of China's industrial water use efficiency considering undesirable output. *Environmental Science and*

Evaluation of Markov Chain and Automated Cell Integrated Model in Simulation of Land Use Change and Land Cover of Gotvand Dam

M. Kyanpoor Kal Khajeh¹, M. Pjoohesh², S. Emamgolizadeh³

1- Master of Water Structures, Shahrood University of Technology, Iran. 2- Associate Professor of Soil and Water Conservation, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Iran. 3- Professor of Water Structures, Faculty of Civil Engineering, Shahrood University of Technology, Iran.

*(Corresponding Author Email: mohammadkianpoor@gmail.com)

Received: 12-12-2021

Revised: 06-02-2022

Accepted: 08-02-2022

Available Online: 21-09-2022

ارزیابی مدل تلفیقی زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار در شبیه‌سازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی سد گتوند

محمد کیانپور کل خواجه^۱، مهدی پژوهش^۲، صمد امامقلی‌زاده^۳

۱- کارشناسی ارشد سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود، ایران. ۲- دانشیار حفاظت آبخاک، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، ایران. ۳- دانشیار گروه مهندسی آب و محیط زیست، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی شاهرود، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: mohammadkianpoor@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۹/۲۱

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۱۹

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

Abstract

For sustainable land use, it is necessary to reveal the changes in land use and land cover and to identify the factors affecting the changes. The use of remote sensing and GIS provides accurate and systematic information on surface phenomena. The purpose of this study is to evaluate the efficiency of the integrated model of automatic cell and Markov chain in simulating and predicting temporal and spatial changes of land use changes and land cover in Gotvand dam area. The Kappa coefficient was 0.92 for 1991, 0.97 for 2008, and 0.93 for 2020. The accuracy of the CA-MARKOV model for predicting changes in the second period was 85%. Pastures form the dominant cover of the study area. Also, pasture and barren lands have been destroyed and reduced in area, and the area of other uses has increased. The results of the change prediction matrix based on the map of 2008 and 2020 showed that between 2020 and 2050, 10.37% of water areas, 21.49% of built-up areas, 44.41% of agricultural lands, 25.85% of Barren lands, 41.10% of pastures and 18.15% of meadows will remain unchanged. The results of revealing the land use map of 2050 showed that 31.2% of water areas, 37.5% of built-up areas, 13.9% of agricultural lands, 32.37% of barren lands and 44.78% of pastures in the studied area. The results show the increase of cultivated area and the development of agricultural lands. Also, the results showed that the increase in population and expansion of urbanization in the region has caused the destruction of pastures.

Keywords: CA-MARKOV, Remote Sensing, Forecasting, Land Use, Accuracy Assessment.

چکیده

برای استفاده پایدار از زمین، آشکارسازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی و شناسایی عوامل مؤثر بر تغییرات، امری ضروری است. استفاده از سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی اطلاعات دقیق و منظمی را در خصوص پدیده‌های سطح زمین ارائه می‌دهد. هدف از انجام این پژوهش ارزیابی کارایی مدل تلفیقی سلول خودکار و زنجیره مارکوف در شبیه‌سازی و پیش‌بینی تغییرات زمانی و مکانی تغییرات کاربری و پوشش اراضی محدوده سد گتوند است. ضریب کاپا برای سال ۱۳۷۰، ۰/۹۲، سال ۱۳۸۷، ۰/۹۷ و در سال ۱۳۹۹، ۰/۹۳ به دست آمد. دقت مدل CA-MARKOV برای پیش‌بینی تغییرات در دوره دوم ۸۵ درصد به دست آمد. مراتع پوشش غالب ناحیه مورد مطالعه را تشکیل می‌دهند. همچنین اراضی مرتعی و بایر تخریب و کاهش مساحت را داشته و مساحت سایر کاربری افزایش یافته است. نتایج حاصل از ماتریس پیش‌بینی تغییرات بر مبنای نقشه سال ۱۳۸۷ و ۱۳۹۹ نشان داد احتمال می‌رود در فاصله زمانی ۱۳۹۹ تا ۱۴۲۹، ۱۰/۳۷ درصد مناطق آبی، ۲۱/۴۹ درصد مناطق ساخته شده، ۴۴/۴۱ درصد اراضی کشاورزی، ۲۵/۸۵ درصد اراضی بایر، ۴۱/۱۰ درصد مراتع و ۱۸/۱۵ درصد از مرغزارها بدون تغییر باقی بمانند. نتایج آشکارسازی نقشه کاربری اراضی سال ۱۴۲۹ نشان داد که مناطق آبی ۲/۳۱ درصد، مناطق ساخته شده ۵/۳۷، اراضی کشاورزی ۱۳/۹ درصد، اراضی بایر ۳۲/۳۷ درصد و مراتع ۴۴/۷۸ درصد منطقه مورد مطالعه را به خود اختصاص داده اند. نتایج بیانگر افزایش سطح زیر کشت و توسعه اراضی کشاورزی می‌باشد. همچنین نتایج نشان داد افزایش جمعیت و گسترش شهرنشینی در منطقه باعث تخریب مراتع شده است.

واژه‌های کلیدی: CA-MARKOV، سنجش از دور، پیش‌بینی، کاربری اراضی، ارزیابی صحت.

(Jie, ۲۰۱۱). مدل زنجیره مارکوف (MC) به صورت یک فرایند تصادفی عمل می کند که در آن وضعیت آینده یک پیکسل تنها به وضعیت قبلی آن بستگی دارد و بر پایه آن پیش بینی می شود. در ارتباط با موضوع این پژوهش، تحقیقاتی در داخل و خارج از کشور صورت گرفته است که علاوه بر مشخص شدن وضعیت تغییرات کاربری اراضی در زمان مورد مطالعه با استفاده از مدل زنجیره مارکوف همچنین کارایی این مدل نیز در پیش بینی تغییرات کاربری اراضی تأیید شده است.

Wang و همکاران (۲۰۲۱) با استفاده از مدل سلولی Bhutan's خودکار و زنجیره مارکوف به بررسی و پیش بینی تغییرات پوشش و کاربری اراضی شهر پرداختند. نتایج شبیه سازی نشان داد چشم انداز شهر به طور قابل توجهی در طول مطالعه تغییر کرده است و پیش بینی می شود این روند تغییرات تا سال ۲۰۵۰ ادامه یابد. نتایج آشکارسازی در سال ۲۰۵۰ نشان می دهد ۷۳/۲۱ درصد از شهر را مناطق ساخته شده تشکیل می دهد و وسعت جنگل ها با بهره گیری از شاخص های پوشش گیاهی و زنجیره مارکوف منطقه مورد مطالعه خود را شناسایی کردند. نتایج اعتبارسنجی نشان داد دقت پوشش جنگلی پیش بینی شده بیش از ۷۵ درصد می باشد. همچنین نتایج پیش بینی نشان داد در صورت فعالیت های انسانی مانند جنگل زدایی، پوشش جنگلی منطقه در خطر انقراض قرار می گیرد. شکوهمیده و همکاران (۱۴۰۰) از تصاویر چند زمانه لندست سال های ۱۹۹۱، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸ برای بررسی میزان تغییرات رخ داده در منطقه سد کارون ۳ استفاده کردند. نتایج تحقیق نشان داد مدل های مارکوف اطلاعات مفیدی را ارائه می دهند می تواند جهت برنامه ریزی کاربری اراضی در آینده مفید واقع شود. علی خواه اصل و رضوانی (۱۳۹۷) تغییرات پوشش زمین را با استفاده از مدل تلفیقی زنجیره ای مارکوف و سلول خودکار در افق ۱۴۰۷ را بررسی کردند. ماتریس خطا صحت کلی عملکرد را معادل ۷۱ درصد و ضریب کاپا را ۰/۸۷ درصد نشان داد تأیید کننده مدل زنجیره مارکوف و CA مارکوف برای پیش بینی کلاس های کاربری اراضی در ۱۳ سال آینده می باشد. نتایج تحقیق نشان داد روند کنونی تغییر کاربری در منطقه، مساحت دریاچه بزنگان در سال ۱۴۰۷ به ۱۲/۸۱ هکتار، مساحت زراعت آبی به ۴۹۵/۹۱ هکتار، اراضی زراعت دیم را به ۵۷۶۴/۴۲ هکتار، مراتع به ۴۵۹۲/۱۵ هکتار و مساحت اراضی مسکونی به ۹۴/۷۴ هکتار خواهد رسید. احداث سد گتوند باعث تغییر در چشم انداز منطقه شده است و اراضی بالادست و پایین دست تحت تأثیر ساخت سد قرار گرفته اند. هدف از انجام این پژوهش ارزیابی کارایی مدل تلفیقی سلول خودکار و زنجیره مارکوف در شبیه سازی و پیش بینی تغییرات زمانی و مکانی تغییرات کاربری و پوشش اراضی محدوده سد گتوند است.

در سال های اخیر با تغییرات در محیط زیست محیطی جهانی، رشد جمعیت و درک یک طرفه انسان از محیط پیرامون خود سبب تخریب اراضی شده است و انواع کاربری های زمین پیوسته در حال تغییر می باشند (Zhao و همکاران، ۲۰۱۵). تغییرات پوشش اراضی به عنوان یکی از عمیق ترین تأثیرات انسانی بر سیستم اکولوژیکی زمین ظاهر شده است. تجزیه و تحلیل منشأ، روش ها و پیامدهای آن علاوه بر ارتباط بین فعالیت های انسانی و سیستم های کاربری زمین به عنوان موضوعات تحقیقاتی اساسی در اکولوژی شناخته می شود (Hobbs و Wu، ۲۰۰۲). در چند دهه گذشته، صنعتی شدن بی سابقه و گسترش سریع شهرنشینی منجر به ایجاد تغییرات در پوشش و کاربری اراضی شده است که به عنوان محرک های اساسی اصلی تأثیرگذار بر اکولوژی، کشاورزی، تنوع زیستی، اقلیم، حیات وحش و زیستگاه های منطقه ای از مقیاس جهانی تا منطقه ای ظاهر شده اند (Sharma و Gupta، ۲۰۲۰؛ Li و همکاران، ۲۰۲۰). بنابراین لازم است جهت ارتقا مدیریت پایدار منابع طبیعی و ارائه تصمیم های صحیح مدیریتی تغییرات اراضی بررسی شود. مدل سازی و شبیه سازی به روشی مؤثر برای تجزیه و تحلیل تغییرات پوشش و کاربری زمین تبدیل شده است و همچنین به تصمیم گیری در مورد چگونگی تأثیر آن بر اجزای مختلف سیستم اکولوژیکی زمین کمک کرده است (Capitani و همکاران، ۲۰۱۹). مدل های مختلفی برای شبیه سازی و پیش بینی تغییرات مکانی - زمانی در سراسر دنیا ارائه و بهره برداری شده است. این مدل ها درک درستی از نیروهای محرک برای پیش بینی تغییرات آینده در بین دسته های تغییرات پوشش و کاربری اراضی که شامل سناریوها یا جنبه های مختلف برای هر منطقه است، ارائه می کنند (Camacho Olmedo و همکاران، ۲۰۱۸). با این حال، تکنیک های سنجش از دور (RST) با سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) به عنوان ابزاری ضروری در ذخیره سازی، نمایش و تجزیه و تحلیل تغییرات گذشته، حال و احتمالی آینده از طریق روش های مختلف مانند مدل سلولی خودکار و زنجیره مارکوف شناخته می شوند (Clarke و همکاران، ۱۹۹۷). ادغام مدل سلولی خودکار (CA) و زنجیره مارکوف (MC) به دلیل کارایی و انعطاف پذیری بالا به طور گسترده ای برای تهیه نقشه های کاربری اراضی استفاده می شوند و قابل قبول هستند (انصاری، ۱۳۹۵). مدل سلولی خودکار (CA) نوعی مدل دینامیکی شبکه گسسته است که زمان، مکان و حالت آن همگی گسسته هستند و تعامل مکانی و علیت در زمان بر اساس یک رابطه محلی مشخص می شوند. CA برای مطالعه سیستم جغرافیایی مکانی-زمانی پیچیده، به ویژه برای کاربری زمین شهری مناسب است و یک ابزار مهم و تمرکز تحقیقاتی برای مدل سازی تغییر کاربری و پوشش زمین بوده است

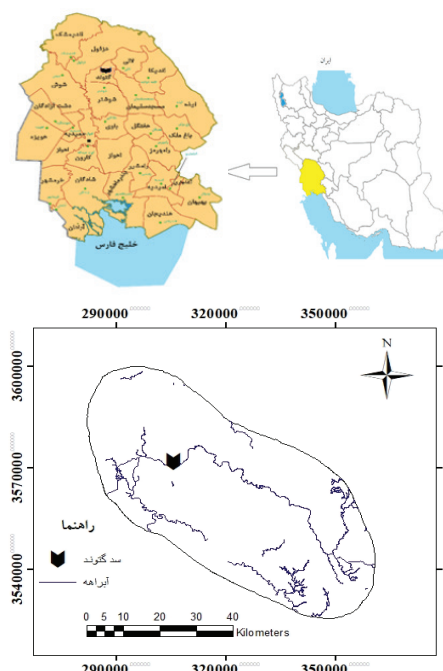
در این تحقیق لایه‌های رقومی شده و نقشه توپوگرافی مربوط به حوضه آبخیز سد گتوند تهیه و تصاویر ماهواره‌ای از پایگاه داده زمین‌شناسی آمریکا (USGS) تهیه شد. جدول (۱) مشخصات تصاویر ماهواره‌ای در مراحل انجام تحقیق را نشان می‌دهد. برای تهیه نقشه‌های کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه از تصاویر ماهواره لندست سنجنده TM برای سال ۱۹۹۱ سنجنده ETM⁺ برای سال ۲۰۰۸ و سنجنده OLI برای سال ۲۰۲۰ استفاده شد. همچنین از نرم‌افزار ArcGIS 10.7.1 برای ژئورفرنس کردن داده‌ها و آماده کردن نقشه‌های کاربری اراضی، نرم‌افزار ENVI 5.3 جهت انجام تصحیحات تصاویر ماهواره‌ای و از نرم‌افزار Terrset 18.6 برای بررسی، تجزیه و تحلیل تصاویر و تهیه نقشه‌های کاربری اراضی استفاده شد.

• تصحیحات تصاویر

در آغاز تصحیحات هندسی و رادیومتریک بر روی تصاویر ماهواره‌ای اعمال شد. باتوجه به اینکه تصاویر از پایگاه داده‌های زمین‌شناسی آمریکا (USGS) دریافت شدند تصاویر فاقد خطای هندسی می‌باشند. جهت اطمینان بیشتر خطای RMS تصاویر نیز به دست آمد که نشان از عدم خطای هندسی تصاویر داشت. خطای رادیومتریک به خطاهایی گفته می‌شود که به دلایل اختلاف در شرایط اتمسفری، اختلاف زاویه تابش و یا خطاهای ناشی از سنجنده ایجاد می‌شود (Du و همکاران، ۲۰۰۲). جهت انجام تصحیحات رادیومتریک در نرم‌افزار ENVI با دستور Calibration Radiometric اعمال شد. در نهایت تصحیح اتمسفری تصاویر که بر اثر وجود گازها و هواپیزه‌های اتمسفری، بخار آب و ابرها در جو بر روی بازتاب سطح شده تأثیرگذار است برطرف شد. تصحیح اتمسفری با روش FLASSH (Fast Line of sight Atmospheric Analysis of Hypercubes) در نرم‌افزار ENVI اعمال شد.

• منطقه مورد مطالعه

سد گتوند در نقطه جغرافیایی به طول شرقی ۴۸ درجه و ۵۶ دقیقه و ۱۰ ثانیه و عرض شمالی ۳۲ درجه و ۱۶ دقیقه و ۸ ثانیه در فاصله ۲۵ کیلومتری شمال شهر شوشتر و در ۱۰ کیلومتری شمال شهر گتوند در استان خوزستان واقع شده است. سد گتوند آخرین سدی می‌باشد که بر روی رودخانه کارون واقع شده است. مساحت حوضه آبریز در محل ساختگاه سد ۴۲۴۲۵۰۰ هکتار می‌باشد. دبی متوسط سالانه رودخانه کارون در محل سد بر اساس یک دوره آماری ۴۰ ساله، معادل ۴۵۳ مترمکعب بر ثانیه و متوسط بارش سالانه در این حوضه در حدود ۳۷۲ میلی‌متر می‌باشد. (رضایان و همکاران، ۱۳۹۳). شکل (۱) موقعیت سد گتوند و حوضه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.



شکل ۱- موقعیت سد گتوند در ایران و استان خوزستان و محدوده مورد مطالعه

جدول ۱- مشخصات تصاویر مورد استفاده در تحقیق

ردیف	نوع ماهواره	سنجنده	تاریخ دریافت (میلادی)	تاریخ دریافت (شمسی)	اندازه پیکسل‌ها	تعداد باندها
۱	لندست ۵	TM	۱۹۹۱/۰۵/۰۶	۱۳۷۰/۰۲/۱۶	۳۰ متر به جز باند حرارتی	۷
۲	لندست ۷	ETM ⁺	۲۰۰۸/۰۵/۱۲	۱۳۸۷/۰۲/۲۳	۳۰ متر به جز باند حرارتی	۸
۳	لندست ۸	OLI	۲۰۲۰/۰۵/۲۱	۱۳۹۹/۰۳/۰۱	۳۰ متر به جز باند پانکروماتیک و باندهای حرارتی	۱۱

• تهیه نقشه‌های کاربری اراضی

تصاویر ماهواره‌ای به‌منظور شناسایی و تفکیک بهتر پدیده‌ها به‌صورت تصویر رنگی کاذب به کار گرفته شدند (Khoi و Murayama، ۲۰۱۰). سپس تصاویر مورد طبقه‌بندی قرار گرفتند. یک از روش‌های قدرمند مرتبط با تولید نقشه‌های کاربری اراضی استفاده از روش‌های طبقه‌بندی می‌باشد. از میان روش‌های موجود برای طبقه‌بندی تصاویر، در این تحقیق از طبقه‌بندی تصاویر به روش شی گرا استفاده شد. طبقه‌بندی تصویر مبتنی بر شی گونه‌ای از روش طبقه‌بندی نظارت نشده می‌باشد که با استفاده از سنجش از دور در سال‌های اخیر توجه خاصی را به خود جلب کرده است. فرایند طبقه‌بندی شی‌گرا در سه مرحله سگمنت‌سازی، طبقه‌بندی و ارزیابی صحت طبقه‌بندی صورت می‌گیرد. مهمترین مرحله در طبقه‌بندی سگمنت‌سازی است (Huang و Ni، ۲۰۰۸).

• ارزیابی صحت طبقه‌بندی

پس از طبقه‌بندی تصاویر و تهیه نقشه‌های کاربری اراضی، لازم است تا صحت نقشه‌ها مورد ارزیابی قرار بگیرد. به همین منظور از تشکیل ماتریس خطا جهت محاسبه ضریب کاپا و صحت نقشه‌های کاربری استفاده می‌شود. ماتریس خطا از مقایسه بین تصویر واقعیت زمینی و تصویر طبقه‌بندی شده محاسبه می‌شود. در این ماتریس دریاچه‌هایی که بر روی قطر اصلی واقع شدند، پیکسل‌هایی هستند که به‌درستی طبقه‌بندی شده‌اند و دریاچه‌های خارج از قطر اصلی پیکسل‌های درست طبقه‌بندی نشده می‌باشند و در نهایت ضریب کاپا محاسبه می‌شود و نحوه محاسبه آن در رابطه Alabi و همکاران (۲۰۲۱) ارائه شده است. مقدار ضریب کاپا بین صفر و یک متغیر است که هرچه به یک نزدیک‌تر باشد، میزان درستی نقشه حاصل از طبقه‌بندی به واقعیت نزدیک‌تر است.

$$Kappa = (Po - Pc) / (1 - Pc) \times 100$$

Po: توافق مود انتظار Po: درستی مشاهده

• مدل سلولی خودکار (CA)

مدل سلولی خودکار (CA) یک تکنیک مدل‌سازی فضایی است که به طور گسترده در شبیه‌سازی سیستم‌های شهری استفاده شده است. محبوبیت CA ناشی از توانایی آن در مدل‌سازی مجاورت است و به‌عنوان یک عنصر فضایی ضروری در نظر گرفته می‌شود که منعکس‌کننده پویایی تغییرات کاربری زمین است. CA فرض می‌کند اگر مناطق همسایه به آن دسته تعلق داشته باشند، یک منطقه تمایل بیشتری به تغییر به یک طبقه کاربری اراضی دارد (Memarian و همکاران، ۲۰۱۲).

• مدل زنجیره مارکوف

زنجیره مارکوف (MC) یک فرایند تصادفی است که دنباله‌ای از رویدادها را توصیف می‌کند و در آن رویداد آینده فقط به رویدادهای فعلی و رویدادهای قبلی بستگی دارد بدون اینکه نیازی به در نظر گرفتن کل تاریخ رویداد باشد. توانایی بیان تغییرات زمانی از یک دوره زمانی به دوره دیگر، MC را به ابزاری مناسب برای مدل‌سازی تغییرات کاربری زمین تبدیل می‌کند، بنابراین مبنایی برای پیش‌بینی تغییرات آینده را تشکیل می‌دهد. مدل MC تبدیل احتمالی بین کاربری‌های مختلف زمین را از طریق یک ماتریس احتمال انتقال توصیف می‌کند. هر ورودی در ماتریس نشان‌دهنده احتمال تغییر حالت پیکسل از یک کاربری به کاربری دیگر است.

• مدل تلفیقی سلول‌های خودکار و زنجیره مارکوف (CA-MARKOV)

مدل CA-MARKOV ترکیبی از مدل سلول خودکار، مدل زنجیره مارکوف و ارزیابی چندمعیاره زمین و پیش‌بینی کاربری اراضی به‌منظور تجزیه و تحلیل مکانی تغییرات می‌باشد (Kumar و همکاران، ۲۰۱۶). با تحلیل دو نقشه کاربری زمین با استفاده از زنجیره مارکوف، ماتریس احتمال انتقال، ماتریس مساحت انتقال‌یافته و چند تصویر احتمالی شرطی تشکیل شده و با توجه به تعداد کلاس‌های کاربری تعیین می‌شود. ماتریس احتمال انتقال، احتمال انتقال هر کدام از کاربری‌ها به کاربری دیگر را نشان می‌دهد. ماتریس مساحت انتقال‌یافته، تعداد سلول‌هایی را که برای تغییر از یک نوع پوشش زمین به نوع دیگر در دوره زمانی آینده مورد انتظار هستند، ثبت می‌کنند. تصاویر احتمال شرطی، احتمال اینکه هر نوع از پوشش زمین در هر موقعیت مکانی در آینده پیدا شود را بیان می‌کند. در واقع مدل CA-MARKOV مؤلفه‌های مجاورت مکانی و دانش کاربر نسبت به توزیع مکانی احتمال تبدیل کاربری‌ها را به مدل زنجیره مارکوف اضافه می‌کند.

نتایج و بحث

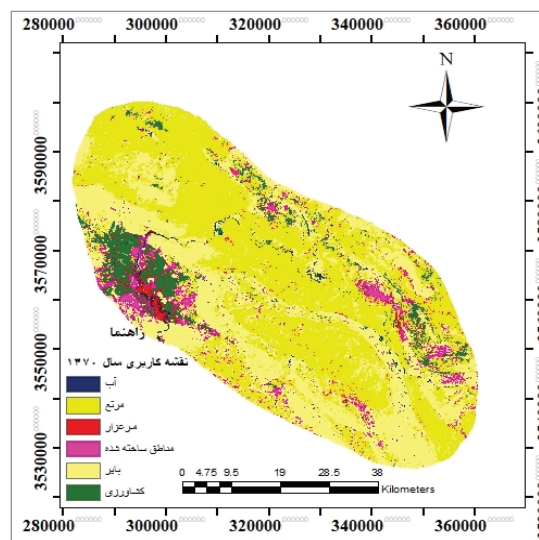
نقشه‌های کاربری اراضی تهیه شده مربوط به سال‌های ۱۳۷۰، ۱۳۸۷ و ۱۳۹۹ که از روش طبقه‌بندی شی‌گرا تهیه شده‌اند، به ترتیب در شکل‌های (۲، ۳ و ۴) نمایش داده شده‌اند. همان‌طور که از شکل‌ها مشخص است؛ تصاویر به ۶ کلاس کاربری آب، مناطق ساخته شده، اراضی کشاورزی، اراضی بایر، مراتع و مرغزارها تقسیم‌بندی شدند.

جدول (۲) نتایج مربوط به آشکارسازی تغییرات را در هرکدام از کاربری‌ها نشان می‌دهد. مراتع در طول دوره مطالعه پوشش غالب منطقه را تشکیل می‌دهند. در طول دوره اول مطالعه مساحت مراتع روند افزایشی داشته و از ۱۵۹۵۰۱ هکتار در سال ۱۳۷۰ به ۱۸۷۰۷۸ هکتار در سال ۱۳۸۷ رسیده است و در طی سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۹ روند کاهشی داشته‌اند و به ۱۷۴۲۴۶ هکتار در سال ۱۳۹۹ رسیده است. کاربری مناطق ساخته شده در سال ۱۳۷۰، حدود ۲۰۶۸۳ هکتار از منطقه را به خود اختصاص داده‌اند که تا سال ۱۳۸۷ روند کاهشی داشته و در این سال ۷۱۲۷ هکتار از منطقه را دربرگرفته است اما در سال ۱۳۹۹ وسعت این کاربری به ۱۰۷۴۸ هکتار است. اراضی کشاورزی در طی بازه زمانی ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۷ روند رو به کاهشی داشته و از ۲۱۸۱۹ هکتار در سال ۱۳۷۰ به ۱۶۰۱۹ هکتار رسیده است و در دوره دوم (۱۳۸۷ تا ۱۳۹۹) افزایش یافته و به ۳۶۸۹۴ هکتار در سال ۱۳۹۹ رسیده است. در طول دوره مطالعاتی اراضی بایر روند رو به کاهش داشته‌اند به طوری که مساحت این اراضی در سال ۱۳۷۰ حدود ۱۳۲۶۵۵ هکتار، سال ۱۳۸۷ حدود ۱۲۲۷۱۴ هکتار و در سال ۱۳۹۹ حدود ۱۰۵۷۴۶ هکتار را بوده است. همچنین مناطق آبی نیز در طول دوره مطالعاتی روند افزایشی را داشته و از ۲۵۹۱ هکتار در سال ۱۳۷۰ به ۳۷۹۶ هکتار در سال ۱۳۸۷ رسیده است و در سال ۱۳۹۹، ۹۵۷۵ هکتار از منطقه را دربرگرفته است. مرغزارها نیز در طول دوره اول افزایش داشته و از ۱۹۹۶ هکتار در سال ۱۳۷۰ به ۲۵۱۲ کیلومترمربع در سال ۱۳۸۷ رسیده است و همچنین دوره دوم، از ۲۵۱۲ هکتار در سال ۱۳۸۷ به ۲۰۳۸ هکتار در سال ۱۳۹۹ رسیده است.

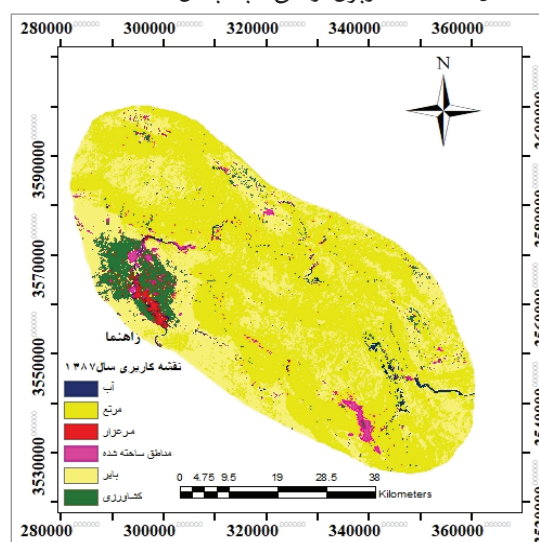
جدول ۲- میزان مساحت طبقات کاربری اراضی در طی سال‌های ۱۳۷۰ تا ۱۳۹۹

نوع کاربری	سال ۱۳۷۰		سال ۱۳۸۷		سال ۱۳۹۹	
	هکتار	درصد	هکتار	درصد	هکتار	درصد
آب	۲۵۹۱	۰/۶۷	۳۷۹۶	۱/۱۱	۹۵۷۵	۲/۵۲
مناطق ساخته شده	۲۰۶۸۳	۶/۱۵	۷۱۲۷	۲/۱	۱۰۷۴۸	۳/۱۸
کشاورزی	۲۱۸۱۹	۶/۵	۱۶۰۱۹	۴/۲۵	۳۶۸۹۴	۱۰/۷
بایر	۱۳۲۶۵۵	۳۹/۱	۱۲۲۷۱۴	۳۶/۷	۱۰۵۷۴۶	۳۱/۷
مرتع	۱۵۹۵۰۱	۴۷	۱۸۷۰۷۸	۵۵/۱	۱۷۴۲۴۶	۵۱/۳
مرغزار	۱۹۹۶	۰/۵۸	۲۵۱۲	۰/۷۴	۲۰۳۸	۰/۶
مجموع	۳۳۹۲۴۶	۱۰۰	۳۳۹۲۴۶	۱۰۰	۳۳۹۲۴۶	۱۰۰

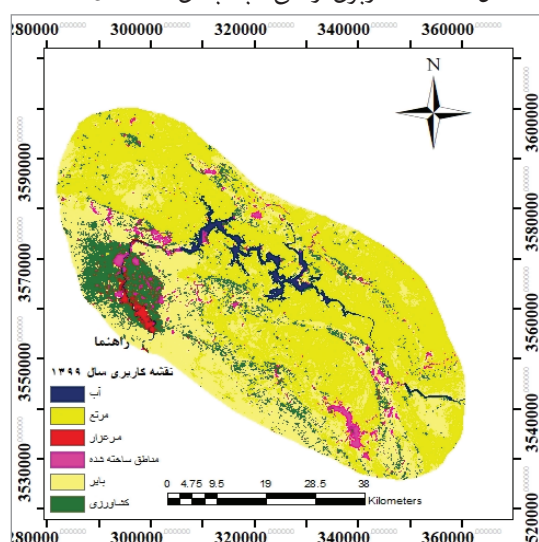
جدول (۳) نتایج ارزیابی صحت نقشه‌های طبقه‌بندی شده و ضریب کاپا را نشان می‌دهد. مقادیر ضریب کاپا نشان از دقت بالای طبقه‌بندی نقشه‌های کاربری اراضی دارد.



شکل ۲- نقشه کاربری اراضی طبقه‌بندی شده سال ۱۳۷۰



شکل ۳- نقشه کاربری اراضی طبقه‌بندی شده سال ۱۳۸۷



شکل ۴- نقشه کاربری اراضی طبقه‌بندی شده سال ۱۳۹۹

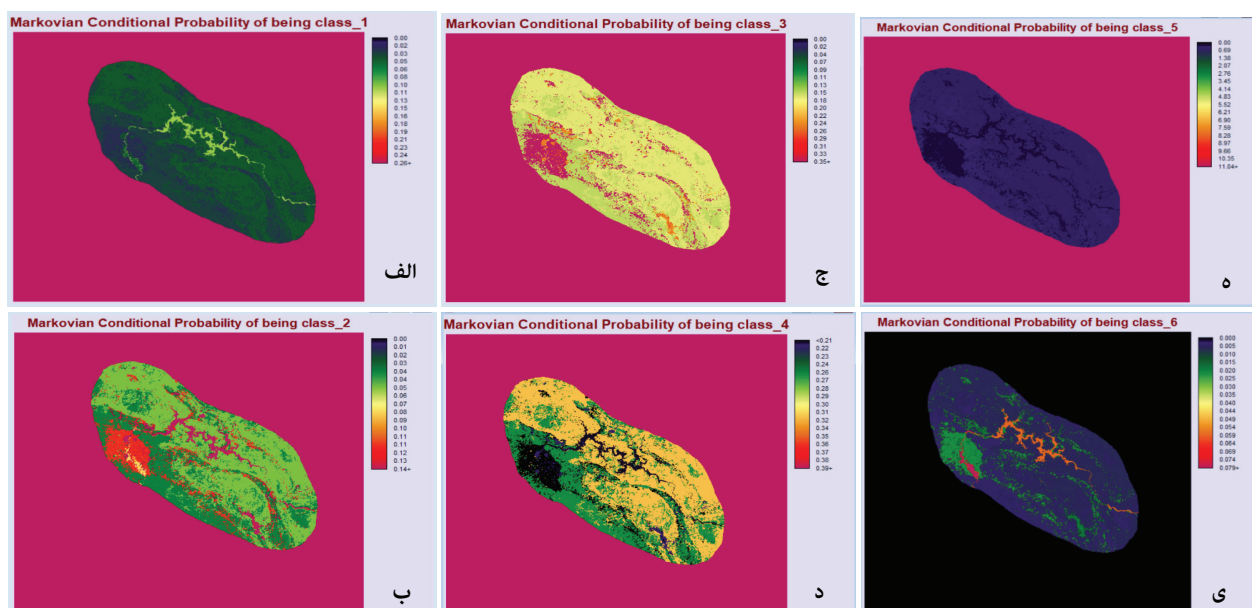
جدول ۳- شاخص کاپا

سال	ضریب کاپا
۱۳۷۰	۰/۹۲
۱۳۸۷	۰/۹۱
۱۳۹۹	۰/۹۳

زنجیره‌ای مارکوف (CA-MARKOV) از جدول مساحت انتقال یافته و تصاویر احتمالی شرطی شد و ماتریس احتمال انتقال برای دو دوره بررسی شد. نقشه کاربری اراضی سال ۱۴۲۹ تولید شد. باتوجه به اینکه در مدل مارکوف به تنهایی نتیجه مطلوب به دلیل نداشتن مؤلفه مکانی حاصل نمی‌شود با ترکیب مدل سلول‌های خودکار با مدل مارکوف ابتدا با نقشه سال‌های ۱۳۷۰ و ۱۳۸۷ نقشه سال ۱۳۹۹ بررسی می‌شود؛ برای نقشه تهیه شده ضریب کاپا محاسبه شد. ضریب کاپا برای نقشه سال ۱۳۹۹، ۸۵ درصد به دست آمد که جهت پیش‌بینی تغییرات کاربری برای دوره دوم قابل قبول می‌باشد. سپس با نقشه سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۹۹ نقشه کاربری اراضی برای سال ۱۴۲۹ با مؤلفه مکانی پیش‌بینی می‌شود.

• مدل‌سازی تغییرات به‌وسیله مدل‌های سلول خودکار و مارکوف در سال ۱۴۲۹

پس از تهیه نقشه‌های کاربری اراضی، جهت اجرای مدل مارکوف از نقشه سال‌های ۱۳۷۰، ۱۳۸۷ و ۱۳۹۹ به‌عنوان نقشه‌های کاربری اراضی در دوره اول و دوم استفاده شد. به‌منظور پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی با استفاده از مدل



شکل ۵- (الف) احتمال شرطی بودن کلاس آب، (ب) احتمال شرطی بودن کلاس ساخته شده، (ج) احتمال شرطی بودن کلاس کشاورزی، (د) احتمال شرطی بودن کلاس بایر، (ه) احتمال شرطی بودن کلاس مرتع، (ی) احتمال شرطی بودن کلاس مرزار

جدول ۴- ماتریس تغییرات کاربری‌های اراضی از سال ۱۳۷۰ تا سال ۱۳۸۷ برحسب درصد از مساحت کل

مرزار	مرتع	بایر	کشاورزی	مناطق ساخته شده	آب	کلاس کاربری
۱۴/۲۳	۲۰/۵۷	۰	۶/۹۸	۹/۲۰	۴۹/۰۲	آب
۰/۶۱	۱۲/۱۷	۶۰/۰۸	۱۲/۲۵	۱۴/۱۸	۰/۴۱	مناطق ساخته شده
۳/۰۲	۷/۹۹	۳۷/۵۶	۴۷/۳۲	۳/۳۹	۰/۷۲	کشاورزی
۰/۰۳	۵۹/۹۱	۳۴/۶۰	۱/۱۸	۲/۸۷	۱/۴۲	بایر
۰/۱۴	۵۶/۸۶	۴۱/۹۸	۰/۸۱	۰/۱۴	۰/۰۷	مرتع
۵۲/۵۲	۱۵/۸۹	۰/۱۹	۱۹/۴۱	۴/۵۱	۷/۴۸	مرزار

جدول ۵- ماتریس تغییرات کاربری‌های اراضی از سال ۱۳۸۷ تا سال ۱۳۹۹ برحسب درصد از مساحت کل

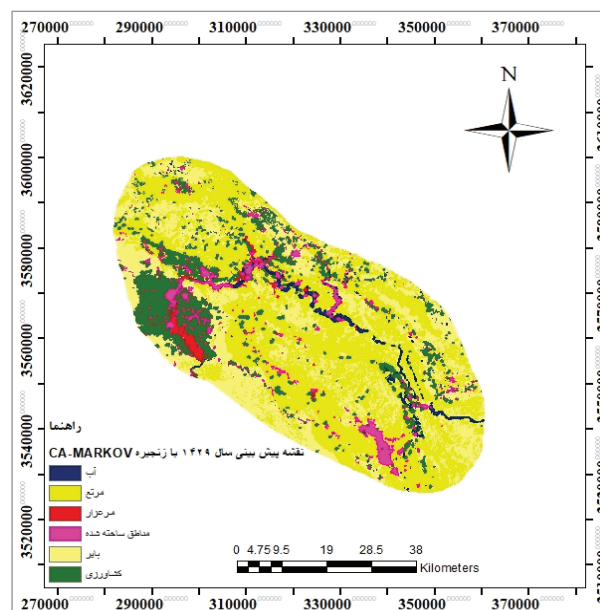
مرغزار	مرتج	بایر	کشاورزی	مناطق ساخته شده	آب	کلاس کاربری
۵/۸۷	۲۴/۲۳	۲۱/۱۶	۱۶/۷۸	۲۱/۵۹	۱۰/۳۷	آب
۱/۸۲	۲۶/۱۶	۲۱/۶۱	۲۵/۰۴	۲۱/۴۹	۳/۸۹	مناطق ساخته شده
۲/۱۷	۲۳/۹۸	۱۵/۶۱	۴۴/۴۱	۱۱/۵۳	۲/۳۰	کشاورزی
۰/۴۱	۵۱/۶۱	۲۵/۸۵	۱۵/۴۲	۳/۵۲	۳/۲۵	بایر
۰/۶۴	۴۱/۱۰	۳۱/۹۳	۱۶/۷۰	۵/۲۴	۴/۳۹	مرتج
۱۸/۱۵	۲۲/۲۹	۱۱/۷۷	۳۵/۰۰	۷/۷۹	۴/۸۲	مرغزار

جدول ۶- مساحت کاربری‌ها در نقشه پیش‌بینی شده سال ۱۴۲۹

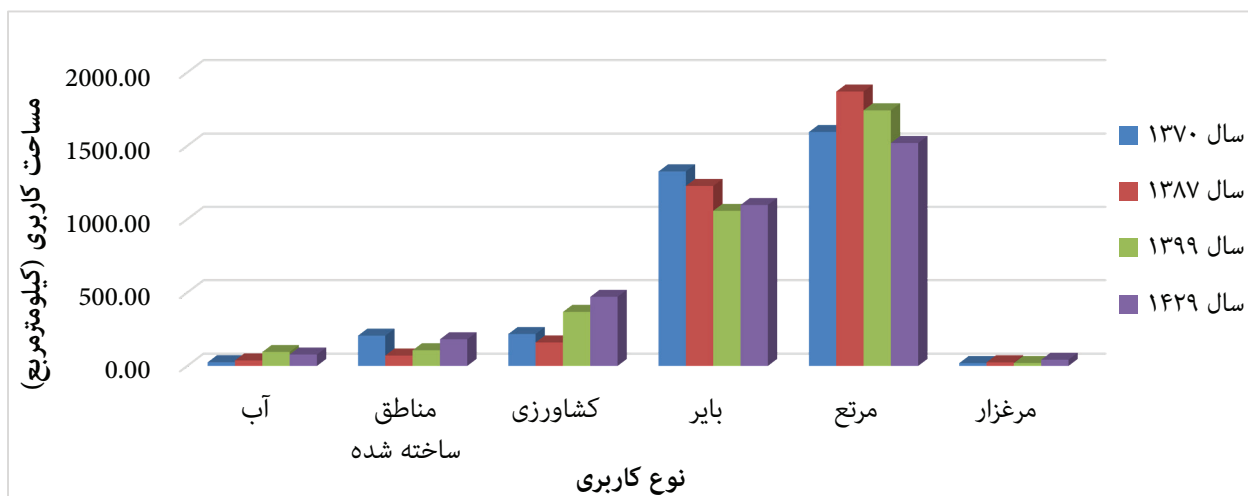
نوع کاربری	مساحت	
	هکتار	درصد
آب	۷۸۴۲	۲/۳۱
مناطق ساخته شده	۱۰۸۹۲	۵/۳۷
کشاورزی	۴۷۱۹۱	۱۳/۹۱
بایر	۱۰۹۷۵۶	۳۲/۳۷
مرتج	۱۵۱۹۴۷	۴۴/۷۸
مرغزار	۴۲۷۵	۱/۲۶

باتوجه به نتایج آشکارسازی نقشه کاربری اراضی سال ۱۴۲۹ (شکل ۶)، مناطق آبی در منطقه مورد مطالعه ۷۸۴۲ هکتار را به خود اختصاص داده‌اند که نسبت سال ۱۳۹۹ به کاهش مساحت همراه بوده است. کاربری مناطق ساخته شده روند افزایشی داشته و از ۱۰۷۴۸ هکتار در سال ۱۳۹۹ به ۱۰۸۹۲ هکتار در سال ۱۴۲۹ رسیده است. اراضی کشاورزی نیز روند افزایشی داشته و در سال ۱۴۲۹، ۴۷۱۹۷ هکتار از منطقه را تشکیل داده‌اند. مساحت مناطق بایر در طی سال‌های ۱۳۹۹ تا ۱۴۲۹ از ۱۰۵۷۴۶ هکتار به ۱۰۹۷۵۶ هکتار رسیده است. ولی مراتع کاهش مساحت داشته‌اند. مساحت این کاربری در سال ۱۳۹۹ حدود ۱۷۴۲۴۶ هکتار بوده است که در سال ۱۴۲۹ به ۱۵۱۹۴۷ هکتار رسیده است. در نهایت مرغزارها نیز از آخرین سال دوره تحقیق (۱۳۹۹) تا سال ۱۴۲۹ افزایش مساحت داشته که در سال ۱۴۲۹ حدود ۴۲۷۵ هکتار را تشکیل خواهد داد. جدول (۶) مساحت کاربری‌ها در نقشه پیش‌بینی شده سال ۱۴۲۹ را نشان می‌دهد.

احتمال انتقال تغییرات از یک کاربری در سال ۱۳۸۷ به نوع دیگر در سال ۱۳۹۹ از روش زنجیره مارکوف محاسبه شد. همان‌طور که از جدول (۴) مشخص است؛ طی سال‌های ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۷ مناطق آبی ۴۹/۰۲ درصد، مناطق ساخته شده ۱۴/۱۸ درصد، اراضی کشاورزی ۴۷/۳۲ درصد، اراضی بایر ۳۴/۶۰ درصد، مراتع ۵۶/۸۶ درصد و مرغزارها ۵۲/۵۲ درصد بدون تغییر باقی خواهند ماند. بر اساس جدول (۵) طی سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۹ کاربری کشاورزی و مراتع با ۴۴/۴۱ و ۴۱/۱۰ درصد ثبات بیشتری داشته‌اند.



شکل ۶- نقشه کاربری اراضی پیش‌بینی شده با مدل زنجیره CA-MARKOV سال ۱۴۲۹



شکل ۷- مقایسه تغییرات کلاس‌های کاربری نسبت به هم در چهار سال مورد مطالعه

نتیجه‌گیری

یک ماتریس احتمال مساحت و ۶ تصویر احتمال شرطی است. خروجی مدل سلول خودکار تصویر نهایی پیش‌بینی تغییرات کاربری اراضی در سال ۱۴۲۹ می‌باشد. نتایج حاصل از پیش‌بینی ترکیب زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار در این تحقیق نشان می‌دهد در طول دوره مطالعه مناطق آبی افزایش وسعت داشته‌اند. مناطق ساخته شده که در سال ۱۳۷۰، ۶/۱۵ درصد از منطقه را تشکیل می‌دادند با کاهش مساحت همراه بوده و به ۲/۱ درصد رسیده است. اراضی کشاورزی با افزایش مساحت همراه بوده و از ۶/۵ درصد در سال ۱۳۷۰ به ۱۰/۷ درصد ۱۳۹۹ رسیده است. اراضی بایر در طول دوره مطالعاتی روند کاهشی داشته‌اند. مراتع در هر سال تحقیق پوشش غالب منطقه را تشکیل می‌دهند برای سال‌های ۱۳۷۰، ۱۳۸۷ و ۱۳۹۹ به ترتیب ۴۷، ۵۵/۱ و ۵۱/۳ درصد از منطقه را به خود اختصاص داده‌اند. اما همان‌طور که در شکل (۶) مشخص است؛ در سال ۱۴۲۹ وسعت مناطق آبی، اراضی بایر و مراتع کاهش یافته و مناطق ساخته شده، اراضی کشاورزی و مرغزارها افزایش مساحت داشته‌اند. این نتایج بیانگر افزایش فعالیت‌های انسانی نظیر توسعه کشاورزی، تخریب مراتع و افزایش مناطق مسکونی و صنعتی در محدوده سد گتوند می‌باشد. باتوجه به انجام این پژوهش می‌توان گفت نقشه‌های کاربری شبیه‌سازی شده می‌توانند به عنوان سیستمی جهت هشدار عواقب فعالیت‌های صورت گرفته و اثرات محتمل در آینده در یک منطقه استفاده شوند. استفاده از داده‌های سنجش از دور جهت شناسایی تغییرات و چگونگی آن در گذشته و شبیه‌سازی پوشش کاربری زمین در آینده می‌تواند برنامه‌ریزان جهت مدیریت، برنامه‌ریزی و کاربرد سیاست‌های توسعه منطقه پایدار کمک کند.

از لازمه‌های مدیریت صحیح مناطق جغرافیایی، داشتن آمار و اطلاعات درست و به هنگام از کاربری‌های موجود است. همچنین می‌توان با پیش‌بینی تغییرات و پوشش سطح زمین از گسترش و تخریب منابع جلوگیری نمود و تغییرات را در مسیرهای مناسب هدایت کرد. یکی از منابع مهم جهت مدیریت مناطق جغرافیایی و عرصه‌های منابع طبیعی استفاده از تصاویر ماهواره‌ای می‌باشد. تجزیه و تحلیل این داده‌های ماهواره‌ای می‌تواند بینش‌های صحیح جهت تعامل انسان با محیط طبیعی را فراهم کند. استفاده از داده‌های ماهواره‌ای به دلیل تسلط بر روی پدیده‌های سطح زمین، ثبت ویژگی پدیده‌ها و اطلاعات مربوط به آن‌ها توسط طیف الکترومغناطیسی، بهترین وسیله جهت ارزیابی و آشکارسازی تغییرات کاربری اراضی می‌باشد (نظریان و همکاران، ۱۳۸۹). در این پژوهش از تصاویر لندست ۵ در سال ۱۳۷۰، تصاویر لندست ۷ در سال ۱۳۸۷ و تصاویر لندست ۸ در سال ۱۳۹۹ جهت آشکارسازی و پیش‌بینی تغییرات تا سال ۱۴۲۹ بهره گرفته شد. در این روش از سه نقشه کاربری تهیه شده برای دو دوره مطالعه استفاده شد. جهت تهیه نقشه‌های کاربری اراضی از طبقه‌بندی شی‌گرا در شش کلاس کاربری استفاده شد. ضریب کاپای نقشه‌های تهیه شده بالا ۹۰ درصد به دست آمد که نشان‌دهنده قابلیت بالا و اعتمادپذیری این روش در استخراج نقشه‌های کاربری اراضی است. در این تحقیق از روش زنجیره مارکوف و تلفیق آن با سلول‌های خودکار جهت پیش‌بینی نقشه کاربری اراضی در سال ۱۴۲۹ استفاده شد. خروجی زنجیره مارکوف به صورت یک ماتریس احتمال انتقال،

- Du Y., Teillet P.M. and Cihlar, J. 2002. Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection, *Remote Sensing of Environment*, 82: 123-134.
- Gupta R. and Sharma L.K. 2020. Efficacy of spatial land Change modeler as a forecasting indicator for anthropogenic change dynamics over five decades: a case study of Shoolpaneshwar Wildlife Sanctuary, Gujarat, India. *Ecol. Indic.*, 112: 106171.
- Huang L. and Ni N. 2008. Object-Oriented classification of high resolution satellite image for better accuracy. *Proceedings of the 8th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences*, Shanghai, P. R. China.
- Jie Z. 2011. Accuracy assessments and uncertainty analysis of spatially explicit modeling for land use/cover change and urbanization: A case in Beijing metropolitan area. *SCIENCE CHINA Earth Sciences* 2010, 53(2): 173-80.
- Khoi D.D. and Murayama Y. 2010. Forecasting areas vulnerable to forest conversion in the Tam Dao National Park Region, Vietnam. *Remote Sensing*, 2(5): 1249-1272.
- Kumar K.S., Kumari K.P. and Bhaskar P.U. 2016. Application of Markov Chain & Cellular Automata based model for prediction of Urban transitions. *International Conference on Electrical, Electronics, and Optimization Techniques (ICEEOT)*. IEEE. Chennai, India.
- Li Z.T., Li M. and Xia, B.C. 2020. Spatio-temporal dynamics of ecological security pattern of the Pearl River Delta urban agglomeration based on LUCC simulation. *Ecol. Indic.*, 114: 106319.
- Memarian H., Balasundram S.K., Talib J.B., Sung C.T.B. Sood A.M. and Abbaspour K. 2012. Validation of CA-Markov for simulation of land use and cover change in the Langat Basin, Malaysia. *Journal of Geographic Information System*, 4(6): 542-554.
- انصاری، ا. ۱۳۹۵. شناسایی کانون‌های برداشت و عوامل موثر در بروز طوفان‌های گرد و غبار در منطقه تالاب کویری میقان اراک. دانشگاه اراک. اراک.
- رضایان، س.، جوزی، ع.، ایزدینیا، م.، مرشدی، ج. و مرادی مجد، ن. ۱۳۹۳. تأثیر تغییرات کاربری اراضی بر مورفولوژی رودخانه کارون (مطالعه موردی: محدوده سد گتوند تا تنگ عقیلی شوشتر). فصلنامه علوم محیطی، (۱۲۱): ۷۷-۸۶.
- شکوهیده، ه.، پژوهش، م. و حیدری قهفرخی، ز. ۱۴۰۰. بررسی کارایی مدل تلفیقی سلول‌های خودکار و زنجیره مارکوف در شبیه‌سازی الگوی مکانی - مانی سد کارون ۳. مرکز توسعه پژوهش‌های نوین، (۷۱): ۱۶۱-۱۷۷.
- علی خواه اصل، م. و رضوانی، ف. ۱۳۹۷. پیش‌بینی تغییرات پوشش زمین در افق ۱۴۰۷ با استفاده مدل تلفیقی زنجیره‌ای مارکوف و سلول خودکار؛ مطالعه موردی: حوزه آبخیز مشرف به دریاچه بزنگان. فصلنامه تحقیقات جغرافیایی، (۳): ۷۴-۸۷.
- نظریان، ا.ا.، قربانی، م. و کوهبانی، ح.ر. ۱۳۸۹. ارزیابی تغییرات کاربری اراضی حوضه آبخیز طالقان در دوره زمانی ۱۳۶۶ تا ۱۳۸۰. مجله علمی پژوهشی مرتعداری، (۳): ۴۴۰-۴۵۱.
- Alabi A., Tobore A., Oyerinde G. and Senjobi B. 2021. Forest cover change in Onigambari reserve, Ibadan, Nigeria: Application of vegetation index and Markov chain techniques. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*, 24(3): 983-990
- Camacho Olmedo M.T., Paegelow M., Mas J. and Escobar F. 2018. Geomatic approaches for modeling land change scenarios. In: Cartwright, W., Gartner, G., Meng, L., Peterson, M.P. (Eds.), *Lecture Notes in Geoinformation and Cartography*. Springer International Publishing AG. Cham, Switzerland.
- Capitani C., Van Soesbergen A., Mukama K., Malugu I. and Mbilinyi et al. 2019. Scenarios of land use and land cover change and their multiple impacts on natural capital in Tanzania. *Environ. Conserv.*, 46: 17-24.
- Clarke K.C., Hoppen S. and Gaydos L. 1997. A self-modelling cellular automata model of historical urbanization in the San Francisco bay area. *Environ. Plan.*, 24: 247- 261.

- Wang Q., Guan Q., Lin J., Luo H., Ten Z. and Ma Y. 2021. Simulating land use/land cover change in an arid region with the coupling models. *Ecological Indicators*, 122(2021): 107231.
- Wu J. and Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landsc. Ecol*, 17: 355–365.
- Zhao Z., Zhang Y., Liu L., Liu F. and Zhang H. 2015. Recent changes in wetlands on the Tibetan Plateau: a review. *J. Geogr. Sci*, 25: 879–896.

An Overview of Inter-basin Water Transfer Projects in the World and Its Impact on Environmental, Economic and Social Factors

M. Teymouri Yeganeh

Ph.D. Student, Water Structure, Razi University, Kermanshah, Iran.

Email: yeganeh1390@gmail.com

Received: 03-02-2022

Revised: 01-03-2022

Accepted: 14-03-2022

Available Online: 21-09-2022

مروری بر طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در جهان و تأثیر آن بر عوامل محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی

مریم تیموری یگانه

دانشجوی دکتری سازه‌های آبی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران.

E-Mail: yeganeh1390@gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۱۴

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۲/۱۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۲۳

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

Abstract

Uneven spatial and temporal distribution of water, imbalances between water supply and demand (especially increased water demand due to limited water resources), and high water losses in urban and agricultural water systems have complicated the management of large-scale water resources. Therefore, proper control and use of available water resources are essential. Water transfer between basins is an example of the solutions used to address water scarcity, especially in the drinking water sector in arid regions and countries. Hence, it has created various challenges for the sustainable management of basins. The present study, by examining the specifications of 4 inter-basin water transfer projects at the international level, in order to increase awareness about the environmental, economic, and social effects of these projects. The results showed that inter-basin water transfer schemes directly affect the management of the source and destination basin and although in the short term will reduce water shortage problems in the destination basin, in the long term It weakens the environmental, economic, and social conditions in one of the two basins. This issue is especially evident in arid and semi-arid countries where water transfer projects are carried out with the aim of supplying drinking water, agriculture, and industry. For this purpose, it is necessary to apply UNESCO criteria in the implementation of water transfer projects between basins.

Keywords: Inter-basin Water Transfer, Environmental Factors, Social Factors, Economic Factors.

چکیده

توزیع غیریکنواخت مکانی و زمانی آب، عدم تعادل بین عرضه و تقاضای آب (به‌ویژه افزایش تقاضای آب به دلیل محدودیت منابع آب) و تلفات بالای آب در سیستم‌های آبی شهری و کشاورزی، مدیریت منابع آب در مقیاس بزرگ را پیچیده کرده است. بنابراین کنترل و استفاده صحیح از منابع آبی موجود ضروری است. انتقال آب بین حوضه‌ای نمونه‌ای از راه‌حل‌های مورد استفاده برای رفع کمبود آب به ویژه در بخش آب شرب در مناطق و کشورهای خشک است. ازاین‌رو چالش‌های مختلفی را به‌منظور مدیریت پایدار حوضه‌ها به وجود آورده است. در پژوهش حاضر با بررسی مشخصات ۴ پروژه انتقال آب بین حوضه‌ای در سطح بین‌المللی، به‌منظور افزایش آگاهی درمورد اثرات محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی این طرح‌ها پرداخته شده است. نتایج بررسی‌ها نشان داد طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای، مستقیماً مدیریت حوضه مبدأ و مقصد را تحت تأثیر قرار می‌دهد و اگرچه در کوتاه‌مدت موجب کاهش مشکلات کم‌آبی در حوضه مقصد خواهد شد، اما در بلندمدت باعث تضعیف شرایط محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی در یکی از دو حوضه می‌شود. این مسئله خصوصاً در کشورهای خشک و نیمه‌خشک که طرح‌های انتقال آب از حوضه مبدأ با هدف تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت صورت می‌گیرد مشهودتر خواهد بود. به‌این‌منظور در اجرای طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای لازم است معیارهای یونسکو اعمال شود.

واژه‌های کلیدی: انتقال آب بین حوضه‌ای، عوامل محیط‌زیستی، عوامل اجتماعی، عوامل اقتصادی.

در بسیاری از کشورهای خشک، نیمه خشک و فوق خشک، که در آن بارندگی به طور نابرابر توزیع شده و غیرقابل پیش بینی است، انتقال آب بین حوضه‌ای (IBTs) اغلب به عنوان عملی ترین راه حل برای مشکلات مرتبط با این ناهنجاری تلقی می شود. توزیع منابع آبی موجود در ارتباط با مراکز جمعیتی و نیازهای انسانی در بسیاری از نقاط جهان، انتقال آب را به عنوان گزینه‌ای برای حیات سکونتگاه‌های انسانی در حال توسعه و موجود تبدیل کرده است، که در حال حاضر هیچ جایگزینی برای آن در دسترس نیست. منطق توسعه IBT با توجه به نیازهای اقلیمی و اجتماعی متفاوت است. در کشورهایی مانند کانادا و نروژ که بارندگی‌های کمابیش بالایی دارند، IBTs بیشتر برای افزایش پتانسیل تولید برق در طرح‌های برق آبی استفاده می شوند، در حالی که در کشورهای خشک تر، IBTs آب آشامیدنی و آبیاری را تأمین می کنند. از نظر بین المللی، انتقال آب اهمیت فزاینده‌ای پیدا کرده است، در حالی که پیشرفت‌های قابل توجه در مهندسی باعث شده است IBTs از نظر حجم انتقال و مسافت‌های پیموده شده اهمیت بیشتری پیدا کنند. با این حال، ارزیابی اثرات IBTs بر سیستم‌های آبی و جوامع انسانی درگیر، اندک است. چنین ارزیابی‌هایی بیشتر به مراحل برنامه‌ریزی و ساخت محدود می شوند و ارزیابی عملکرد و اثرات آن بر عوامل محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی، پس از ساخت نادیده گرفته می شوند. همچنین افزایش در تعداد پیشنهادات برای IBTs، در سراسر جهان، به دلیل نبود دانش کافی از اثرات چنین طرح‌هایی می باشد. علاوه بر این، به دلیل آگاهی روز افزون مبنی بر اینکه آب یک منبع محدود در هر حوضه آبریز است و شروع انتقال از حوضه مبدأ ممکن است باعث از دست دادن دائمی آب در آن حوضه شود، مخالفت عمومی با طرح‌های انتقال به ویژه از سوی جوامعی که در حوضه مبدأ زندگی می کنند افزایش یافته است (Snaddon, 1998). با این حال پیش بینی شده است کمبود آب تا سال ۲۰۳۰ بر ۵۰ درصد از جمعیت جهان به ویژه کشورهای در حال توسعه را تحت تأثیر قرار دهد. برای افزایش امنیت آب، طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای (IBT) افزایش یافته است، پروژه‌های بزرگ مهندسی که آب را از یک حوضه به حوضه دیگر توزیع می کنند. با این حال، اجرای این طرح‌ها اغلب مورد جنگ است و ارزیابی اثرات پیچیده آنها ناکافی است یا از نظارت کامل عمومی پنهان است. نیاز پابرجا به توسعه روش‌های یکپارچه‌تر، جامع‌تر و شفاف‌تر برای ارزیابی تأثیرات مرتبط چندانکه طرح‌های IBT در این مقیاس وجود دارد. روش‌های تجربی برای ارزیابی طرح‌های IBT، از یک روش چند رشته‌ای و شفاف از داده‌های در دسترس عموم استفاده می کنند. مطالعه موردی انجام شده در رودخانه‌های شمال هند، با مقایسه نتایج رویکرد تجربی در برابر تحلیل رسمی طرح پیشنهادی تولید

شده توسط دولت ایالتی نشان داده که رویکرد تجربی امکان ارزیابی دقیق‌تر تنوع مکانی و زمانی، در دسترس بودن و تقاضای آب و همچنین ارزیابی کلی‌نگر عملکرد طرح پیشنهادی، تحت سناریوهای مختلف آینده را فراهم می کند. بر اساس این نتایج، یک چارچوب انعطاف پذیر برای ارزیابی آینده طرح‌های انتقال آب پیشنهاد شد که اصول ارزیابی‌های یکپارچه، شفافیت سازی را در خود جای داده است و می تواند با سایر پروژه‌های IBT در سراسر جهان تطبیق داده شود (Sinha و همکاران، ۲۰۲۰). با پیشی گرفتن تقاضای آب بر عرضه آن، روش‌های مختلف مدیریتی منابع آب مطرح شده و براساس آن پروژه‌های بزرگ زیر بنایی آب با هدف تأمین نیازهای آبیاری، کشاورزی و مصارف خانگی گسترش یافته است. این پروژه‌ها دامنه وسیعی از روش‌های مهندسی مثل ساخت سدها و انتقال آب تا مدیریت جامع انتقال آب را در بر گرفته اند (Allan, ۲۰۰۳). با این حال ما با دگرگونی‌ها در چرخه آب جهانی، از جمله تغییرات اساسی در ویژگی‌های فیزیکی و فرآیندهای بیوژئوشیمیایی و بیولوژیکی، روبه‌رو هستیم. توسعه جمعیتی و اقتصادی، فشار بر آب‌های شیرین را افزایش می دهد و همراه با افزایش خشکسالی‌ها، باعث افزایش چشمگیر تنش آبی و ناامنی در دسترس بودن آب می شود. در عین حال، امنیت آب (در دسترس بودن آب شیرین با کمیت و کیفیت مناسب و در زمان مناسب) پیش نیازی برای رفاه انسان و یکپارچگی اکوسیستم است. در نتیجه، امنیت آب یکی از بزرگترین چالش‌هایی است که در سطح جهانی با آن مواجه هستیم. کمبود آب نیازمند تغییرات قابل توجهی در نحوه مدیریت این منبع گران بها است و این یک چالش بین رشته‌ای و فرابخشی است که سیستم‌های اقتصادی، اجتماعی، فرهنگی و محیط‌زیستی را به هم مرتبط می کند (Tockner و همکاران، ۲۰۱۶). با گسترش طراحی و اجرای پروژه‌های انتقال آب در دهه ۱۹۶۰-۱۹۷۰ در کشورهای صنعتی، همایش‌های بین المللی از قبیل همایش بین حوضه‌ای در ایالت نوادا در آمریکا در سال ۱۹۹۲ و کارگاه انتقال بین حوضه‌ای توسط گروه برنامه‌ریزی یونسکو در سال ۱۹۹۹ در پاریس به منظور شناسایی پیامدها و آثار ناشی از این طرح‌ها برگزار شد. همچنین کمیسیون جهانی سدهای بزرگ، هفت اولویت راهبردی مربوط به تصمیم‌گیری در ساخت و ساز سد و انتقال بین حوضه‌ای را پیشنهاد نمود. بر این اساس در مطالعات اولیه پروژه‌های انتقال آب در یک منطقه، باید کلیه عوامل فیزیکی، شیمیایی، محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی برای هر دو حوضه مبدأ و مقصد بررسی شوند تا بتوان آثار این پروژه‌ها را در دراز مدت تحلیل نمود (Davies و همکاران، ۱۹۹۲). در دهه‌های آینده، در صورت تکمیل تمام پروژه‌های برنامه‌ریزی شده، انتظار می رود افزایش ۹ برابری در حجم آب منتقل شده توسط کلان پروژه‌های انتقال آب وجود داشته باشد. از آنجایی که کمبود آب به یک پدیده جهانی تبدیل شده است، کلان پروژه‌های انتقال آب در حال حاضر

به عنوان یک راه حل مهندسی برای برآوردن نیازهای روزافزون آب در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه در نظر گرفته می شود. در حالی که این پروژه ها ممکن است نقش اساسی در تولید غذا و انرژی داشته باشند، نگرانی هایی در مورد هزینه های اجتماعی، محیط زیستی و اقتصادی آنها وجود دارد. حتی پروژه هایی که هم از نظر محیط زیستی و هم از نظر اقتصادی ناپایدار به نظر می رسند، می توانند در صورت غلبه شرایط اقتصادی و سیاسی تسهیل کننده اجرا شوند. در حال حاضر، کمبود داده های قابل اعتماد اجازه ارزیابی کامل اثرات بالقوه محیط زیستی، اجتماعی و اقتصادی کلان پروژه های انتقال آب آینده را نمی دهد (Shumilova و همکاران، ۲۰۱۸). با این حال بررسی اثرهای طرح های بزرگ مقیاس انتقال آب بین حوضه ای موضوع بسیار پیچیده ای است و ارزیابی آن باتوجه به گستردگی موضوع، تنها با به کارگیری مدل های پیشرفته برنامه ریزی منابع آب ممکن می باشد (رافی و همکاران، ۱۳۹۴). بسیاری از مشکلات مرتبط با اجرای پروژه های انتقال آب به مراحل برنامه ریزی این طرح ها مربوط می شود (Thomas و Box، ۱۹۶۹؛ Greer، ۱۹۸۳؛ Cox و همکاران، ۱۹۸۵؛ Shiklomanov، ۱۹۸۵؛ Davies و همکاران، ۱۹۹۲) مانند: ۱- فقدان ارزیابی های محیط زیستی جامع؛ ۲- تبعیت ارزیابی های محیط زیستی از جنبه های فنی و اقتصادی IBTs؛ ۳- فقدان هماهنگی بین ارزیابی های محیط زیستی و سایر جنبه های برنامه ریزی IBT، مانند مطالعات فنی و اقتصادی و ۴- یک سوگیری جغرافیایی نسبت به حوضه های مقصد، به هزینه تأسیسات سیستم های مبدأ، در حالی که مسیرهای انتقال به طور موثر نادیده گرفته می شوند. دو مورد اول از این مشکلات در طول برنامه ریزی طرح آب تگزاس در ایالات متحده آمریکا مشهود بود که در نهایت کنار گذاشته شد. در این مورد، توجه اولیه به جنبه های فنی و اقتصادی طرح، که شامل انتقال آب از رودخانه می سی سی پی، به غرب تگزاس و نیومکزیکو است، معطوف شد. مطالعات محیط زیستی در پاسخ به تکمیل فازهای مهندسی و امکان سنجی اقتصادی آغاز شد، در حالی که مرحله سوم شامل بازنگری در طرح فنی اولیه برای تطبیق با آن دسته از نگرانی های محیط زیستی بود که بیشتر به عنوان موانع سیاسی تلقی می شدند تا اصلاحات ضروری اکولوژیکی. طرح آب تگزاس همچنین نمونه ای از مشکل چهارم ذکر شده در بالا را ارائه می دهد که تقاضای آب، پیش بینی های اقتصادی و جمعیتی برای تگزاس محاسبه شد، اما برای سیستم مبدأ (حوضه می سی سی پی) محاسبه نشد (Greer، ۱۹۸۳).

در ایران محدودیت های انتقال آب بین حوضه ای وجود دارد. برداشت آب از حوضه مبدأ و انتقال آن به حوضه مقصد، ظاهراً در کوتاه مدت مشکلی را ایجاد نمی کند و بی گمان در حوضه مقصد باعث کاهش مشکلات کم آبی خواهد شد. اما درازمدت تخریب و آشفته گی بیولوژیکی و هیدرولوژیکی را در هر دو حوضه به وجود

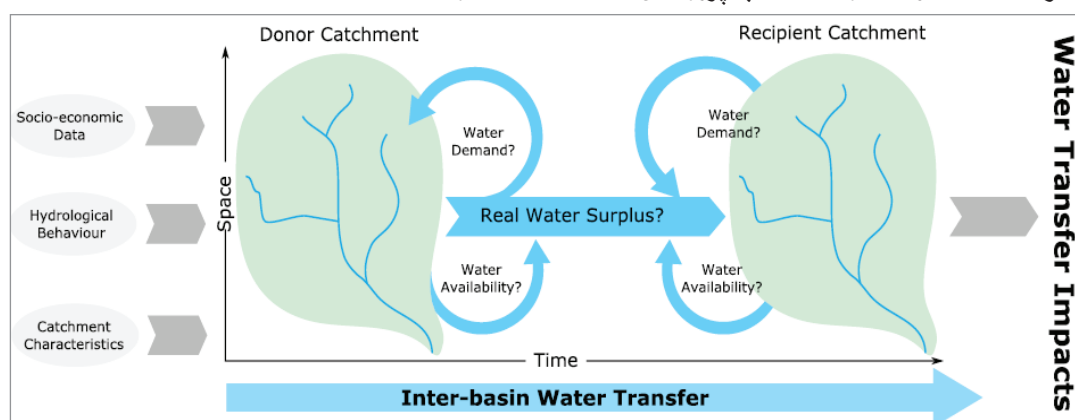
خواهد آورد (قبادیان، ۱۳۶۹). همچنین سالانه صدها میلیون دلار در ایران صرف پروژه های IBT می شود. با این حال، هیچ اطمینانی وجود ندارد که این پروژه ها از پایه کیفیت محیط زیستی حوضه های مبدأ و مقصد را از بین نبرند یا تعادل مورفولوژیکی حوضه ها را به هم نریزند. در سال های اخیر، تشدید خشکسالی و استفاده ناپایدار از منابع آبی (سدسازی و تخصیص بیش از حد منابع آبی به کشاورزی) باعث کاهش چشمگیر سطح آب دریاچه ارومیه در شمال غرب ایران شده است (Hoseinpour و همکاران، ۲۰۱۰؛ Ghorbani و همکاران، ۲۰۱۳). از سویی دیگر ارزیابی شاخص های توسعه پایدار در حوضه هایی که پروژه انتقال آب بین حوضه ای دارند، با ارائه ۱۵ شاخص در سه بخش اقتصادی، اجتماعی و محیط زیستی با استفاده از روش های PCA و CIS طرح انتقال آب از حوضه کارون به حوضه گاوخونی در ایران بررسی شده است و نتایج نشان داد انتقال آب بین حوضه ای می تواند شاخص های توسعه پایدار را با مدیریت صحیح منابع آب بهبود بخشد (Kefayati و همکاران، ۲۰۱۸). برای غلبه بر کمبود آب و افزایش تقاضای آب، دستیابی به توسعه اقتصادی و اجتماعی و ایجاد تعادل منطقه ای به ویژه در کشورهای دارای تغییرات اقلیمی مانند ایران، انتقال آب بین حوضه ای به عنوان یکی از روش های کاهش بحران در نظر گرفته می شود. از این رو Roozbahani و همکاران (۲۰۲۰) از روش COPRAS که یکی از روش های جدید MCDM است، برای اولین بار برای ارزیابی پروژه های انتقال آب بین حوضه ای در سه پیکربندی عدد صحیح، فازی و بازه ای استفاده نمودند. برای این منظور هشت سناریوی انتقال آب بین حوضه ای از حوضه بزرگ کارون به فلات مرکزی ایران با هدف غلبه بر کمبود آب شرب تعیین شد. آن ها چهار معیار مهم و کاربردی برای انتقال آب بین حوضه ای شامل ریسک های فنی و سختی اجرا، مشکلات سیاسی و اجتماعی، مشکلات محیط زیستی و هزینه متر مکعب آب مطابق با استانداردهای یونسکو را ارزیابی نمودند. نتایج نشان داد از بین معیارها، ریسک های فنی و پس از آن هزینه هر متر مکعب آب، معیارهای اساسی هستند. همچنین در تحقیقات دیگری مشکلات زمین شناسی محیطی پروژه انتقال آب از جنوب به شمال رودخانه یانگ تسه و حوضه رودخانه زرد در کشور چین بررسی شد. نتایج نشان داد پروژه انتقال آب از جنوب به شمال چین، باعث بروز مشکلات متعدد محیط زیستی و زمین شناسی شده است. همچنین این پروژه باعث شور و باتلاقی شدن خاک، ناشی از بالا آمدن سطح آب زیرزمینی در اثر نشست کانال در حوضه مقصد، فرونشست سطحی و سقوط و شکاف زمین در حوضه مبدأ شده است (Lansheng و Christian، ۱۹۹۹؛ Shao و همکاران، ۲۰۰۳). بررسی انجام شده در ارتباط با اثرات اقتصادی- اجتماعی طرح های انتقال آب بین حوضه ای در کشور ترکیه، لزوم ارزیابی جامع در اجرای مدیریت پایدار منابع آبی در فرآیندهای سیاست گذاری و تصمیم گیری و توجه به تجربیات پروژه های انتقال

آب در سایر کشورها و اهمیت تبیین معیارهای مرتبط با کیفیت و کمیت آب انتقالی و محیط‌زیستی در زمینه تصمیم‌گیری مدیریت منابع آب را امری ضروری دانسته است (Karakaya و همکاران، ۲۰۱۴). ارزیابی‌های صورت گرفته در ارتباط با اثرات انتقال آب بر منابع آب زیرزمینی و تولیدات کشاورزی در منطقه کرن واقع در ایالت کالیفرنیا نشان داده که بسیاری از مناطق کشاورزی به شدت به سفره آب زیرزمینی متکی بوده و انتقال آب سطحی از این مناطق به خارج از حوضه به‌منظور تأمین آب شهری و محیط‌زیستی موجب افزایش برداشت از آبخوان و پیرو آن تشدید افت تراز آب زیرزمینی خواهد شد (Knapp و همکاران، ۲۰۰۳). درک نادرست یا محدود از گروداران منابع طبیعی، به همراه عدم به‌کارگیری صحیح نقش‌ها، می‌تواند به شکست طرح‌ها و نابودی منابع طبیعی بیانجامد. همچنین بحث تحلیل گروداران و مشارکت گروداران از این جهت مهم است که امروزه ایجاد موازنه بین نیازها، خواسته‌ها و انتظارات متفاوت گروداران مختلف، بیش از هر زمان دیگری اهمیت یافته و پیچیدگی‌های زیادی دارد. در نتیجه، شناسایی، تحلیل و مشارکت گروداران، اساس مدیریت مشارکتی-تطبیقی و حفاظت پایدار است (کلاهی، ۱۳۹۹). پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای به طور اجتناب‌ناپذیری بر اکوسیستم رودخانه در منطقه، به‌ویژه در شرایط متغیر محیطی تأثیر می‌گذارد. تجزیه و تحلیل تبادل بین منافع اقتصادی و محیط‌زیستی به یک مشکل متمرکز در عملیات بهره‌برداری از مخازن چند هدفه تبدیل شده است. به‌این‌منظور در تحقیق انجام شده توسط Wu و همکاران (۲۰۱۹) رابطه مدل بهینه چند هدفه بهره‌برداری از مخازن با در نظر گرفتن اهداف اقتصادی و اکولوژیکی بررسی شد. آن‌ها در مقاله خود مدل را برای پروژه انحراف آب رودخانه هانجیانگ اعمال نمودند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد تضاد بین منافع محیط‌زیستی و اقتصادی آشکار بوده و فرآیند تقاضای آب اکولوژیکی بر مزایای بهره‌برداری از مخزن تأثیر می‌گذارد. براین اساس قوانین بهره‌برداری از مخزن را می‌توان براساس فرآیند تقاضای آب اکولوژیکی برای متعادل کردن منافع طرف‌های مختلف ایجاد کرد. در بررسی‌های انجام شده توسط Boddu و همکاران (۲۰۱۱) به پروژه‌های انتقال

آب بین حوضه‌ای در هند، استرالیا و چین، براساس مشخصات پروژه، شرایط اجرایی، با نظر گرفتن معایب و مزایا پرداخته شد. آن‌ها توجیه انجام پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای را وابسته به تجزیه و تحلیل دقیق و اعمال ملاحظات محیط‌زیستی برشمردند. به‌این‌منظور در اجرای طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای لازم است معیارهای یونسکو اعمال شود. در واقع تأکید یونسکو بر انجام تمامی اقدامات منطقی کاهش تقاضای آب، نشان‌دهنده اولویت مدیریت تقاضا بر مدیریت عرضه می‌باشد، یعنی اگر کمبود آبی را بتوان با مدیریت تقاضا و هزینه‌های معقول حل کرد، به انتقال آب بین حوضه‌ای نیازی نخواهد بود. چنانچه با اعمال این موارد همچنان بحث انتقال آب مطرح باشد، در اجرای این طرح‌ها باید مباحث اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی در هر دو حوضه مبدأ و مقصد در نظر گرفته شود (Abrishamchi و Tajrishi، ۲۰۰۵). با بررسی سوابق پژوهشی و مطالعات موجود در زمینه مدیریت منابع آب با تأکید بر طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای می‌توان نتیجه گرفت، باتوجه‌به معیارها و شاخص‌های ارزیابی و اثرات بسیار متنوع اینگونه پروژه‌ها، نیازمند بررسی‌های بسیار دقیق و موشکافانه در تصمیم‌گیری برای اجرای آن‌ها می‌باشد. براین‌اساس در پژوهش حاضر به بررسی و جمع‌بندی طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در سطح بین‌المللی به‌منظور افزایش آگاهی درمورد اثرات محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی این طرح‌ها و سرانجام به‌منظور زمینه‌سازی تصمیم‌گیری و مدیریت صحیح منابع آب پرداخته شد.

مواد و روش‌ها

در پژوهش مروری حاضر مستندات مرتبط با پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای از منابع رسمی پایگاه داده Web of Science و گوگل اسکالر جمع‌آوری شد و با ارزیابی مقالات، نتایج بیش از ۵۰ مقاله گردآوری و شرح داده شد. در شکل (۱) اصول مدیریت یکپارچه منابع آب به‌صورت گرافیکی نمایش داده شده است (Sinha و همکاران، ۲۰۲۰).



شکل ۱- اصول مدیریت یکپارچه منابع آب (Sinha و همکاران، ۲۰۲۰)

لازم به ذکر است تضاد بر سر طرح‌های IBT نشان دهنده عدم ارزیابی سیستماتیک، پیچیدگی‌های طرح، گروداران متعدد و اهداف بی‌شمار آن‌ها است (Wilson و همکاران، ۲۰۱۷). محققین رویکردهای استاندارد شده‌ای را بر اساس معیارهای خاص برگرفته از مدیریت یکپارچه منابع آب پیشنهاد کردند که به‌وسیله آن‌ها می‌توان طرح‌ها را ارزیابی کرد (Gupta و همکاران، ۲۰۰۸). مجموعه معیارهای موجود دو الزام مشترک اصلی دارند: ۱- حوضه مبدأ باید دارای آب مازاد در دسترس (WA)، با در نظر گرفتن نیاز آبی موجود و آینده (WD) باشد. و ۲- حوضه مقصد باید پس از در نظر گرفتن همه احتمالات برای WA در حوضه، تقاضای واقعی آب داشته باشد (Sinha و همکاران، ۲۰۲۰). باتوجه‌به اینکه پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای قابلیت دسترسی آب برای مصارف مختلف را تغییر خواهد داد. در این تحقیق ملاحظات مرتبط با پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در سه گروه اقتصادی، اجتماعی و محیط‌زیستی طبقه‌بندی و به اختصار در ذیل بیان شده است.

۱- مشخصات پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در کانادا

در کانادا، بیشتر از هر کشور دیگری در جهان، جریان‌های آب از حوضه اصلی خود منحرف می‌شوند. به‌عنوان مثال، میانگین نرخ جریان انتقال آب بین حوضه‌ای در کانادا ۴۴۲۴ متر مکعب بر ثانیه است (Quinn، ۲۰۰۴)، که حدود شش برابر بیشتر از ایالات متحده با نرخ انتقال حدود ۷۱۳ متر مکعب در ثانیه است. ۶۲ پروژه انحرافی در ۹ استان کانادا توسعه یافته است (جدول ۱). اگر تمام آب‌های منحرف شده در کانادا در یک «رود فرضی» متمرکز می‌شد، پس از رودخانه‌های مکنزی و سنت لارنس، سومین رودخانه بزرگ این کشور به‌حساب می‌آمد (Quinn، ۲۰۰۴).

جدول ۱- پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در کانادا به تفکیک استان، به‌ترتیب میانگین نرخ جریان (Quinn، ۲۰۰۴)

منطقه	تعداد پروژه	متوسط نرخ جریان (m ³ /s)	هدف انتقال
Quebec	۹	۱۸۵۱	تولید انرژی
Manitoba	۷	۷۸۴	تولید انرژی
Newfoundland	۵	۷۱۶	تولید انرژی
Ontario	۹	۵۵۵	تولید انرژی
British Columbia	۱۰	۳۳۴	تولید انرژی
Alberta	۱۰	۱۲۶	کشاورزی
Saskatchewan	۵	۳۳	تولید انرژی
Nova Scotia	۶	۲۳	تولید انرژی
New Brunswick	۱	۲	مصارف شهری
Total	۶۲	۴۴۲۴	-

• بررسی عوامل تأثیرگذار بر طرح‌های انتقال آب در کانادا

- اثرات محیط‌زیستی:

در کانادا، طرح‌های برق آبی در پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای، هم از نظر تعداد و هم در مقیاس انحراف، بر سایر اهداف انتقال تسلط دارند. آبیاری، کنترل سیلاب و مصارف شهری فقط به‌صورت منطقه‌ای یا محلی اهمیت دارند. در نتیجه، کانادا به تولید کننده پیشرو برق آبی در جهان تبدیل شده است. بااین‌حال، این تحولات، جوامع بومی را جابه‌جا کرده و اثرات نامطلوب جدی بر پدیده فرسایش و رسوب‌گذاری رودخانه‌ها، حیات ماهی‌ها، جنگل‌ها و کیفیت آب داشته است (Duffy، ۱۹۸۷؛ Eley و Lawford، ۱۹۸۷؛ Laycock، ۱۹۸۷؛ Fitzgibbon، ۱۹۸۷؛ Day و Quinn، ۱۹۹۲؛ Smith و Kells، ۱۹۹۳؛ Rosenberg و همکاران، ۱۹۹۵، ۱۹۹۷؛ Edstrom و Quinn، ۱۹۹۶؛ Stolte و Hsadar، ۱۹۹۸؛ Quinn و همکاران، ۲۰۰۴). به عنوان مثال، در نتیجه پروژه انحراف چرچیل و نلسون، حدود ۲۱۳۶۸۰ هکتار زمین زیر آب رفت و هزاران نفر از مردم بومی و غیر بومی تحت تأثیر قرار گرفتند. علاوه‌بر این، رژیم‌های آبی هر دو سیستم رودخانه چرچیل و نلسون به‌طور چشمگیری تغییر کردند (White و Ghassemi، ۲۰۰۷).

- اثرات اجتماعی:

یکی از جنبه‌های نگران‌کننده این تحولات، پنهان‌کاری در برنامه‌ریزی‌ها بوده است. به این معنی که در ابتدا، با جوامعی که مستقیماً تحت تأثیر قرار می‌گرفتند، مشورت نشد و آن‌ها از تغییرات برنامه‌ریزی شده در محیط خود نیز مطلع نشدند. همچنین جوامع بومی کوچک، آن‌هایی که در برابر تغییرات در رژیم آبی خود آسیب‌پذیرتر بودند، قادر به تأثیرگذاری بر تصمیمات یا ماهیت اساسی طرح‌های توسعه نبودند (White و Ghassemi، ۲۰۰۷).

- مسائل اقتصادی:

با وجود افزایش ظرفیت برق آبی در منیتوبا در دهه ۱۹۷۰ و کبک در دهه ۱۹۸۰، هزینه‌های ساخت و ساز بسیار بالاتر از برآوردهای اولیه بوده و بازار برق با همان سرعت توسعه پیدا نکرد. همچنین افزایش نرخ بهره و کاهش دلار کانادا این مشکلات را تشدید کرد (White و Ghassemi، ۲۰۰۷).

۲- مشخصات پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در آمریکا

ایالات متحده آمریکا (U.S.A.) منابع آبی گسترده‌ای دارد. ذخایر سالیانه آب تجدیدپذیر ایالات متحده حدود ۱۹۰۰*۱۰۹ مترمکعب است. بااین‌حال، منابع آبی کشور به طور مساوی بین بخش‌های شرقی و غربی کشور توزیع نشده است. شرق ایالات متحده به‌طورکلی مرطوب است و میانگین بارندگی سالانه (MAP) بیش از ۱۰۰۰ میلی متر در سال دریافت می‌کند. مناطقی از ایالات متحده که مقادیر کمابیش زیاد بارندگی دارند، رواناب بیشتری دارند. میانگین بارندگی سالانه برای شرق ایالات متحده از حدود ۲۵۰ میلی‌متر در سال در امتداد رودخانه

می سی سی پی تا بیش از ۱۰۰۰ میلی متر در سال در کوه‌های شرق متغیر است (Moody و Foxworthy، ۱۹۸۶). کالیفرنیا اولین ایالت در ایالات متحده بود که IBT را برای برآورده کردن نیازهای منطقه‌ای توسعه داد. کالیفرنیا پتانسیل بالایی برای انتقال آب بین حوضه‌ای دارد؛ زیرا بیشتر آب قابل استفاده بالقوه ایالت در یک سوم شمالی

ایالت واقع شده است، درحالی‌که بیشتر تقاضای آب در دو سوم نیمه خشک جنوبی آن قرار دارد. به این منظور پروژه‌ای که برای انتقال آب از رودخانه Feather در شمال کالیفرنیا به جنوب کالیفرنیا طراحی شده بود، شامل ۲۱ سد و مخزن، ۲۲ ایستگاه پمپاژ و ۱۱۰۰ کیلومتر کانال، تونل و خطوط لوله بود (جدول ۲) (Snaddon، ۱۹۹۹).

جدول ۲- طرح‌های IBT در آمریکا (Snaddon، ۱۹۹۹)

ایالت	طرح	مقصد	مبدأ	حجم سالانه منتقل شده ($10^6 \text{ m}^3/\text{yr}$)	هدف انتقال
کالیفرنیا	---	Los Angeles metropolitan area	Colorado	۵۸۰	عرضه عمومی
کالیفرنیا	Central Valley Project	Sacramento	Trinity	۳۳۰۰	عرضه عمومی
کالیفرنیا	California State Water Project	Southern California	Sacramento and Feather	۵۲۱۰	عرضه عمومی
کلرادو	Big Thompson Project	Platte	Colorado	۳۷۰	آبیاری و تأمین منابع آب شهری
آریزونا	Central Arizona Project	Gila	Colorado	۲۶۵۰	آبیاری
تکزاس	Canadian River Project	Red, Brazos and Colorado	Canadian	۱۹۰	کاربری شهری و صنعتی
ویرجینیا	Virginia Beach supply	Virginia coast	Roanoke	۸۳	کاربری شهری

• بررسی عوامل تأثیرگذار بر طرح‌های انتقال آب در آمریکا - اثرات محیط‌زیستی:

در آمریکا ساخت تعداد زیادی سد برای پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای و انتقال آب از راه دور برای آبیاری و سایر مصارف اثرات نامطلوبی بر محیط‌زیست داشته است. این اثرات شامل طغیان مناطق حساس حوضه آبریز مانند کوه‌های سیرا و کلرادو، افزایش فرسایش رودخانه، توسعه شوری زمین‌های آبی، تغییرات قابل‌توجه در رژیم‌های جریان و تغییرات زمانی آن‌ها، و در نتیجه تغییرات در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و تخریب زیستگاه ماهی‌های بومی بوده است. به عنوان مثال در سال ۱۹۶۹، جمعیت ماهی قزل آلا شینوک حدود ۱۱۸۰۰۰ عدد در سد رد بلوف انحرافی بود که در حدود ۷۰ کیلومتری زیر سد شستا در رودخانه ساکرامنتو قرار داشتند که تا سال ۱۹۹۰ جمعیت آن‌ها به کمتر از ۵ درصد سال ۱۹۶۹ کاهش یافته بود (White و Ghassemi، ۲۰۰۷).

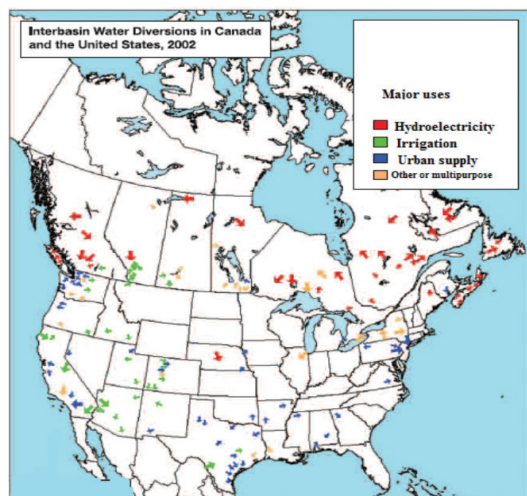
- اثرات اجتماعی:

پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در ایالات متحده که قبل از اواخر دهه ۱۹۶۰ ساخته شده بودند، بیشتر برای آبیاری و تأمین آب شهری توسعه یافته بودند و تا حد زیادی ارزیابی دقیق از پیامدهای محیط‌زیستی یا اجتماعی نداشتند. دهه ۱۹۶۰ پایان دوران سدسازی بزرگ در ایالات متحده بود. نگرانی‌های محیط‌زیستی و اجتماعی در دهه ۱۹۷۰ حمایت گسترده شد. به دنبال تصویب قانون سیاست ملی

محیط‌زیست در سال ۱۹۶۹، پروژه‌های انتقال آب باید با قوانین جدید و سختگیرانه مطابقت می‌کردند (White و Ghassemi، ۲۰۰۷).

- مسائل اقتصادی:

هزینه بسیار بالای ساخت و ساز و اجرای طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای از جمله مشکلات به حساب می‌آید (Ghassemi و White، ۲۰۰۷). در شکل (۲) اهداف انتقال آب بین حوضه‌ای برای کانادا و ایالات متحده آمریکا نشان داده شده است.



شکل ۲- موارد استفاده آب در کانادا و آمریکا (Quinn، ۲۰۰۷)

۳- مشخصات پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در چین

اگرچه چین میانگین سالانه منابع آبی 2812×10^9 مترمکعب یا حدود ۲۲۰۰ مترمکعب آب به ازای هر سر جمعیت دارد، اما منابع آبی این کشور به طور نابرابر در مکان و زمان توزیع شده است. قبل از سال ۱۹۴۹، بسیاری از پروژه‌های انحراف آب در مقیاس کوچک انجام شد. در سال ۱۹۶۱، استان جیانگ سو یک پروژه بزرگ انحراف را از طریق نصب یک ایستگاه پمپاژ در پایین رودخانه یانگ تسه و استفاده از کانال بزرگ برای انتقال آب به شمال ساخت (Liu, ۲۰۰۰). از آن زمان، سایر پروژه‌های انحراف آب (بیشتر بین حوضه‌ای) برای تأمین نیازهای روزافزون شهرنشینی، صنایع و بخش کشاورزی توسعه یافته با در حال توسعه هستند (Shao و همکاران، ۲۰۰۳). در جدول (۳) ویژگی‌های این پروژه‌ها نشان داده شده است. به دلیل ترکیبی از برداشت بیش از حد آب و خشکسالی، در رودخانه‌های هایه، هواپه و زرد، این رودخانه‌ها در چندین نوبت خشک شده‌اند. به‌عنوان مثال، در سال ۱۹۹۷، رودخانه زرد به مدت ۲۲۶ روز نتوانست به سمت دریا جریان یابد (لیو، ۲۰۰۰). برای غلبه بر مشکل کمبود آب، پروژه انتقال آب جنوب به شمال توسعه یافتند. در شکل (۳) حوضه‌های رودخانه هایه، هواپه و زرد نمایش داده شده است.

• بررسی عوامل تأثیرگذار بر طرح‌های انتقال آب در چین

- اثرات محیط‌زیستی:

از پیامدهای محیط‌زیستی پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در چین می‌توان به موارد ذیل اشاره نمود (Herrman, ۱۹۸۳؛ Pittock و همکاران، ۲۰۰۹؛ Chen و همکاران، ۲۰۱۳؛ Gu و همکاران، ۲۰۱۲).
۱- بالارفتن سطح آب سفره زیرزمینی در مناطق خشک شمالی

- و شوری خاک
- ۲- آلودگی آب‌های سطحی و شدت رسوب‌گذاری
- ۳- فسفات ناشی از فلزات سنگین سمی آزاد شده موجود در رسوبات
- ۴- تغییر اقلیم منطقه
- ۵- تغییر در تعادل آب رودخانه یانگ تسه
- ۶- رشد آلودگی صنعتی

- اثرات اجتماعی:

تغییر در اکوسیستم در اثر اجرای پروژه‌های انتقال آب باعث آلودگی‌های آب، گسترش بیماری، افزایش بیکاری، افزایش فقر، منازعات اجتماعی و افزایش مهاجرت شد (Pittock و همکاران، ۲۰۰۹؛ Liang و همکاران، ۲۰۱۲؛ Huang و همکاران، ۲۰۱۱).

- مسائل اقتصادی:

هزینه‌های سنگین ساخت و ساز، هزینه‌های نگهداری و تعمیرات و عدم برآورد دقیق سود و هزینه از جمله پیامدهای اقتصادی این پروژه‌ها به‌شمار می‌آید (Hu و همکاران، ۲۰۱۳؛ Lin و همکاران، ۲۰۱۲؛ Wilson و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۳- حوضه‌های اصلی رودخانه چین (He و همکاران، ۲۰۱۰)

جدول ۳- ویژگی‌های پروژه‌های منتخب انتقال آب در چین (Shao و همکاران، ۲۰۰۳)

مبدأ	مقصد	تعداد ایستگاه پمپاژ	تعداد مخازن	طول انتقال	حجم منحرف شده (km^3/yr)
Yangtze	Huaihe	۲۱	----	۴۰۰	----
Dongjiang	Hong Kong	۸	۲	۸۳	۰/۶۲
Luanhe	Tianjin	۰	۴	۲۸۶	۲
Yellow	Tsingdao	۳	۱	۲۶۲	۰/۶۴
Biluhe	Dalin	۵	۲	۱۵۰	۰/۱۳
Datonghe	Yongden	۰	----	۷۰	۰/۴
Qinglong	Qinhuangdao	۰	۱	۶۳	۰/۱۷
Yellow	Taiyum	۵	۱	۴۵۳	۱/۴

۴- مشخصات پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در ایران

ایران مساحت ۱۶۴۸۰۰۰ کیلومتر مربع دارد که ۱/۲ درصد از مساحت کل زمین را تشکیل می‌دهد. این کشور از نظر اقلیمی در یک منطقه خشک و نیمه‌خشک با میانگین بارندگی سالانه حدود ۲۵۰ میلی متر قرار دارد که حدود ۳۴ درصد میانگین بارندگی

سالانه در آسیا یا حدود ۳۰ درصد میانگین بارندگی سالانه در جهان را دارد. حجم منابع آب تجدیدپذیر تشکیل شده در اثر بارندگی، توزیع یکنواختی ندارد، به‌طوری‌که در نواحی شمالی و غربی کشور بیشترین میزان بارندگی و در بخش‌های مرکزی و شرقی کمترین میزان بارندگی را دریافت می‌کنند. این کشور به شش منطقه

تقسیم شده است که از ۳۷ حوضه تشکیل شده است (شکل ۴) (Tajrishi و Abrishamchi، ۲۰۰۵).

از میان پروژه‌های IBT اجرا شده در ایران، توضیحاتی در مورد پروژه‌های انتقال آب از حوضه کارون و دز به حوضه زاینده رود، انتقال آب بین حوضه‌ای به شهر زاهدان، و پروژه انتقال آب بین حوضه‌ای شمال ایران، در جدول (۴) آورده شده است.



شکل ۴- حوضه‌های اصلی در ایران (Tajrishi و Abrishamchi، ۲۰۰۵)

• بررسی عوامل تأثیرگذار بر طرح‌های انتقال آب در ایران

- اثرات محیط‌زیستی:

از پیامدهای محیط‌زیستی پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای

در ایران می‌توان به موارد ذیل اشاره نمود (Roozbahani و همکاران، ۲۰۲۰).

- ۱- تخریب محیط‌زیست در حین ساخت خط لوله و تونل
- ۲- از دست رفتن کیفیت آب و ایجاد آلودگی
- ۳- خشک شدن چاه‌ها و چشمه‌ها
- ۴- انتقال آب به خارج از حوضه موجب گسترش بی‌رویه کشاورزی می‌شود. کشاورزی غیرکارآمد و کم بازده توسعه می‌یابد درحالی‌که این امر به‌طور کامل با اصول سازگاری با اقلیم در تضاد است.

- اثرات اجتماعی:

از پیامدهای اجتماعی پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای در ایران می‌توان به موارد ذیل اشاره نمود (Roozbahani و همکاران، ۲۰۲۰).

- ۱- مشکلات حقوقی و تملک اراضی
- ۲- خسارت مخزن ناشی از به زیر آب رفتن برخی روستاها و تأسیسات مخزن سد
- ۳- مهاجرت
- ۴- وجود مناطق حفاظت‌شده

- مسائل اقتصادی:

از جمله مسائل اقتصادی بسیار مهم در راستای پروژه‌های انتقال آب به موارد ذیل می‌توان اشاره نمود (Roozbahani و همکاران، ۲۰۲۰).

- ۱- بالابودن سرمایه‌گذاری اولیه مورد نیاز برای ساخت سیستم انتقال آب
- ۲- بالا بودن هزینه بهره‌برداری و نگهداری

جدول ۴- طرح‌های IBT در ایران (Tajrishi و Abrishamchi، ۲۰۰۵؛ دانشنامه آزاد، ۲۰۲۱)

پروژه	حجم سالانه منتقل شده ($10^6 m^3/yr$)	طول انتقال	نحوه انتقال	هدف انتقال
کارون ۱	۳۰۰	۲/۸	تونل	مصارف شرب و کشاورزی و انرژی برقآبی
کارون ۲	۱۶۰	۲/۸	تونل	مصارف شرب و کشاورزی و انرژی برقآبی
کارون ۳	۲۶۰	۲۳/۴	تونل	مصارف شرب و کشاورزی و انرژی برقآبی
پالنگان	۲۰۰	۱۵	تونل	مصارف شرب و کشاورزی و انرژی برقآبی
دز-قم	۳۴۰	۲۳۰	تونل، لوله	شرب
هلیل رود	۷۵	۹۵	تونل، لوله	-
یزد	۹۰	۳۳۵	لوله	شرب
کاشان	۴۲	۱۹۰	تونل، لوله	-
تبریز	۱۵۰	۱۸۰	لوله	شرب، صنعت
زاهدان	۳۰	۲۰۰	لوله	شرب
طالقان	۴۵۰	۱۰	تونل	شرب
لار	۲۰۰	۲۳	تونل	کشاورزی، شرب
شهرهای خلیج فارس	۱۸۲	۷۴۴	لوله	کشاورزی، شرب
چالوس	۲۸۰	۱۱۱	کانال	کشاورزی، شرب
مازندران	۹۵۰	۴۵۰	کانال	کشاورزی، شرب

انتقال بین‌حوضه‌ای آب می‌تواند منشأ تغییرات زیادی در حوضه‌های مبدأ و مقصد باشد که باید از دیدگاه‌های مختلف ارزیابی شود. این امر باید با لحاظ نمودن عوامل محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی صورت گیرد. یک پروژه انتقال آب در صورتی قابل اجرا است که امکان‌پذیری فنی آن تأیید شده باشد و ارزیابی محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی آن قابل توجیه باشد. طرح‌های انتقال آب میان حوضه، رویکردی فن‌سالارانه (تکنوکراتیک) به حل مسأله‌ای است که از دیدگاه اکولوژیک مشکل نیست بلکه ویژگی است. در دخالت تکنوکراسی در موضوعات اکولوژیک به‌جای سازگاری با ویژگی اقلیمی، تلاش می‌شود که آن ویژگی تغییر یابد. براین اساس یکی از مسائل مهمی که در طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای اهمیت فراوان دارد، شناخت پیامدهای اثرگذار در این طرح‌ها می‌باشد. استخراج این پارامترها و دسته‌بندی صحیح و اولویت‌دار آن‌ها بسیار ضروری است. از این‌رو، انجام مطالعاتی به‌منظور تعیین پیامدها از دیدگاه‌های گوناگون محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی همچنین سنجش میزان اهمیت آن‌ها از دید متخصصان و کارشناسان می‌تواند به افزایش، کیفیت و بالابردن سطح نتایج کمک کند (حلبیان و شبانکاری، ۱۳۸۹). به‌این‌منظور در این تحقیق با جمع‌آوری سوابق مرتبط با پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای سعی شد اثرات و پیامدهای محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی بررسی شود. بر این اساس نتایج مطالعات صورت گرفته از منابع مختلف با بررسی مشخصات ۴ پروژه انتقال آب بین حوضه‌ای در سطح بین‌المللی، نشان داد در بسیاری از نقاط جهان، انتقال آب به‌عنوان گزینه‌ای برای حیات سکونتگاه‌های انسانی در حال توسعه تبدیل شده است، که در حال حاضر هیچ جایگزینی برای آن در دسترس نیست. منطق توسعه IBT با توجه به نیازهای اقلیمی و اجتماعی متفاوت است. در کشوری مانند کانادا که بارندگی‌های کمابیش بالایی دارد، IBTs بیشتر برای افزایش پتانسیل تولید برق در طرح‌های برق آبی استفاده می‌شوند (Snaddon, ۱۹۹۸)، درحالی‌که در کشورهای خشک‌تر مانند ایران، IBTs آب آشامیدنی و آبیاری را تأمین می‌کنند. همچنین در چین و آمریکا برای اهداف مختلفی از پروژه‌های انتقال آب بین حوضه‌ای استفاده شده است. باین‌حال معیارهای خاص برگرفته از مدیریت یکپارچه منابع آب دو اصل اساسی را برای ارزیابی طرح‌ها در نظر گرفته‌اند (Gupta و همکاران، ۲۰۰۸). این دو اصل بیانگر این است که ۱- حوضه مبدأ باید آب در دسترس (WA)، با در نظر گرفتن نیاز آبی موجود و آینده (WD) داشته باشد. و ۲- حوضه مقصد باید پس از در نظر گرفتن همه احتمالات برای WA در حوضه، تقاضای واقعی آب داشته باشد (Sinha و همکاران، ۲۰۲۰).

لازم به ذکر است طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای، مستقیماً مدیریت حوضه مبدأ و مقصد را تحت تأثیر قرار می‌دهد و اگرچه در کوتاه‌مدت موجب کاهش مشکلات کم‌آبی در حوضه مقصد خواهد شد، اما در بلندمدت باعث تضعیف شرایط محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی در یکی از دو حوضه می‌شود. این مسئله به‌ویژه در کشورهای خشک و نیمه‌خشک که طرح‌های انتقال آب از حوضه مبدأ با هدف تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت صورت می‌گیرد مشهودتر خواهد بود (قبادیان، ۱۳۶۹). ازاین‌رو در ایران مجموعه عوامل و پیامدهای عملکرد نهاد حکمرانی آب در ارتباط با طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای معلول یک مجموعه از عوامل جغرافیایی، اجتماعی و اقتصادی می‌باشد. بدیهی است ایجاد تغییر و تحول در هر یک از این عوامل در کارکرد کنونی نهاد حکمرانی آب از جمله طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای و بهبود آن، نیازمند تغییرات رویکردی و طراحی مجموعه‌ای منسجم از راهبردها، سیاستگذاری‌ها و اقدامات بلندمدت و کوتاه‌مدت در سطوح کلان، میانی و خرد است. به‌این‌منظور همکاری و همراهی دیگر گرداران در سطوح مختلف، پیش شرط دستیابی به موفقیت در این زمینه است (معصومی، ۱۴۰۰).

براین اساس در اجرای طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای لازم است معیارهای یونسکو اعمال شود (Abrishamchi و Tajrish, ۲۰۰۵). این معیارها عبارت است از:

۱- ناحیه مقصد باید، در صورت استفاده از منابع جایگزین تأمین آب و تمامی اقدامات منطقی برای کاهش تقاضای آب، باز هم در تأمین نیازهای فعلی و پیش‌بینی‌شده، کمبود جدی داشته باشد.

۲- توسعه آینده حوضه مبدأ نباید به سبب کمبود آب، با محدودیت چشمگیر روبه‌رو شود. اگر حوضه مقصد، زیان‌های وارده به حوضه مبدأ را جبران کند، طرح انتقال ممکن است توجیه‌پذیر باشد.

۳- ارزیابی جامع پیامدهای محیط‌زیستی باید نشان دهد سطح معقولی از قطعیت وجود دارد که طرح انتقال به شکل اساسی کیفیت محیط‌زیستی را در حوضه مبدأ یا مقصد تخریب نمی‌کند. چنانچه هزینه‌های جبران خسارت محیط‌زیستی جبران شود، طرح انتقال ممکن است توجیه‌پذیر باشد.

۴- ارزیابی جامع پیامدهای اجتماعی، محیط‌زیستی، اقتصادی باید نشان دهد سطح معقولی از قطعیت وجود دارد که طرح انتقال، سبب بروز اختلال اساسی اجتماعی، محیط‌زیستی و اقتصادی در حوضه مبدأ یا مقصد نخواهد شد. باین‌حال چنانچه در طرح انتقال پرداخت تاوان برای جبران زیان‌های اجتماعی-فرهنگی، محیط‌زیستی و اقتصادی فراهم شود، ممکن است توجیه‌پذیر باشد.

۵- منافع خالص ناشی از اجرای طرح باید تقسیم شود (جواهری، ۱۳۹۴).

- Chen Z., Wang H. and Qi X. 2013. Pricing and water resource allocation scheme for the South-to-North Water Diversion Project in China. *Water Resources Management*, 27(5): 1457-1472.
- Cox W.E., Shabman L.A. and Blackburn W. 1985. Development of Procedures for Improved Resolution of Conflicts Related to Interjurisdictional Water Transfer. Academic Report, Virginia Polytechnic Institute and State University, Water Resources Research Center. Virginia, America.
- Davies B. R., Thoms M. and Meador M. 1992. The Ecological Impacts of Inter-basin Water Transfers, and Their Threats to River Basin Integrity and Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 325-349.
- Day J.C. and Quinn F. 1992. *Water Diversion and Export: Learning from Canadian Experience*. Amazon, Canadian association of geographers, Public Issues Committee, Department of Geography. University of Waterloo. Waterloo, Canada.
- Duffy P.J.B. 1987. Environmental Impact Assessment of Major Canadian Water Transfer Projects Involving Federal Responsibilities, proceedings of the symposium on Inter-Basin Transfer of Water: Impact and Research Needs for Canada, W Nicholaichuk and F Quinn (eds). Canadian Water Resources Association, Ottawa, Canada.
- Eley F.J. and Lawford R.G. 1987. Potential Climatic Impact Water Transfers, proceedings of the Symposium on Inter-Basin Transfer of Water: Impact and Research Needs for Canada, W Nicholaichuk and F Quinn (eds). Canadian Water Resources Association. Canada.
- Fitzgibbon J. 1987. Issues on Inter-basin Transfer in Canada: Summary of the Workshop Proceedings. proceedings of the Symposium on Inter-Basin Transfer of Water: Impact and Research Needs for Canada, W Nicholaichuk and F Quinn (eds), Canadian Water Resources Association, Ottawa, Canada.
- Foxworthy B.L. and Moody D.W. 1986. National Perspective on Surface-water Resources. In: Moody, D.W., Chase, E.B. and Aronson, D.A. (eds), U.S. Geological Survey. National Water Summary 1985, Hydrologic Events and surface-water resources, Water-Supply Paper, 51-68.
- Ghorbani-Aghdam M., Dinpashoh Y., Mostafaeipour A. 2013. Application of factor analysis in defining drought
- جدا نمردی، م. ۱۳۹۴. انتقال آب بین حوضه‌ای و چالش‌های اقتصادی-اجتماعی و امنیتی در استان خوزستان. دهمین سمینار بین‌المللی مهندسی رودخانه. دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
- حلبیان، ا.ح.، شبانکاری، م. ۱۳۸۹. مدیریت منابع آب در ایران (مطالعه موردی: چالش‌های انتقال آب از بهشت‌آباد به زاینده‌رود). چهارمین کنگره بین‌المللی جغرافی‌دانان جهان اسلام. دانشگاه سیستان و بلوچستان، سیستان و بلوچستان، ایران.
- [http://fa.wikipedia.org/visited\(11December2021\)](http://fa.wikipedia.org/visited(11December2021))
- رافعی، ی.، شوریان، م. و عطاری، ج. ۱۳۹۴. طراحی ابعاد سیستم انتقال آب بین حوضه‌ای با لحاظ شاخص‌های تصمیم‌گیری در حوضه‌های آبریز مبدأ و مقصد. نشریه تحقیقات منابع آب ایران، ۱۱(۱): ۴۹-۶۰.
- قبادیان، ع. ۱۳۶۹. سیمای طبیعی فلات ایران در ارتباط با بهره‌برداری کشاورزی، احیاء بازسازی منابع طبیعی کشور. جلد ۱. انتشارات دانشگاه شهید باهنر. چاپ ۱. کرمان، ایران.
- کلاهی، م. ۱۳۹۹. گروداران منابع طبیعی. نشریه آب و توسعه پایدار، ۸(۱): ۱۹-۳۰.
- معصومی، ک. ۱۴۰۰. شرح کلی خدمات مطالعات اجتماعی طرح‌های انتقال آب بین حوضه‌ای. وزارت نیرو، شرکت مدیریت منابع آب ایران. دفتر توسعه نظام‌های فنی، بهره‌برداری و دیسپاچینگ برق‌آبی. تهران.
- Abrihamchi A, and Tajrishi M. 2005. Interbasin water transfer in Iran. Paper presented at the Water conservation, reuse, and recycling: proceeding of an Iranian American workshop. Washington, DC: The National Academies Press. ISBNs: Paperback: 978-0-309-09293-7, Ebook: 978-0-309-18119-8.
- Allan T. 2003. IWRM/IWRAM: a new sanctioned discourse? Occasional Paper 50. SOAS Water Issues Study Group. School of Oriental and African Studies, King's College, London. (https://www.researchgate.net/publication/255635525_IWRMIWRAM_a_new_sanctioned_discourse, visited 3 October 2021)
- Boddu M., Gaayam T. and Annamdas V.G.M. 2011. A review on inter basin transfer of water IPWE. 2011. In: Proc. of 4th International Perspective on Water Resources and the Environment, National University of Singapore (NUS), Singapore. Session on: Inter-basin Transfer of Water. Bruk S Interbasin water transfer. Conference report. Journal of Water Policy, Singapore, 3: 167-169.

- system computing and simulation of inter-basin water transfer. *Intell. Autom. Soft Comput*, 17(1): 897–908.
- INHS. 1996. Inter-Basin Dispersal of Invading Aquatic Species Survey Reports September-October 1996, inhs-pubs@mail.inhs.uiuc.ed.
- Karakaya N., Evrendilek F. and Gonenc E. 2014. "Interbasin water transfer practices in Turkey." *Journal of Ecosystem & Ecography*, 4(2): 1-5.
- Kefayati M., Saghafian B., Ahmadi A. and Babazadeh H. 2018. Empirical evaluation of river basin sustainability affected by inter-basin water transfer using composite indicators. *Water and Environment Journal*, 32(1): 104-111.
- Knapp K.C., Weinberg M., Howitt R. and Posnikoff J. F. 2003. Water Transfers, Agriculture, and Groundwater Management: A Dynamic Economic Analysis. *Environmental Management*, 67(4): 291–301.
- Lansheng W. and Christian M. 1999. A study on the environmental geology of the Middle Route Project of the South-North water transfer. *Journal of Engineering Geology*, 51: 153-165.
- Laycock A.H. 1987. Inter-Basin Transfer for Agriculture in the Canadian Prairies: The Non-Structural Factors. *ibid*, 5(3): 121-33.
- Liang Y.S., Wang W., Li H.J., Shen X.H., Xu Y.L. and Dai J.R. 2012. The South-to-North Water Diversion Project: Effect of the water diversion pattern on transmission of *Oncomelania hupensis*, the intermediate host of *Schistosoma japonicum* in China. *Parasites Vectors* 2012, 5, 52.
- Lin C., Suh S. and Pfister S. 2012. Does South-to-North Water Transfer reduce the environmental impact of water consumption in China? *J. Industrial Ecology Programme*, 16(1): 647–654.
- National research council. 2005. Water conservation, reuse, and Recycling: Proceedings of an Iranian-American workshop. Washington, Dc: the National Academies Press. Washington, Dc, American.
- Liang Y.S., Wang W., Li H.J., Shen X.H., Xu Y.L. and Dai J.R. 2012. The South-to-North Water Diversion Project: Effect of the water diversion pattern on transmission of *Oncomelania hupensis*, the intermediate host of *Schistosoma japonicum* in China. *Parasites Vectors* 2012, 5, 52.
- Lin C., Suh S. and Pfister S. 2012. Does South-to-North Water Transfer reduce the environmental impact of prone areas in lake urmia basin. *Nat. Hazards*, 69: 267–277.
- Ghassemi F. and White I. 2007. Inter-basin water transfer: case studies from Australia, United States, Canada, China and India. Cambridge University Press. London, England.
- Ghorbani-Aghdam M., Dinpashoh Y., Mostafaeipour A. 2013. Application of factor analysis in defining drought prone areas in lake urmia basin. *Nat. Hazards*, 69: 267–277.
- Greer C. 1983. The Texas Water System: Implications for Environmental Assessment in Planning for Interbasin Water Transfers. In: Biswas A.K., Dakang Z., Nickum J.E. and Changming L. (eds), Long Distance Water Transfer, A Chinese Case Study and International Experiences. Water Resources Series, 3, Tycooly International Publishing Limited. Dublin.
- Gu W., Shao D. and Jiang Y. 2012. Risk evaluation of water shortage in source area of central route project for South-to-North water transfer in China. *Water Resources Management*, 26(11): 3479-3493.
- Gupta J., Zaag v. and der P. 2008. Interbasin water transfers and integrated water resources management: where engineering, science and politics interlock. *Phys. Chem. Earth*, 33: 28–40.
- He c., He x. and Fu Li. 2010. China's South-to-North Water Transfer Project: Is it Needed? *Geography Compass* 4/9 (2010): 1312–1323, 10.1111/j.1749-8198.2010.00375.x.
- Herrman R. 1983. Environmental implications of water transfer. In: Long distance water transfer: A Chinese Case study and international experiences. *Journal of Water Resources*. 3: 432.
- Hoseinpour M., Fakheri Fard A. and Naghili R. 2010. Death of urmia lake, a silent disaster investigating causes, results and solutions of urmia lake drying. In Proceedings of the 1st International Applied Geological Congress, Department of Geology, Islamic Azad University, Islamic Azad University-Mashad Branch, Iran.
- Hu B., Zhou J., Xu S., Chen Z., Wang J., Wang D., Wang L., Guo J. and Meng W. 2013. Assessment of hazards and economic losses induced by land subsidence in Tianjin Binhai new area from 2011 to 2020 based on scenario analysis. *Nat. Hazards*, 66(1): 873–886.
- Huang W., Zhang X.N. and Wang J.Y. 2011. Multi-agent

- ternational Journal of River Basin Management, 1: 5–14.
- Shumilova O., Tockner K., Thieme M., Koska A., Zarfl C. 2018. Global water transfer megaprojects: a potential solution for the water-food-energy nexus? *Front. Environ. Sci.*, 6: 150.
- Sinha p., Rollason E. and Bragken j. 2020. A new framework for integrated, holistic, and transparent evaluation of inter-basin water transfer schemes. *Science of the Total Environment*, 721(2020): 137646.
- Smith C.D. and Kells J.A. 1993. "Development and Impacts of Lake Diefenbaker: A Multi-Purpose Project." *Canadian Water Resources Journal*; 18(4): 503-12.
- Snaddon C.D. 1998. Some of the Ecological Effects of a Small Inter-basin Water Transfer on the Receiving Reaches of the Upper Berg River, Western Cape. Unpublished M.Sc. Thesis. University of Cape Town, South Africa.
- Stolte W.J. and Hsadar M. 1998. The Rafferty-Alameda Project: Monitoring and Mitigation after the Environmental Impact Assessment. *Canadian Water Resources Journal*, 23(2): 109-19.
- Thomas G.W. and Box T.W. 1969. Social and Ecological Implications of Water Importation into Arid Lands. In: Bagley, J.M. and Smiley, T.L. (eds), *Symposium on Water Importation into Arid Lands*. Incorporated in: McGinnies, W.L. and Goldman, B.J. (eds), *Arid Lands in Perspective*. AAAS and University of Arizona Press. Tucson, Arizona.
- Tockner K., Bernhardt E. S., Koska A. and Zarfl C. 2016. A global view on future major water engineering projects, in *Society-Water-Technology*, eds R. F. Hüttl, O. Bens, C. Bismuth, S. Hoehstetter (Springer, Cham: Heidelberg).
- Wilson M.C., Li X.-Y., Ma Y.-J., Smith A.T. and Wu J. 2017. A review of the economic, social, and environmental impacts of China's south-north water transfer project: a sustainability perspective. *Sustainability*, 9: 1489.
- Wu L. et al. 2019. Tradeoff analysis between economic and ecological benefits of the inter basin water transfer project under changing environment and its operation rules. *Journal of Cleaner Production*, (248): 119294.
- water consumption in China? *J. Industrial Ecology Programme*, 16(1): 647–654.
- National research council. 2005. *Water conservation, reuse, and Recycling: Proceedings of an Iranian-American workshop*. Washington, Dc: the National Academies Press. Washington, Dc, American.
- Liu C. 2000. Environmental issues and the South-North Water Transfer Scheme. In Edmonds, R. L. ed. *Managing the Chinese Environment*. New York: Oxford University Press, New York, America.
- Pittock J., Meng J. and Ashok K. 2009. Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world – a solution or a pipedream? WWF (Organization of World Wide Fund for Nature) Germany.
- Quinn F. and Edstrom J. 2000. Great Lakes diversions and other removals. *Canadian Water Resources Journal*, 25(2): 125-151.
- Quinn F. 2004. Interbasin water diversions in Canada. A report to the International Commission on Irrigation and Drainage (ICID). Ottawa: Environment Canada. Ottawa, Canada.
- Quinn F. 2007. *Water Diversion, Export, and Canada-U.S. Relations: A Brief History*. Munk Centre for International Studies University of Toronto. Toronto, Ontario, Canada.
- Roozbahani A., Ghased H. and Shahedany M. 2020. Inter-basin water transfer planning with grey COPRAS and fuzzy COPRAS techniques: A case study in Iranian Central Plateau. *Science of the Total Environment*, 726(2020): 138499.
- Rosenberg D.M., Bodaley R.A. and Usher P.J. 1995. Environmental and Social Impacts of Large Scale Hydroelectric Development: Who Is listening. *Global Environmental Change*, 5(2): 127-48.
- Rosenberg D.M, Berkes F, Bodaley R.A., Hecky R.E., Kelly C.A. and
- Rudd J.W.M. 1997. Large Scale Impacts of Hydroelectric Development. *NRC Canada, Environ Review*, 5: 27-54.
- Shiklomanov I.A. 1985. Large Scale Water Transfers. In: Rodda, J.C. (ed.), *Facets of Hydrology*. Volume II. John Wiley and Sons. Cambridge, United Kingdom.
- Shao X., Wang H. and Wang Z. 2003. Interbasin transfer projects and their implications: a China case study. In-

Methodology for Groundwater Monitoring Network Assessment and Design, Part 1: Observation-Wells Condition Evaluation; Case Study: Shirvan Aquifer, North Khorasan, Iran

A. Joodavi^{1*}, Sh. Gholizadeh Sarabi², M. Majidi Khalilabad¹, N. Majidi Khalilabad², A. Ebrahimi³, A. Ronaghi⁴

1- Assistant Professor, Department of Water Science and Engineering, Kashmar Higher Education Institute, Kashmar, Iran. 2- Faculty member, Hydroinformatics Department, East Water and Environmental Research Institute (EWERI), Mashhad, Iran. 3,4- Manager and Expert of Water Resources Basic Studies, Regional Water Authority of North Khorasan, Bojnord, Iran.

*(Corresponding Author Email: atajoodavi@kashmar.ac.ir)

Received: 11-03-2022

Revised: 11-05-2022

Accepted: 30-05-2022

Available Online: 21-09-2022

روش‌شناسی ارزیابی و بازطراحی شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی، بخش اول: ارزیابی ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای (مطالعه موردی: آبخوان شیروان، خراسان شمالی)

عطاءاله جودی^{۱*}، شیواقلی‌زاده سرابی^۲، میثم مجیدی خلیل‌آباد^۱، نجمه مجیدی خلیل‌آباد^۲، عباس ابراهیمی^۳، اعظم رونقی^۴

۱- استادیار گروه علوم و مهندسی آب، مرکز آموزش عالی کاشمر، کاشمر، ایران. ۲- عضو هیات علمی گروه هیدروانفورماتیک، مرکز پژوهشی آب و محیط زیست شرق (EWERI)، مشهد، ایران. ۳ و ۴- به‌ترتیب مدیر و کارشناس دفتر مطالعات پایه منابع آب، شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی، بجنورد، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: atajoodavi@kashmar.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۲/۲۰

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۲/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۰۹

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

Abstract

Groundwater level monitoring networks already exist in most alluvial aquifers in Iran. A question needs to be answered as to what extent networks are able to provide proper information about the groundwater resources to meet the water resources management objectives. Therefore, it is necessary to evaluate the efficiency of the existing monitoring network and redesign it if necessary. This study has attempted to assess the condition of existing observation wells and the relationship between the wells and the aquifer by combining hydrogeological information and the results of a well-video inspection. Hydrogeological studies can reveal that the observation wells were drilled in which hydro-geological sequence (hydrofacies) and the external factors influence water level fluctuations. Moreover, observation well's video inspection operations, performed for the first time in Iran, can show the condition of the well casing and screen and the water-column length. The proposed framework was applied to evaluate the groundwater-level observation well's efficiency in Shirvan alluvial aquifer in North Khorasan province, Iran. The results showed that out of 17 observation wells in the aquifer, one well is not placed into the main aquifer, six observation wells need to be rehabilitated due to screen clogging and three observation wells are at risk of going dry.

Keywords: Groundwater Level Monitoring, Hydrogeological Conceptual Model, Well Video Inspection.

چکیده

در حال حاضر، اغلب آبخوان‌های آبرفتی در کشور دارای شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی هستند اما برای پاسخ به این سوال که آیا شبکه پایش مذکور توانسته است اهداف مدیریتی منابع آب را تامین و تصویر نسبتاً دقیق از وضعیت آبخوان‌ها را ارائه کند، نیاز به بررسی وجود دارد. بنابراین ضروری است که وضعیت و کارآمدی چاه‌های مشاهده‌ای موجود ارزیابی شود و در صورت نیاز، شبکه پایش اصلاح یا بازطراحی شود. در این پژوهش، تلاش شده است با تلفیق اطلاعات هیدروژئولوژیکی و عملیات ویدئومتری، وضعیت ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای موجود و ارتباط آنها با آبخوان بررسی شود. مطالعات هیدروژئولوژیکی به این سوالات پاسخ می‌دهد که آیا ممکن است بیش از یک لایه آبدار در محل چاه مشاهده‌ای وجود داشته باشد و یا عوامل خارجی بر نوسانات سطح آب موثر باشد. همچنین عملیات ویدئومتری که برای اولین بار در ایران در چاه‌های مشاهده‌ای انجام شده نشان‌دهنده سلامت لوله جدار و لوله مشبک و طول ستون آب در این چاه‌ها می‌باشد. چارچوب پیشنهادی در این تحقیق، برای ارزیابی وضعیت شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی در آبخوان آبرفتی شیروان در استان خراسان شمالی به کار گرفته شد. نتایج نشان داد، از تعداد ۱۷ حلقه چاه مشاهده‌ای موجود در آبخوان آبرفتی شیروان، یک حلقه به دلیل عدم ارتباط با آبخوان اصلی کارایی لازم را نداشته است، تعداد شش حلقه به دلیل گرفتگی اسکرین نیاز به احیا دارند و سه چاه مشاهده‌ای در حال خشک شدن هستند.

واژه‌های کلیدی: چاه مشاهده‌ای، شبکه پایش، مدل مفهومی آبخوان، ویدئومتری.

می‌شود (Pearson؛ ۲۰۰۸، IGRAC و همکاران، ۲۰۱۱). در مناطقی که از کمیت و کیفیت آب زیرزمینی داده و اطلاعات موجود است، برای بازطراحی شبکه پایش و سنجش می‌توان از روش‌های آماری و زمین‌آمار استفاده کرد. این روش‌ها بسیار متنوع هستند و طیف وسیعی از روش‌های آماری ساده (مانند استفاده از انحراف معیار داده‌ها) تا روش‌های پیچیده‌تر زمین‌آمار و ترکیب آنها با روش‌های بهینه‌سازی را شامل می‌شوند (Manzione و همکاران، ۲۰۱۲؛ Zhou و همکاران، ۲۰۱۳؛ Varouchakis و Hristopulos، ۲۰۱۳؛ Bhat و همکاران، ۲۰۱۵؛ Ran و همکاران، ۲۰۱۵). لازم به ذکر است در این روش‌ها اگر نیاز باشد شبکه پایش گسترش یابد، برای تعیین محل ایستگاه‌های پایش و سنجش جدید به اطلاعات چاه‌های بهره‌برداری (عمق سطح آب یا پارامترهای کیفیت آب مانند هدایت الکتریکی (EC)) نیز نیاز است. البته کاربرد روش زمین‌آمار در دشت‌هایی پاسخگو است که همگن باشند و شرایط ناهنجاری (تغییرات شدید ارتفاع سطح آب در بعضی نقاط) در آنها وجود نداشته باشد و سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای شرایط متعارف داشته باشد.

در رویکرد هیدروژئولوژیکی (مدل مفهومی)، از اطلاعات هیدروژئولوژی و قضاوت کارشناسی برای ارزیابی و طراحی شبکه پایش آب زیرزمینی استفاده می‌شود (Loáiciga و همکاران، ۱۹۹۲؛ Van Lanen، ۱۹۹۸). در مناطقی که پیچیدگی‌های زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی زیاد باشد، برای مثال در یک سامانه چند آبخوانه و یا آبخوان‌های کارستی، رویکردهای قبلی به تنهایی پاسخگو نیست. در این مناطق نیاز است، مطالعات دقیق‌تری در قالب تهیه مدل مفهومی آبخوان انجام گیرد. منظور از مدل مفهومی، چارچوب توصیفی و یکپارچه‌ای است که می‌توان باتوجه به آن داده‌ها و اطلاعات مربوط به هیدرولوژی آب زیرزمینی و آب سطحی را تفسیر نمود (Izady و همکاران، ۲۰۱۴). در این مطالعات، خصوصیات هیدروژئولوژیکی آبخوان (ها) با دقت مکانی نسبتاً زیاد بررسی شده و از این اطلاعات برای طراحی شبکه پایش استفاده می‌شود، به‌طوری‌که اطلاعات لازم برای بررسی ارتباط هیدرولیکی آبخوان‌ها (آبخوان کارستی با آبرفتی، محصور با آزاد) یا آبخوان با توده آب سطحی (دریاچه/ دریا/ رودخانه/ تالاب)، جریان عمودی آب زیرزمینی، کیفیت آب زیرزمینی در اعماق مختلف و غیره به‌دست آید.

باتوجه به کمبودها و امتیازاتی که روش‌های ذکر شده دارد، بعضی پژوهشگران روش‌های تلفیقی ابداع کرده و به‌کار گرفته‌اند که بر اساس اهداف پایش و داده‌ها و اطلاعات موجود، ترکیبی از رویکردهای قبلی است. برای مثال، می‌توان از روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره و یا نظریه اطلاعات برای تلفیق معیارها و عوامل مؤثر بر طراحی شبکه پایش که در روش‌های ساده‌تر و قدیمی‌تر مورد توجه قرار گرفته‌اند و ارزیابی اهمیت اطلاعات جدید در فرایند تصمیم‌گیری استفاده کرد و بر اساس مجموعه‌ای از عوامل تأثیرگذار به بازطراحی و انتخاب یک شبکه پایش بهینه اقدام

«پایش» فرآیندی نظارتی با طرحی علمی و پویا بر مبنای مشاهده، اندازه‌گیری، نمونه‌برداری و ارزیابی نتایج و ثبت آن می‌باشد. همچنین فرایند بهینه‌سازی، فرایند تصمیم‌گیری برای داشتن بهترین ترکیب در بین ایستگاه‌های موجود است. پایش بلندمدت بدون در نظر گرفتن بهینه‌سازی، سبب افزایش هزینه پایش می‌شود. از این‌رو طراحی شبکه پایش منابع آب باید بر اساس اهداف مشخص و از پیش معین باشد. در میان انواع شبکه پایش منابع آب، انواع شبکه‌های پایش آب زیرزمینی اهمیت به‌سزایی دارند و طراحی شبکه پایش کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی یک گام ضروری در تشریح وضعیت سفره آب زیرزمینی است. اطلاعات استخراج شده از یک شبکه پایش با طراحی صحیح باید نماینده‌ای قابل اعتماد از وضعیت کمی و کیفی آبخوان مورد مطالعه باشد (Pearson و همکاران، ۲۰۱۱؛ USGS، ۲۰۱۳).

شبکه اندازه‌گیری سطح آب زیرزمینی که بر مبنای چاه‌های مشاهده‌ای/پیرومتری حفاری شده در آبخوان‌ها استوار می‌شود، از مهمترین انواع پایش آب زیرزمینی به حساب می‌آید. این اطلاعات برای آگاهی از تغییرات ذخیره آبخوان‌ها، برآورد مؤلفه‌های بیلان آب، ارزیابی اثرات سیاست‌ها و تصمیمات گذشته بر منابع آب و در نهایت مدیریت پایای این منابع استفاده می‌شود. این شبکه در ۴۹۲ محدوده مطالعاتی کشور مشتمل بر ۶۶۸ آبخوان آبرفتی ایجاد شده است که شامل ۱۲۲۹۳ چاه مشاهده‌ای فعال می‌شود (شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۱۳۹۹). به‌منظور دستیابی به اهداف مدیریت منابع آب، بازطراحی و توسعه سامانه پایش در این آبخوان‌ها شامل تغییر موقعیت چاه‌ها، اضافه کردن چاه‌های جدید و بازبینی فاصله زمانی برداشت داده باید مد نظر برنامه‌ریزان قرار گیرد (گنجی خرم دل و همکاران، ۱۳۹۴).

بررسی مقالات و دستورالعمل‌های داخلی و بین‌المللی با موضوع طراحی/بازطراحی و ارزیابی وضعیت شبکه پایش سطح آب زیرزمینی بیانگر این موضوع است که سه رویکرد کلی برای رسیدن به اهداف مورد نظر پیشنهاد شده است: ۱- رویکرد تعیین «تراکم هدف» برای شبکه، ۲- رویکرد استفاده از ابزارهای آماری، زمین‌آمار و بهینه‌سازی و ۳- رویکرد هیدروژئولوژیکی (مدل مفهومی). در رویکرد تعیین «تراکم هدف» برای شبکه، ساده‌ترین روش این است که یک تراکم هدف برای شبکه پایش و سنجش (برای مثال یک چاه مشاهده‌ای در هر ۲۵ کیلومتر مربع) انتخاب و شبکه هدف طراحی شود (نشریه ۵۷۷ معاونت برنامه ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور، ۱۳۹۲ و نشریه ۶۶۵ معاونت برنامه ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور، ۱۳۹۳). در روشی دیگر، بر مبنای ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی آبخوان و خصوصیات منطقه (مانند تراکم چاه‌های بهره‌برداری) «تراکم هدف» ثابت نبوده و مقادیر مختلفی برای مناطق مختلف در نظر گرفته

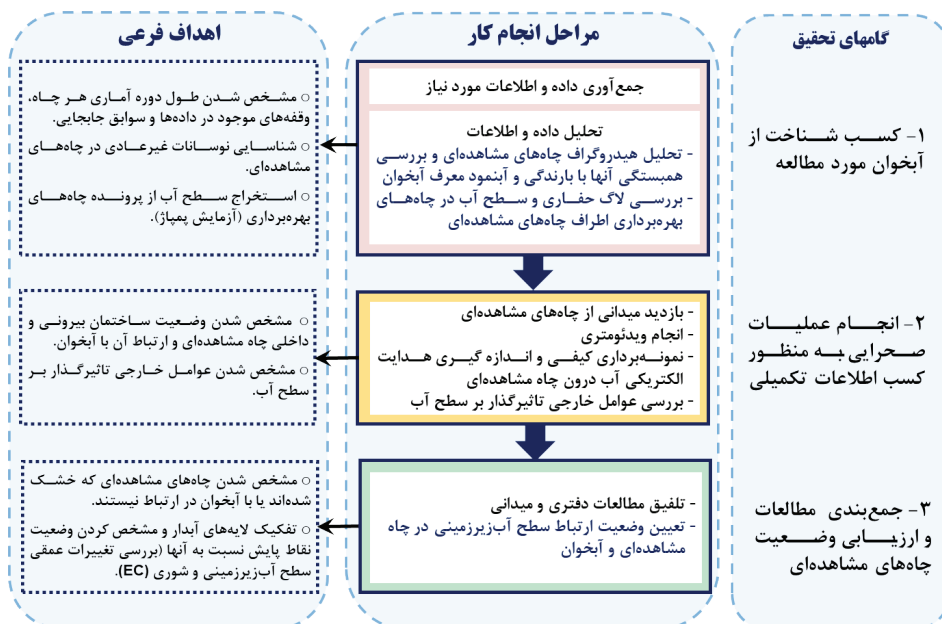
غود (Wu و همکاران، ۲۰۱۷؛ Ghorbani و همکاران، ۲۰۲۰). تعیین تعداد چاه‌های پایش، فراوانی‌های نمونه‌برداری، عوامل اقتصادی، خطای تخمین و غیره می‌توانند از جمله اهداف مورد نظر در به‌کارگیری روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاری باشد. از این روش بیشتر در زمینه طراحی/بازطراحی شبکه پایش کیفیت/آلودگی استفاده شده است (Bierkens، ۲۰۰۶؛ Farlin، ۲۰۱۹). همچنین یکی از رویکردهای تلفیقی، استفاده از نتایج مطالعات هیدروژئولوژیکی (مدل مفهومی) و یا مدل‌های ریاضی جریان آب‌زیرزمینی در کنار به‌کارگیری ابزارهای آماری و اقتصادی است که می‌تواند نتایج مفیدی را به همراه داشته باشد (Zhou و همکاران، ۲۰۱۳؛ Thakur، ۲۰۱۷). Zhou و همکاران (۲۰۱۳) از تلفیق نتایج مطالعات هیدروژئولوژیکی که به زون‌بندی آبخوان منتج شد و ابزارهای زمین‌آمار برای ارزیابی دقت شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی در آبخوان پکن (چین) و بهسازی آن استفاده کردند. در ایران، عمر بسیاری از چاه‌های مشاهده‌ای بیشتر از ۱۵ سال است. بیشتر با گذشت زمان، وضعیت آبخوان‌ها، کاربری اراضی و منابع و مصارف آب دچار دگرگونی می‌شوند. ضمن اینکه ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای/پیزومتری دارای طول عمر طولانی نیز ممکن است تخریب شده باشد یا منافذ اسکرین این چاه‌ها دچار گرفتگی شده باشد که در این صورت نیاز به احیای چاه وجود دارد (ASTM D۵۹۷۸، ۲۰۱۶). بنابراین نیاز است وضعیت هر چاه مشاهده‌ای/پیزومتری و کل شبکه از جوانب مختلف بررسی شود. در ایران دستورالعملی برای ارزیابی وضعیت چاه‌های مشاهده‌ای/پیزومتری و برنامه پایش وجود ندارد. در این راستا، در پژوهش حاضر، چارچوب جدیدی برای ارزیابی و بازطراحی شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی در کشور ارائه شده است که تلفیقی از رویکرد

مطالعات هیدروژئولوژیکی، عملیات میدانی و استفاده از ابزارهای آماری و زمین‌آمار است. بر اساس روش‌شناسی پیشنهادی، برای اولین بار در ایران چاه‌های مشاهده‌ای توسط ویدئومتری بررسی شده و وضعیت لایه‌های آبدار در محل هر چاه مشاهده‌ای بررسی خواهد شد. چارچوب ارائه شده برای ارزیابی و تحلیل وضعیت شبکه پایش سطح آب زیرزمینی آبخوان شیروان (استان خراسان شمالی) به‌کار گرفته شده است.

مواد و روش‌ها

• چارچوب توسعه داده شده

چارچوب ارائه شده در این پژوهش، تلفیقی از رویکرد مطالعات هیدروژئولوژیکی، عملیات میدانی و استفاده از ابزارهای آماری و زمین‌آمار برای ارزیابی و بازطراحی شبکه پایش سطح آب‌زیرزمینی است. در واقع در این چارچوب، ارزیابی‌ها در دو سطح انجام می‌شود. در سطح اول، وضعیت ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای، ارتباط با آبخوان و کارایی آنها در پایش سطح آب‌زیرزمینی بررسی می‌شود که موضوع این مقاله (بخش اول) بوده و گام‌های انجام کار در شکل (۱) ارائه شده است. سطح دیگر بررسی‌ها شامل ارزیابی عملکرد شبکه به‌عنوان یک «کل» است و بر اساس مدل‌های زمین‌آمار و روش احتمال پذیرش (شفیعی و همکاران، ۱۳۹۲) انجام می‌شود که نتیجه آن، تعداد و مکان مناسب چاه‌های مشاهده‌ای در مقایسه با شبکه پایش فعلی ارائه می‌شود. لازم به ذکر است مطالعات دربردارنده بررسی‌های زمین‌آماري باتوجه‌به پیچیدگی روش و حجم زیاد مطالب در مقاله‌ای جدا (به‌عنوان بخش دوم این مقاله) ارائه خواهد شد.



شکل ۱- گام‌های ارزیابی وضعیت چاه‌های مشاهده‌ای حفر شده در یک آبخوان آبرفتی

۱- بررسی مشخصات، سوابق و ارزیابی داده‌های بلندمدت چاه‌های مشاهده‌ای و تحلیل نوسانات سطح آب‌زیرزمینی

در این مرحله در ابتدا بر اساس مطالعات قبلی، خصوصیات کلی آبخوان (ها) بررسی شد تا نوع آبخوان، تغییرات مکانی خصوصیات هیدرولیکی و وضعیت منابع و مصارف مشخص شود و شناخت کلی از هیدروژئولوژی منطقه حاصل شود. علاوه بر آن، لاگ حفاری چاه‌های بهره‌برداری و اکتشافی اطراف چاه‌های مشاهده‌ای و اطلاعات سطح آب در خاتمه حفاری و آزمایش پمپاژ پله‌ای از پرونده چاه‌های بهره‌برداری استخراج شد. با استفاده از این داده‌ها و اطلاعات، لایه‌بندی آبخوان و احتمال وجود سامانه چند آبخوانه بررسی می‌شود (تهیه مدل مفهومی).

همچنین در این گام، شبکه چاه‌های مشاهده‌ای به‌لحاظ تعداد، سوابق تغییرات و داده‌های سطح آب مورد بررسی و مطالعه قرار می‌گیرد. طی این مرحله در ابتدا مشخصات عمومی چاه‌های مشاهده‌ای شامل موقعیت جغرافیایی، تاریخ حفر چاه، تراز سطح زمین در محل چاه، جابه‌جایی چاه و تغییرات شبکه تیسن بررسی می‌شود. سپس تغییرات سطح آب در چاه‌های مشاهده‌ای بر اساس داده‌های بلندمدت مطالعه شده و آبنمود سطح آب در هر چاه ترسیم شده تا همبستگی آن با بارندگی و آبنمود معرف آبخوان بررسی شود. در این مرحله نوسانات غیرعادی چاه‌های مشاهده‌ای شناسایی شد تا بررسی‌های بیشتر در مراحل بعدی انجام شود.

۲- بررسی‌های میدانی و انجام عملیات ویدئومتری در چاه‌های مشاهده‌ای

ویدئومتری عبارت از مشاهده ساختمان داخلی چاه از وضعیت فیزیکی لوله جدار (در چاه‌های لوله‌گذاری شده) و وضعیت لایه‌های آبخوان (آبرفتی و کارستی) در چاه‌های لوله‌گذاری نشده است. چنانچه ویدئومتر مجهز به سوندهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی، دما، pH و غیره باشد، می‌توان به مؤلفه‌های فیزیکی و شیمیایی آب نیز پی برد. در واقع ویدئومتری یک عمل چاه‌پیمایی است که خروجی آن را می‌توان به‌صورت فیلم و عکس مشاهده کرد. در این تحقیق، برای اولین بار در ایران عملیات میدانی شامل ویدئومتری و نمونه‌برداری و اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) از آب داخل چاه‌های مشاهده‌ای انجام شده است. طی این عملیات وضعیت باز و بسته بودن لوله مشبک (اسکرین)، عمق شروع اسکرین، از شکل افتادگی و پارگی لوله جدار، کج شدگی و انحراف لوله جدار، پوسیدگی، میکروارگانیزم‌ها، خوردگی لوله جدار، عمق آب و عمق نهایی چاه بررسی می‌شود. باتوجه‌به قطر کم چاه‌های مشاهده‌ای، تجهیزات مخصوص این کار توسط شرکت فنی و مهندسی بارثاوا زمین کاوش طراحی و ساخته شد. این دستگاه امکان تصویربرداری هم‌زمان با پنج دوربین، قابلیت تنظیم سرعت حرکت دوربین و تصویربرداری در لوله با قطر شش اینچ را دارد.

همچنین در بازدیدهای میدانی، عوارض سطحی تأثیرگذار بر سطح آب آنها مانند استخرهای ذخیره آب و یا آب‌های سطحی نیز بررسی شد و هدایت الکتریکی (EC) در چاه‌های بهره‌برداری اطراف چاه‌های مشاهده‌ای نیز اندازه‌گیری شد.

۳- تلفیق اطلاعات میدانی و مدل مفهومی

در گام سوم، با تلفیق اطلاعات هیدروژئولوژیکی و میدانی، مبانی بازطراحی شبکه شامل موارد ذیل بررسی شد:

۱- از بررسی‌های مربوط به ژئوفیزیک، لاگ‌های حفاری، سطح آب و کیفیت آب چاه‌های بهره‌برداری و مشاهده‌ای مشخص می‌شود که آیا هر چاه مشاهده‌ای نماینده آبخوان اطراف خود می‌باشد؟ (آیا بیشتر از یک لایه آبدار وجود دارد؟).

۲- آیا عامل محلی مانند تغذیه مصنوعی یا ورود آب سطحی به چاه مشاهده‌ای بر نوسانات سطح آب تأثیرگذار است؟

۳- عمق نهایی و وضعیت اسکرین چاه مشاهده‌ای از نظر سالم بودن و گرفتگی منافذ چگونه است و آیا اجسام خارجی داخل چاه مشاهده‌ای وجود دارد؟

۴- عمر مفید چاه‌های مشاهده‌ای باتوجه‌به افت سطح آب چقدر است و کدام چاه‌ها نیاز به احیا و یا جابه‌جایی دارند.

• منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی قوچان-شیروان در حوضه آبریز درجه دو اترک و جنوب شرق استان خراسان شمالی واقع شده است (شکل ۳). به‌لحاظ اقلیم، بر اساس روش دومارتن آب‌وهوای حاکم بر این محدوده نیمه‌خشک بوده و زمستان‌های سرد و طولانی و تابستان‌های معتدل دارد (شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی، ۱۳۹۵). این محدوده مطالعاتی دارای دو آبخوان آبرفتی به نام‌های «شیروان» و «قوچان- فاروج» می‌باشد. مساحت آبخوان آبرفتی شیروان که منطقه مورد مطالعه در این پژوهش می‌باشد برابر ۱۸۶/۴ کیلومتر مربع است.

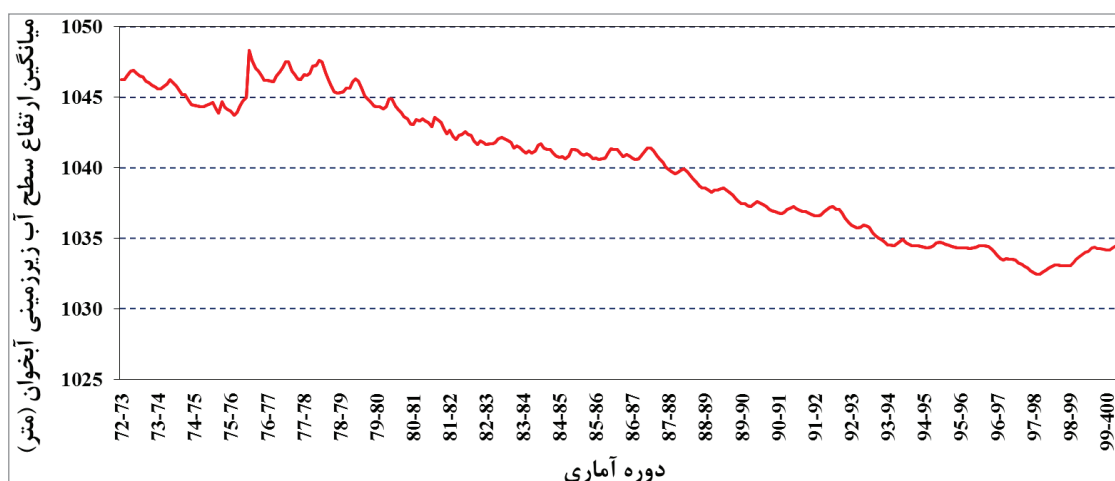
در این آبخوان آبرفتی که یک لایه و از نوع آزاد معرفی شده است، ۲۹۷ حلقه چاه با برداشتی در حدود ۴۱/۸۵ میلیون متر مکعب در سال و شش رشته قنات با تخلیه در حدود یک میلیون متر مکعب وجود دارد (شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی، ۱۳۹۵). همچنین در این آبخوان، ۱۷ حلقه چاه مشاهده‌ای فعال است که موقعیت آنها در شکل (۲) نمایش داده شده است. بر اساس داده‌های ثبت شده در این چاه‌های مشاهده‌ای، سطح آب‌زیرزمینی به‌طور میانگین در حدود ۹ متر در ۲۰ سال گذشته پایین رفته است (شکل ۳). همچنین، به‌طور کلی عمق سطح آب‌زیرزمینی از سمت نواحی میانی آبخوان به سمت نواحی شمال غربی و جنوب شرقی افزایش می‌یابد. بیشترین عمق آب‌زیرزمینی در حوالی چاه مشاهده‌ای مزرعه کال (۱۰۱/۴۵ متر) و کمترین عمق در حوالی چاه

مناطق مرکزی می‌باشد. بیشترین و کمترین مقدار تراز آب زیرزمینی به ترتیب در چاه‌های مشاهده‌ای شمال شرق الله‌آباد (۱۱۰۴/۶۲ متر) و مزرعه کال (۱۰۰۱/۲۳ متر) ثبت شده است.

مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند (۶ متر) مشاهده شده است (ثبت شده در اسفندماه ۱۳۹۹). تراز سطح آب زیرزمینی نشان می‌دهد، جهت کلی جریان از نواحی شمالی (حاشیه ارتفاعات) به سمت



شکل ۲- موقعیت جغرافیایی محدوده مطالعاتی شیروان - قوچان و شبکه پایش سطح آب زیرزمینی در آبخوان آبرفتی شیروان



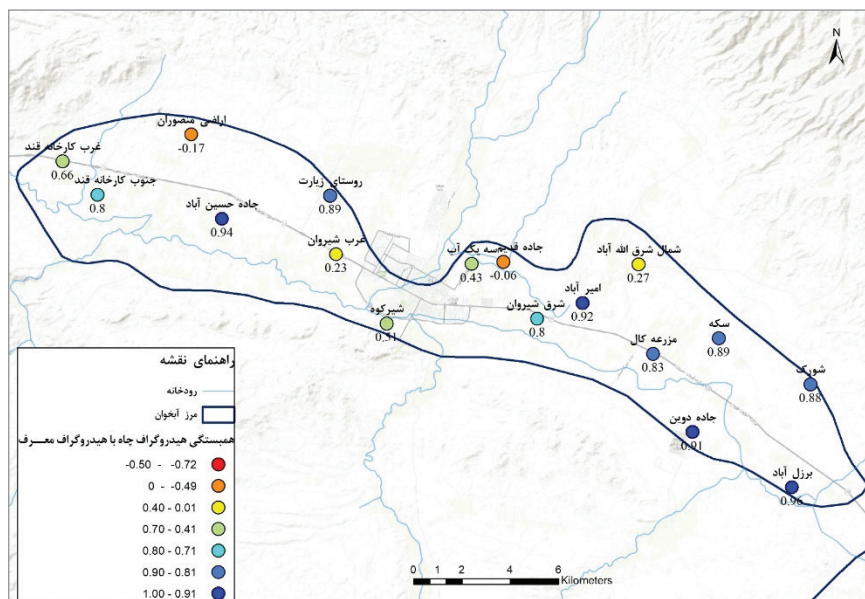
شکل ۳- آبنمود معرف طولانی‌مدت آبخوان آبرفتی شیروان

پایینی با آبنمود معرف (کمتر از ۵۰ درصد) دارند که نشان دهنده رفتار متفاوت آنها با اکثریت چاه‌های مشاهده‌ای (میانگین آبخوان) می‌باشد. بررسی‌ها نشان داد، رفتار متفاوت این چاه‌ها به دلیل عدم ارتباط با آبخوان یا وجود عوامل محلی نبوده بلکه آنها در محل‌های تغذیه آبخوان (نواحی شمالی) در نزدیکی ارتفاعات قرار گرفته‌اند و بین این چاه‌ها با یکدیگر همبستگی وجود دارد (شکل ۴).

نتایج و بحث

• بررسی‌های هیدروژئولوژیکی

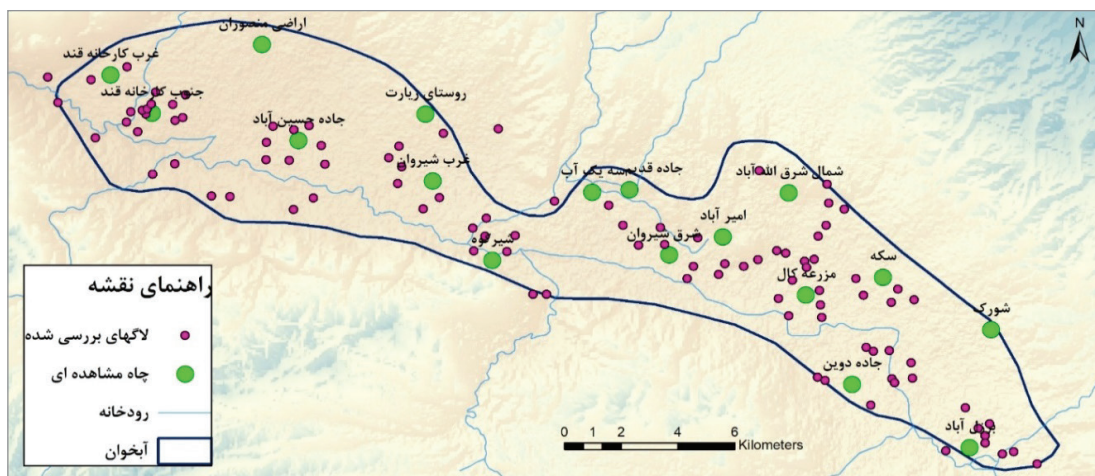
تغییرات سطح آب در چاه‌های مشاهده‌ای بر اساس داده‌های بلندمدت و همبستگی آن با بارش و آبنمود معرف آبخوان بررسی شد (شکل ۴). نتایج نشان داد پنج چاه مشاهده‌ای همبستگی



شکل ۴- همبستگی آب‌نمود چاه‌های مشاهده‌ای با آب‌نمود معرف آبخوان شیروان

بهره‌برداری با فاصله کمتر از ۱۰۰۰ متر از چاه مشاهده‌ای «جنوب کارخانه قند» چندین عمق آب (بین یک تا ۴۵ متر) ثبت شده است. همچنین لاگ‌های حفاری موجود، در این ناحیه از آبخوان، تناوب لایه‌های رسی با لایه‌های درشت دانه‌تر را نشان می‌دهند که می‌تواند عامل وجود سطح آب متفاوت در چاه‌های با عمق مختلف باشد. در نتیجه این چاه مشاهده‌ای نماینده آبخوان نبوده و در صورتی که برای شبکه اهمیت دارد باید دوباره حفر شود.

در گام بعدی، لاگ حفاری و آزمایش پمپاژ پله‌ای ۱۳۰ چاه بهره‌برداری در اطراف چاه‌های مشاهده‌ای از پرونده آنها استخراج شد (شکل ۵). اطلاعات سطح آب زیرزمینی در خاتمه حفاری و در هنگام آزمایش پمپاژ پله‌ای با در نظر گرفتن تاریخ ثبت داده با سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای مقایسه شد. بررسی‌ها نشان داد تناقضی بین سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای و چاه‌های بهره‌برداری به جز در اطراف چاه مشاهده‌ای «جنوب کارخانه قند» مشاهده نمی‌شود. در چاه‌های

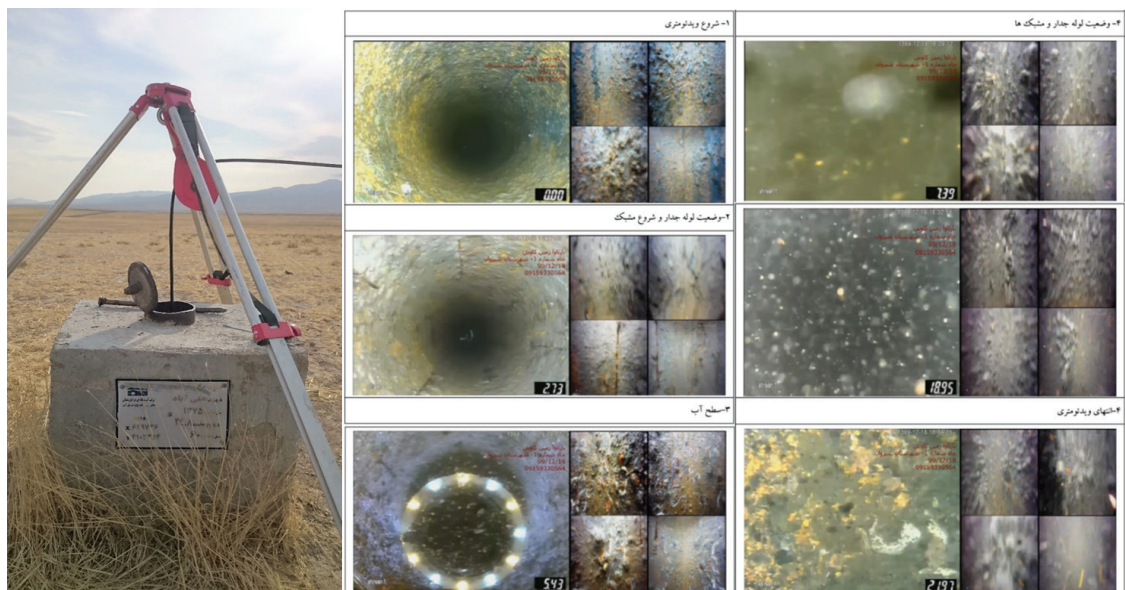


شکل ۵- موقعیت لاگ حفاری چاه‌های بهره‌برداری بررسی شده در آبخوان شیروان

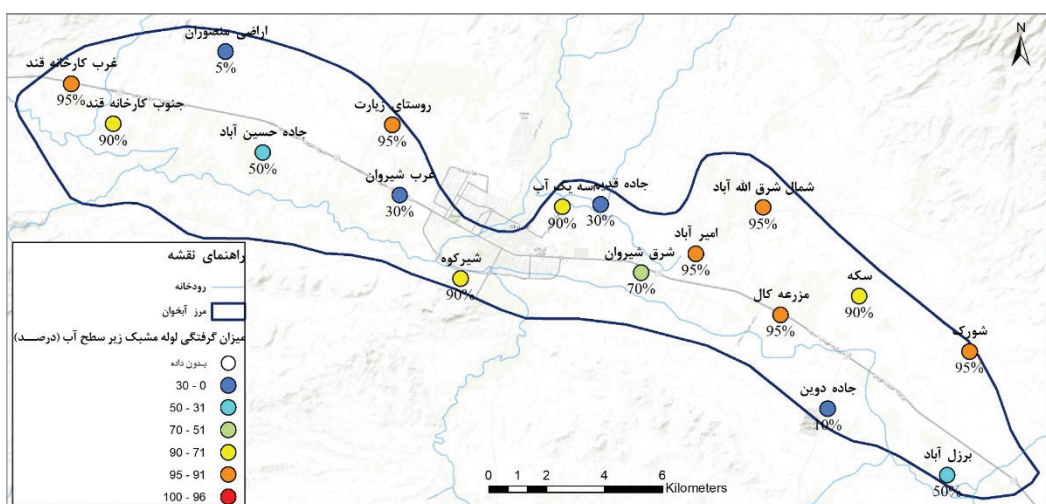
جمله غرب کارخانه قند، غرب شیروان، روستای زیارت و امیرآباد به دلیل رسوبات، گرفتگی قابل توجه منافذ لوله مشبک دارند (شکل ۷). طول ستون آب در چاه‌های مشاهده‌ای غرب کارخانه قند، غرب شیروان و جاده حسین آباد کمتر از پنج متر است که با افت سطح آب در معرض خطر خشک شدن قرار دارند (شکل ۸).

نتایج ویدئومتری در ۱۷ حلقه چاه مشاهده‌ای آبخوان آبرفتی دشت شیروان نشان داد، لوله جدار و اسکرین در همه چاه‌های مشاهده‌ای کج شدگی و انحراف نداشته است و جسم خارجی در آنها وجود ندارد (شکل ۶). اما بعضی چاه‌های مشاهده‌ای از

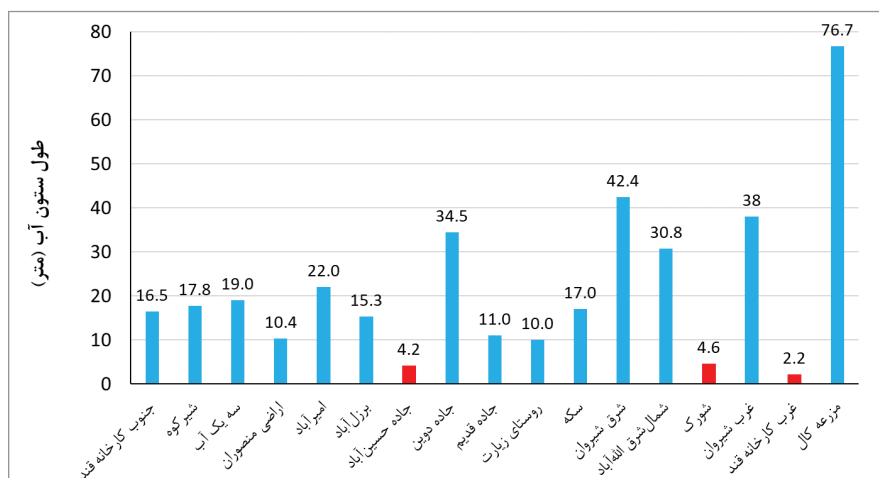
• بررسی‌های میدانی



شکل ۶- نمونه تصویر حاصل از ویدئومتری در چاه‌های مشاهده‌ای آبخوان شیروان



شکل ۷- میزان گرفتگی اسکرین در چاه‌های مشاهده‌ای آبخوان شیروان تعیین شده توسط با ویدئومتری



شکل ۸- طول ستون آب در چاه‌های مشاهده‌ای آبخوان شیروان تعیین شده توسط ویدئومتری

• تلفیق نتایج

تلفیق بررسی‌های هیدروژئولوژیکی و میدانی نشان داد به جز در حوالی چاه مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند، آبخوان چندلایه نبوده و بین چاه‌های مشاهده‌ای و آبخوان ارتباط برقرار است. بررسی هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده در چاه مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند نشان داد تفاوت زیادی بین مقدار EC آب این چاه مشاهده‌ای و چاه‌های بهره‌برداری اطراف وجود دارد (شکل ۹). این موضوع در کنار بررسی سطح آب و لاگ حفاری چاه‌های بهره‌برداری نشان می‌دهد، آبخوان در این ناحیه مطبق بوده و وجود لایه‌های رسی نزدیک به سطح زمین باعث شده یک سطح آب با عمق کم (بین ۴ تا ۵ متر) مشاهده شود. سطح آب با عمق بیشتر در بعضی چاه‌ها مشاهده شده است (۳۵ تا ۴۵ متر). لازم به ذکر است، عمق چاه مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند ۲۲ متر و چاه‌های بهره‌برداری اطراف بین ۱۳۰ تا ۲۱۰ متر متغیر است (به‌طور متوسط ۱۶۵ متر). در نتیجه در بعضی مناطقی که آبخوان مطبق دارند، عمق کم چاه‌های مشاهده‌ای نسبت به ضخامت آبرفت باعث می‌شود چاه مشاهده‌ای نماینده آبخوان نباشد و منشا خطا در تحلیل‌های هیدروژئولوژیکی شود. بر اساس یافته‌های این تحقیق، وضعیت چاه‌های مشاهده‌ای در دشت شیروان و اقدامات لازم برای چاه‌های مشاهده‌ای مطابق جدول (۱) پیشنهاد شد.

جدول ۱- اقدامات اصلاحی لازم برای چاه‌های مشاهده‌ای آبخوان آبرفتی شیروان

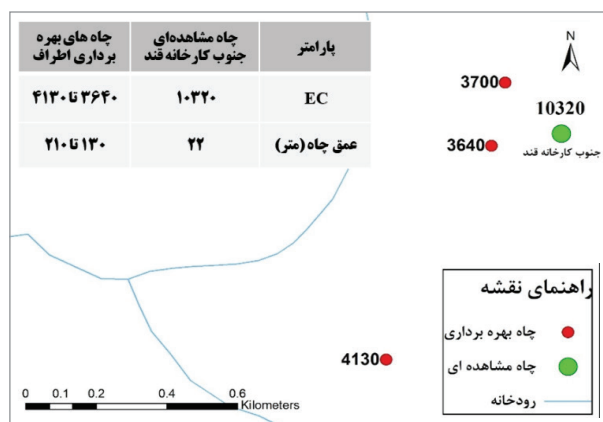
اقدام اصلاحی لازم	نام چاه مشاهده‌ای	X	Y
بدون نیاز به اقدام اصلاحی	شرق شیروان	۵۸۷۱۳۴	۴۱۳۸۲۸۸
	جاده قدیم	۵۸۵۷۳۹	۴۱۴۰۶۴۴
	اراضی منصوران	۵۷۲۸۰۸	۴۱۴۵۹۱۲
	جاده دوین	۵۹۳۵۶۶	۴۱۳۳۵۹۱
	غرب شیروان	۵۷۸۸۱۱	۴۱۴۰۹۵۷
	برزل‌آباد	۵۹۷۶۹۴	۴۱۳۱۳۰۲
پاکسازی اسکرین	سکه	۵۹۴۶۵۵	۴۱۳۷۴۷۶
	شمال شرقی الله‌آباد	۵۹۱۳۳۹	۴۱۴۰۵۳۲
	امیرآباد	۵۸۹۰۱۹	۴۱۳۸۹۳۷
	مزرعه کال	۵۹۱۹۴۴	۴۱۳۶۸۳۳
	شیرکوه	۵۸۰۹۰۶	۴۱۳۸۰۸۳
	روستای زیارت	۵۷۸۵۵۷	۴۱۴۳۳۸۳
نوکنی در صورت خشک شدن	جاده حسین‌آباد	۵۷۴۰۸۸	۴۱۴۲۴۲۵
	غرب کارخانه قند	۵۶۷۴۷۹	۴۱۴۴۸۰۳
جابجایی با چاه جدید	سه یک آب	۵۸۴۴۱۸	۴۱۴۰۵۵۱
	شورک	۵۹۸۴۶۱	۴۱۳۵۵۷۱
نیاز به نوکنی در حال حاضر	جنوب کارخانه قند	۵۶۸۹۳۱	۴۱۴۳۴۱۵

نتیجه‌گیری

در این مطالعه باتوجه به نیاز برای ارزیابی وضعیت چاه‌های مشاهده‌ای/پیزومتری و شبکه پایش سطح آب زیرزمینی یک چارچوب جامع توسعه پیدا کرد. این چارچوب، اطلاعات ذیل را در اختیار قرار می‌دهد:

۱- ارزیابی ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای با عملیات ویدئومتری با هدف تعیین عمق چاه، سالم بودن لوله جدار و میزان گرفتگی قسمت مشبک چاه.

۲- اندازه‌گیری هدایت الکتریکی در چاه‌های مشاهده‌ای و چاه‌های بهره‌برداری اطراف آنها و انجام مطالعات هیدروژئولوژیکی برای بررسی ارتباط چاه‌های مشاهده‌ای با آبخوان.



شکل ۹- هدایت الکتریکی (EC) در چاه مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند و چاه‌های بهره‌برداری اطراف آن

نتایج این پژوهش نشان داد، وضعیت چاه‌های مشاهده‌ای موجود در یک آبخوان باید از چند جهت ارزیابی شود. از جهتی لازم است وضعیت ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای با هدف بررسی سلامت لوله جدار و میزان گرفتگی اسکرین چاه توسط ویدئومتری بررسی شود. همچنین از جمله چالش‌هایی که در پایش سطح آب آبخوان‌ها می‌تواند وجود داشته باشد، پیچیده بودن هیدروژئولوژی آبخوان و وجود بیش از یک سطح آب (تغییرات عمودی سطح آب) در مناطقی از آبخوان‌ها است، که

بر اساس چارچوب مذکور شبکه پایش سطح آب زیرزمینی آبخوان شیروان بررسی شد و مشخص شد چاه مشاهده‌ای جنوب کارخانه قند نماینده آبخوان نیست. همچنین مشخص شد، طول ستون آب در چاه‌های جاده حسین‌آباد، غرب شیروان و غرب کارخانه قند کمتر از پنج متر می‌باشد. با ادامه خشکسالی‌ها و ایجاد روند نزولی در سطح آب آنها، امکان خشک شدن این چاه‌ها وجود دارد. گرفتگی اسکرین در بعضی از چاه‌ها مانند روستای زیارت، غرب شیروان و غرب کارخانه قند بسیار زیاد و نگران کننده می‌باشد. کسب اطلاعات از وضعیت ساختمان چاه‌های مشاهده‌ای از طریق ویدئومتری که برای اولین بار در کشور انجام گرفت، امکان تعیین برنامه زمانی احیا و جابه‌جایی چاه‌های مشاهده‌ای در سال‌های آینده و تامین بودجه مورد نیاز این فعالیت‌ها امکان‌پذیر می‌کند. این برنامه باعث هدفمند شدن هزینه‌های نگهداری و توسعه شبکه پایش سطح آب زیرزمینی به‌عنوان یکی از وظایف دفاتر مطالعات پایه شرکت‌های آب منطقه‌ای می‌شود.

تشکر

این پژوهش با سفارش و حمایت مالی شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی (دفتر مطالعات پایه منابع آب) در راستای حل مسائل و چالش‌های کشور در زمینه داده و اطلاعات پایه منابع آب انجام گرفته است. به‌این‌وسیله از حسن توجه و اعتماد آن شرکت قدردانی می‌شود. همچنین از پشتیبانی و همیاری شرکت مهندسين مشاور تاوآب توسعه فلات شرق در انجام این پژوهش، سپاسگزاری می‌شود.

منابع

- نشریه شماره ۵۷۷- دستورالعمل تعیین محل و نظارت بر حفر چاه‌های آب در آبرفت و سازندهای سخت و تهیه گزارش حفاری (چاه‌های بهره‌برداری اکتشافی، پیرومترها و مشاهده‌ای)، تهران.
- معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور. ۱۳۹۳. نشریه شماره ۶۶۵- دستورالعمل رفتارسنجی کمی آب‌های زیرزمینی، تهران.
- ASTM D5978/D5978M-16 2016. Standard Guide for Maintenance and Rehabilitation of Groundwater Monitoring Wells. ASTM International. West Conshohocken, United States.
- Bhat S., Motz L.H. and Pathak, C. 2015. Geostatistics-based groundwater-level monitoring network design and its application to the Upper Floridan aquifer, USA. Environ. Monit. Assess, 187: 4183. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-4183-x>.
- Bierkens M.F.P. 2006. Designing a monitoring network for detecting groundwater pollution with stochastic simulation and a cost model. Stoch Environ Res Ris Assess, 20: 335–351.
- Farlin J., Galle T., Pittois D., Bayerle M. and Schaul T. 2019. Groundwater quality monitoring network design and optimisation based on measured contaminant concentration and taking solute transit time into account, Journal of Hydrology, 573: 516-523.
- Ghorbani M., Liltved H., Reza Nikoo M., Hindar A. and Meland, S. 2020. Assessing optimal water quality monitoring network in road construction using integrated information-theoretic techniques. Journal of Hydrology, 589: 125366.
- Izady A, Davary K, Alizadeh A, Ziaei A.N., Alipoor A., Joodavi A. and Brusseau M.L. 2014. A framework toward developing a groundwater conceptual model. Arabian Journal of Geosciences, 7(9): 3611-3631.
- Loáiciga H., Charbeneau R.J., Everett L.G., Fogg G.E., Hobbs B.F. and Rouhani, S. 1992. Review of ground-water quality monitoring network design. Journal of Hydraulic Engineering, 118(1): 11–37.
- Manzione R.L., Wendland E. and Tanikawa D.H. 2012. Stochastic simulation of timeseries models combined with geostatistics to predict water-table scenarios in a Guarani Aquifer System outcrop area, نشریه شماره ۵۷۷- دستورالعمل تعیین محل و نظارت بر حفر چاه‌های آب در آبرفت و سازندهای سخت و تهیه گزارش حفاری (چاه‌های بهره‌برداری اکتشافی، پیرومترها و مشاهده‌ای)، تهران.
- معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور. ۱۳۹۳. نشریه شماره ۶۶۵- دستورالعمل رفتارسنجی کمی آب‌های زیرزمینی، تهران.
- ASTM D5978/D5978M-16 2016. Standard Guide for Maintenance and Rehabilitation of Groundwater Monitoring Wells. ASTM International. West Conshohocken, United States.
- Bhat S., Motz L.H. and Pathak, C. 2015. Geostatistics-based groundwater-level monitoring network design and its application to the Upper Floridan aquifer, USA. Environ. Monit. Assess, 187: 4183. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-4183-x>.
- Bierkens M.F.P. 2006. Designing a monitoring network for detecting groundwater pollution with stochastic simulation and a cost model. Stoch Environ Res Ris Assess, 20: 335–351.
- Farlin J., Galle T., Pittois D., Bayerle M. and Schaul T. 2019. Groundwater quality monitoring network design and optimisation based on measured contaminant concentration and taking solute transit time into account, Journal of Hydrology, 573: 516-523.
- Ghorbani M., Liltved H., Reza Nikoo M., Hindar A. and Meland, S. 2020. Assessing optimal water quality monitoring network in road construction using integrated information-theoretic techniques. Journal of Hydrology, 589: 125366.
- Izady A, Davary K, Alizadeh A, Ziaei A.N., Alipoor A., Joodavi A. and Brusseau M.L. 2014. A framework toward developing a groundwater conceptual model. Arabian Journal of Geosciences, 7(9): 3611-3631.
- Loáiciga H., Charbeneau R.J., Everett L.G., Fogg G.E., Hobbs B.F. and Rouhani, S. 1992. Review of ground-water quality monitoring network design. Journal of Hydraulic Engineering, 118(1): 11–37.
- Manzione R.L., Wendland E. and Tanikawa D.H. 2012. Stochastic simulation of timeseries models combined with geostatistics to predict water-table scenarios in a Guarani Aquifer System outcrop area, نشریه شماره ۵۷۷- دستورالعمل تعیین محل و نظارت بر حفر چاه‌های آب در آبرفت و سازندهای سخت و تهیه گزارش حفاری (چاه‌های بهره‌برداری اکتشافی، پیرومترها و مشاهده‌ای)، تهران.
- معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور. ۱۳۹۳. نشریه شماره ۶۶۵- دستورالعمل رفتارسنجی کمی آب‌های زیرزمینی، تهران.
- شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی. ۱۳۹۵. گزارش تمديد ممنوعيت دشت قوچان-شیروان.
- شرکت مدیریت منابع آب ایران. ۱۳۹۹. خلاصه وضعیت سطح آب زیرزمینی و حجم مخزن آبخوان‌های آبرفتی کشور- منتهی به سال آبی ۱۳۹۸-۹۹، دفتر مطالعات پایه منابع آب، تهران.
- شفیعی، م.، قهرمان، ب. و ثقفیان، ب. ۱۳۹۲. ارزیابی و بهینه‌یابی شبکه ایستگاه‌های باران‌سنجی بر مبنای روش کریجینگ احتمالی (مطالعه‌ی موردی: حوضه‌ی گرگانرود)، تحقیقات منابع آب ایران، ۹(۲): ۹-۱۸.
- گنجی خرم دل، ن.، کیخایی، ف. و مردیان، م. ۱۳۹۴. طراحی و توسعه شبکه پایش سطح آب زیرزمینی با استفاده از زمین‌آمار و روش‌های آماری در دشت اراک. مجله ژئوفیزیک ایران، ۹(۳): ۱۷-۲۹.
- معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور. ۱۳۹۲.

- ter Monitoring in the United States. USGS Office of Water Information, Reston.
- Van Lanen H.A. 1998. Monitoring for groundwater management in (semi)-arid regions. Unesco.
- Varouchakis E.A., and Hristopulos D.T. 2013. Comparison of stochastic and deterministic methods for mapping groundwater level spatial variability in sparsely monitored basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(1): 1–19.
- Wu S.C., Ke K.Y., Lin H.T. and Tan Y.C. 2017. Optimization of Groundwater Quality Monitoring Network Using Risk Assessment and Geostatistic Approach. *Water Resources Management*, 31: 515–530.
- Zhou Y., Dong D., Liu J. and Li W. 2013. Upgrading a regional groundwater level monitoring network for Beijing Plain, China. *Geoscience Frontiers*, 4(1): 127–138.
- Brazil. *Hydrogeology Journal*, 20 (7): 1239–1249.
- Pearson S., Falteisek J. and Berg J. 2011. Minnesota Groundwater Level Monitoring Network- Guidance Document for Network Development. Minnesota, United States.
- Ran Y., Li X., Lu X. and Lian, Y. 2015. Optimal selection of groundwater-level monitoring sites in the Zhangye Basin. Northwest China. *Journal of Hydrology*, 525: 209– 215.
- International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC) 2008. Guideline on Groundwater monitoring for general reference purposes (Report nr. GP 2008-1), Utrecht, Netherlands.
- Thakur J.K. 2017. Hydrogeological modeling for improving groundwater monitoring network and strategies. *Applied Water Science*, 7: 3223–3240.
- USGS 2013. A National Framework for Ground-Wa-

Article Type: Technical paper

نوع مقاله: فنی و ترویجی

Modification of Green Space Planting Pattern Based on the Principles of Xeriscaping to Reduce Water Consumption in Metropolitan Areas

L. Jahangiri^{1*}, M.R. Mehrabanigolzar², M.M. Zarabi³

1,2-MSc of Landscape Architecture & Assistant Professor, Department of Architecture, Faculty of Architecture and Urban Planning, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran. 3- Associate Professor, Department of Horticultural Sciences, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran.

* (Corresponding Author Email: s978175005@edu.ikiu.ac.ir)

Received: 11-12-2021

Revised: 28-03-2022

Accepted: 31-03-2022

Available Online: 21-09-2022

اصلاح الگوی کاشت فضای سبز مبتنی بر اصول منظرپردازی کم آب با هدف کاهش مصرف آب در کلان شهرها

لیلا جهانگیری^{۱*}، محمدرضا مهربانی گلزار^۲، محمدمهدی ضرابی^۳

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته کارشناس ارشد معماری منظر و استادیار، گروه معماری، دانشکده معماری و شهرسازی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران. ۳- دانشیار، گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران.

* (نویسنده مسئول، E-Mail: s978175005@edu.ikiu.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۱/۰۸

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۹/۲۰

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۱۱

Abstract

Water scarcity has been one of the biggest problems in human life for several decades. , Therefore, planning and managing water consumption is essential to minimize the problem of drought. However, without considering the issues, principles, and patterns suitable for the climate of each region, designing urban green spaces would be inefficient. One of the first views created based on sustainable principles is xeriscaping. In recent decades, experts, especially landscape architects have shown interest in xeriscaping, an old approach with a new name, to recover the environmental components of urban landscapes in the face of reducing water consumption and drought. In this regard, this research has sought to find solutions and strategies for xeriscaping and its effectiveness in reducing water consumption using analytical-descriptive methods and an intensive review of the theoretical literature on xeriscaping indicators. For this purpose, first, the literature on the characteristics of xeriscaping was reviewed, then three successful global projects were scrutinized to extract the drought-resistant solutions and measures. Finally, Several responsive measures have been presented to reduce water consumption. The results of this study show that xeriscaping as a suitable strategy can be an alternative to high water-using landscaping.

Keywords: Xeriscaping, Reducing Water Consumption, Drought, Urban Green Spaces, Planning.

چکیده

پدیده کم آبی به عنوان یکی از بزرگترین مشکلات زندگی بشر از چندین دهه گذشته است. بنابراین برنامه ریزی و مدیریت مصرف آب برای به حداقل رساندن مسئله خشکسالی، امری ضروری است. طراحی فضاهای سبز شهری بدون توجه به مسائل، ضوابط، معیارها و الگوهای مناسب جهت همخوانی با اقلیم هر منطقه میسر نیست. یکی از اولین دیدگاه هایی که با رسمیت دادن اصول و مبانی به وجود آمد، منظرپردازی کم آب است. منظرپردازی کم آب به عنوان رویکردی قدیمی با نامی نوین، در دهه های اخیر جهت بازیابی مولفه های محیطی مناظر شهری در مواجهه با کاهش مصرف آب و خشکسالی مورد توجه متخصصین به ویژه معماران منظر قرار گرفته است. در این راستا این پژوهش در پی دستیابی به راهکارها و راهبردهای منظرپردازی کم آب و میزان موثر بودن آن بر کاهش مصرف آب با استفاده از روش تحلیلی-توصیفی و با مرور فشرده ادبیات نظری شاخص های منظرپردازی کم آب بوده است. در این پژوهش با بررسی سه پروژه موفق جهانی و استخراج راهکارها و اقدامات مورد استفاده، چندین اقدام پاسخگو در راستای کاهش مصرف آب ارائه شده است. آنچه از نتایج پروژه به دست آمده، این است که منظرپردازی کم آب می تواند به عنوان یک راهکار مناسب برای جایگزینی مناظر پرمصرف آب باشد.

واژه های کلیدی: منظرپردازی کم آب، کاهش مصرف آب، خشکسالی، فضاهای سبز شهری، برنامه ریزی.

چهارساله به تأثیر روش‌های نوین آبیاری فضاهای سبز در سطوح وسیع پرداخته شده است (Wright Water Engineers, Inc). در مقاله "تأثیر برنامه‌ی حفاظت آب بر روی کیفیت چمن‌های شهری" که در سال ۱۹۸۰ توسط وینج و فلیک نوشته شده، مطالعاتی در حوزه میزان مصرف آب چمن‌های شهری، مصرف بیش از اندازه مصرف آب چمن‌های شهری و اهمیت آموزش در جهت ارتقا کیفیت چمن‌ها و کاهش مصرف آب، بررسی شده است (Winji و Flack, ۱۹۸۶). در ایران نیز کتاب "باغبانی در مناطق کم‌آب به زبان ساده" اصول هفتگانه منظرپردازی کم‌آب و گیاهان مناسب برای طراحی مناظر در مناطق خشک را ارائه کرده است (خویلو، ۱۳۸۹). امیری (۱۳۸۹) مطالعه‌ای را با هدف بررسی اثر مالچ چوبی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و عملکرد آن بر گیاهان آহার و شاپسند ارائه کرده است. کافی (۱۳۹۳) با مقایسه اصول منظرپردازی کم‌آب و باغ‌سازی ایرانی به قدمت دیرینه استفاده از این اصول در فرهنگ و شیوه زندگی ایرانیان پرداخته است. حیدری اصل و معروفی (۱۳۹۵) نیز مروری بر اصول هفتگانه منظرپردازی کم‌آب داشته‌اند.

به طور کلی پیشینه تحقیق نشان داد که تحقیقات بر شرح اصول هفتگانه منظرپردازی کم‌آب و میزان مصرف آب گیاهان و تأثیر آن‌ها پرداخته شده است، اما در هیچ‌کدام از پژوهش‌های نام برده، بر روی میزان تأثیر این رویکرد و اقدامات موثر و راستی آزمایی این رویکرد پرداخته نشده است. این پژوهش، در پی یافتن پاسخ این پرسش‌هاست که آیا رویکرد منظرپردازی کم‌آب جایگزین مناسب در برابر مناظر سنتی در راستای مدیریت مصرف آب است؟ این رویکرد چگونه می‌تواند یک منظر سنتی را به یک منظر سبز و کارآمد به مصرف کم‌آب تبدیل کند؟

روش تحقیق

در این پژوهش از روش تحقیق ثانویه^۱ استفاده شده است. این روش با بررسی و مروری بر اطلاعات اولیه موجود بر دو روش تحقیق برخط و جمع‌آوری اطلاعات مرتبط با موضوع داده‌های ارائه شده از طریق بانک‌های اطلاعاتی یا منابع قابل دستیابی، گردآوری شده است و سپس با مروری بر ادبیات موضوع، اطلاعات مورد نظر با بررسی منابع کتابخانه‌ای و برخط شامل مجلات، گزارش‌های شرکت‌ها، مقالات مرتبط و آمارهای منتشر شده و... استخراج و تبیین شده است.

• منظرپردازی کم‌آب، راهکاری در مواجهه با خشکسالی مناظر

تقریباً یک سوم کره زمین در مناطق خشک و یا خیلی خشک قرار دارند که همگی در معرض خشکسالی‌های فصلی یا سالانه هستند (قیاسی و همکاران، ۱۳۹۸). تفکر منظر کم مصرف آب را می‌توان در امتداد مسأله خشکسالی و غفلت از منابع آبی در

آب به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع حیات برای موجودات زنده شناخته می‌شود (Cinar و Guze, ۲۰۲۰). پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که آب در قرن بیست و یکم یکی از اصلی‌ترین چالش‌های مناطق شهری است. منابع آب قابل استفاده به دلیل تغییرات اقلیمی و برداشت بی‌رویه و نیز به دلیل افزایش فعالیت‌های صنعتی و همچنین حفر چاه‌های غیرمجاز جهت مصارف کشاورزی، از لحاظ کمی و کیفی رو به افول است. در بحران کم‌آبی مناطق خشک بیشتر از سایر مناطق مورد تهدید خشکسالی قرار می‌گیرند (Sovocool, ۲۰۰۵). اصطلاحات زیادی در زمینه مدیریت مصرف آب شکل گرفته است، که بیشتر بر روی اصول استفاده از گیاهان بومی تأکید داشته‌اند. برخی از اصطلاحات عبارتند از: منظر بومی، منظر طبیعی، منظر خشک، که همه آن‌ها یک هدف واحد در جهت کاهش مصرف آب دارند (Barta, ۲۰۰۴). یکی از مهم‌ترین رویکردهایی که برای طراحی مناظر جهت کاهش مصرف آب به وجود آمده، منظرپردازی کم‌آب است (Brouwer و همکاران، ۲۰۰۱). خاستگاه این رویکرد را می‌توان در صرفه‌جویی مصرف آب معرفی کرد (CU environmental Center, ۲۰۰۹).

نخستین جستار در باب منظر با مصرف کم‌آب، توسط انجمن پیمانکاران کلرادو در جهت افزایش بهره‌برداری از آب بیان شد (Ingels, ۲۰۰۴). Knopf (۱۹۹۱) مزایا و فرصت‌های ایجاد شده توسط منظرپردازی کم‌آب در سه زمینه: اقتصادی، زیست‌محیطی و زیبایی‌شناسی را مورد مقایسه قرارداده است. Wade و همکاران به تدوین مبانی نظری و راهنمایی در جهت توسعه منظرپردازی کم‌آب پرداخته‌اند (Wade و همکاران، ۲۰۱۰). بنابر نظر Welsh (۲۰۰۶) منظرپردازی کم‌آب یک رویکرد پیشگیرانه برای محافظت از منابع طبیعی ارزشمند است. در مقاله "منظرپردازی کم‌آب، حفاظت از مصرف آب" به تشریح اصول هفتگانه منظرپردازی کم‌آب، معرفی و میزان مصرف آب گیاهان پرداخته شده است (Welsh و همکاران، ۲۰۰۷). Todd Whitman (۲۰۰۲) در مقاله "آبیاری کارآمد" به اصول منظرپردازی کم‌آب و به شهرهایی که منظرپردازی کم‌آب را جزو قوانین اجرایی خود درآورده‌اند، پرداخته است. Rayno (۲۰۱۴) در مقاله "تأثیر آب در منظر" به ضوابط طراحی باغ‌ها در کالیفرنیا براساس شرایط اقلیمی و اصول هفتگانه منظرپردازی کم‌آب پرداخته است. Baker (۲۰۰۴) تأثیر موثر تغییر مناظر سنتی بر مبنای منظرپردازی کم‌آب در ارزش خانه‌های مسکونی در چنددهه اخیر را بررسی کرده است. علاوه بر ارائه مقالات در سال‌های گذشته، گزارشات متعددی در زمینه پروژه‌های کاهش مصرف آب ارائه شده است. در پروژه کنترل آبیاری بر اساس آب و هوای کالیفرنیا (WIBC)، در یک دوره

توسعه فضاهای سبز شهری دانست (رمضانی و حبیبی، ۱۴۰۰). این رویکرد به عنوان راه حلی در برابر خشکسالی به عنوان مجموعه راهبردهایی برای مدیریت بحران و تصمیم‌گیری در برابر خشکسالی‌های غیرقابل پیش‌بینی تبیین شد. با توجه به رواج مفهوم پایداری در قرن بیستم (بهرامی و همتی، ۱۳۹۹)، این مبحث که به عنوان فصلی جدید تحت عنوان منظرپردازی کم‌آب مطرح شد، یک مفهوم قدیمی با نامی جدید است. اصطلاح xeriscape اولین بار در دهه ۱۹۸۰ در ایالت کلرادو توسط انجمن پیمانکاران منظر Warren، ارائه و در رابطه با انتخاب گیاهان مقاوم بدون نگهداری منظم جهت بهره‌وری در مصرف آب مناظر، مطرح شد. به دلیل ماهیت امیدوارکننده این مفهوم، حامیان و علاقه‌مندان به حفاظت منابع طبیعی به سرعت شروع به ترویج این نوع منظرپردازی به جای روش‌های متداول کردند؛ به طوری که میانه دهه هشتاد میلادی، منظرپردازی کم‌آب به یکی از راهبردهای حفاظت از منابع آب تبدیل شد (Ingels, ۲۰۰۴). به اعتقاد knopf منظرپردازی کم‌آب یک رویکرد در جهت کاهش هزینه مصرف آب و هزینه‌های نگهداری مناظر است (knopf, ۱۹۹۱). بعد از نوپف پژوهشگران متعددی در زمینه گسترش و توسعه مفهوم منظرپردازی کم‌آب پرداخته‌اند. در کتاب فرهنگ ساخت و ساز معماری منظر، منظرپردازی کم‌آب چنین تعریف شده است: هرگونه منظر و

فضای سبز که میزان آب کمی مصرف کند (Christensen, ۲۰۰۵). Welsh و همکاران (۲۰۰۷) معتقدند که منظرپردازی کم‌آب یک راه حل زیبا و خلاقانه برای حل مسائل فضاهای سبز و کاهش آبیاری تکمیلی است. در نگاه Sovocool (۲۰۰۵)، منظرپردازی کم‌آب یک سیستم شهری، تکنیکی اجتماعی و راهبردی در مقیاس مکانی قابل انعطاف و پاسخگو با توجه به شرایط اکولوژیکی هر منطقه است. این تعاریف بر انعطاف‌پذیری منظرپردازی کم‌آب تأکید دارند و نشان می‌دهد که مناظر شهری نیازمند یک رویکرد انطباق‌پذیر در راستای افزایش تغییرات اقلیمی هستند.

• اصول حاکم بر طراحی منظرپردازی کم‌آب در برابر خشکسالی

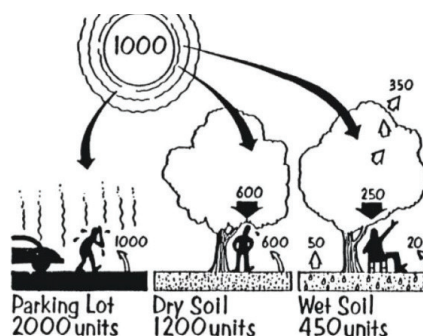
منظرپردازی کم‌آب شامل ویژگی‌ها و شاخص‌هایی است که به یک سیستم در مواجهه با خشکسالی‌های فصلی و بلندمدت کمک شایانی می‌کند، این شاخص‌ها متعدد هستند و پژوهشگران این حوزه به چگونگی این شاخص‌ها پرداخته‌اند. بر این اساس در جدول (۱) ادبیات نظری فشرده شاخص منظرپردازی کم‌آب، جمع‌آوری و دسته‌بندی بر مبنای نحوه عملکرد، شرح داده شده است. این عوامل شاخص‌های اصلی رویکرد منظرپردازی کم‌آب محسوب می‌شوند که در ادامه به اختصار به شرح هریک، پرداخته شده است.

جدول ۱- ویژگی‌های منظرپردازی کم‌آب

اقدام	ویژگی	شرح
برنامه ریزی و طراحی	اهمیت استفاده از سایه در طراحی و برنامه ریزی منطقه‌بندی مصرف آب	تأمین سایه با عناصر طبیعی و گاه‌آ مصنوعی اهمیت منطقه‌بندی منظر بر اساس منطقه‌های عملکردی مصرف آب و سایر ملاحظات منظرپردازی کم‌آب
آنالیز خاک	طرح کاشت مناسب آزمایش خاک	تعیین الگوی کاشت سازگار با اصول منظرپردازی کم‌آب بررسی وضعیت خاک بسترهای کاشت منظر و اقدامات اصلاحی مورد نیاز آماده‌سازی بستر کاشت پوشش گیاهی
انتخاب گیاهان مناسب	گیاهان مقاوم به خشکی هرس گیاه انتخاب گیاه براساس سرعت رشد	تناسب گیاهان از نظر مقاومت به خشکی با توجه به زون‌های مصرفی آبی منظر هرس مناسب و به موقع گیاهان جهت حفظ و ایجاد ریشه‌های عمیق گیاهان انتخاب گیاه با سرعت رشد مناسب جهت بررسی میزان مصرف آب و نگهداری گیاه مناسب
ایجاد سطوح چمن‌کاری	نوع و گونه مناسب گیاه پوششی مساحت زمین چمن‌کاری	گونه‌های انتخاب شده جهت کاشت در منظر با معیار منظرپردازی کم‌آب اندازه و محل قطعات چمن‌کاری با توجه به معیارهای منظرپردازی کم‌آب
آبیاری بهینه	سیستم آبیاری	انتخاب نوع سیستم آبیاری، فواصل استقرار و تنظیمات بر روی آبیاری‌ها
استفاده از مالچ	کاربرد مالچ کیفیت مالچ	استفاده و عدم استفاده از مالچ، نواحی مالچ‌دهی شده و همچنین نسبت سطح اختصاص شده به کل محوطه‌سازی صورت گرفته شده کیفیت و کمیت مالچ در بسترهای کاشت
نگهداری مناسب	کنترل سیستم‌های آبیاری زدودن علف هرز کنترل کیفیت خاک	بررسی وضعیت عملکرد سیستم‌های آبیاری پیاده شده اعمال مبارزه با علف‌های هرز در سایت از نظر کیفی زمان‌بندی دوره‌ای ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی بستر خاک منظر موردنظر

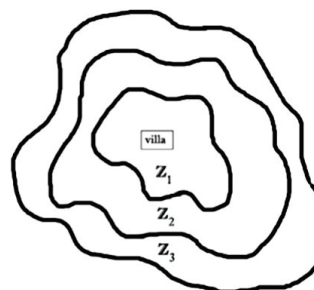
اصل اول: برنامه‌ریزی و طراحی

اولین گام برای طراحی یک منظر کارآمد، برنامه‌ریزی است (Anitha و Kishore، ۲۰۲۱). در طراحی منظر، آب و هوای کلی منطقه، خرداقلیم محیط، وضعیت خاک، پوشش گیاهی موجود و توپوگرافی منطقه (حکمتی، ۱۳۸۹) و سایه درختان و سازه‌ها را باید مد نظر قرارداد (Wade و همکاران، ۲۰۱۰). سایه‌اندازی در عین حالی که منظر را خنک‌تر و همچنین تبخیر و از دست رفتن آب را کمتر می‌کند، موجب ایجاد آسایش محیطی می‌گردد. یک منظر سایه‌دار می‌تواند تا ۷ درجه سانتیگراد خنک‌تر از آفتاب کامل باشد (شکل ۱).



شکل ۱- اثر سایه بر هدررفت آب (Wade و همکاران، ۲۰۱۰)

اساس منظرپردازی کم‌آب در منطقه‌بندی‌هایی است که از نقطه نظر طراحی منظر، دارای اهمیت یکسان در کاربری نیستند. معیار اهمیت منطقه‌بندی‌ها بر مبنای میزان حضور و بهره‌برداری کاربران (کافی، ۱۳۹۳) و براساس میزان مصرف آب گیاهان در نظر گرفته می‌شود (A. AlHalim، ۲۰۲۰). به عنوان مثال ناحیه مجاور یک خانه ویلایی که دسترسی‌های اصلی به ساختمان در آن قرار دارد و دارای بیشترین حضور ساکنان است، بدون در نظر گرفتن میزان نیاز آبی گیاهان و تأکید بر جنبه‌های زیباسازی طراحی می‌شود. در ناحیه دو که یک مدار عقب‌تر از ناحیه یک است، گیاهان با نیاز آبی بالا حذف و از تنوع گونه‌های گیاهی، کاسته می‌شود در ناحیه سه که دورترین فاصله از ساختمان و کم‌ترین میزان مراجعه‌کننده را دارد، گیاهان با نیاز آبی کم کاشته می‌شوند که این الگو به فضاهای سبز شهری قابل تعمیم است (شکل ۲) (کافی، ۱۳۹۳).



شکل ۲- زون‌بندی به سبک فضای سبز (کافی، ۱۳۹۳)

اصل دوم: آنالیز خاک

در طراحی منظر به کارگیری عوامل اصلاح‌گر خاک با هدف افزایش ظرفیت زراعی به معنی ارتقای توان ذخیره‌سازی آب در خاک، توجه شده است که توسط دو عامل کلونید رس و کلونید هوموس، اتفاق می‌افتد. هدف از این اصل افزایش کلونید هوموس یعنی پسماندهای نیمه پوسیده گیاهان و جانوران، مانند کمپوست گیاهی، کمپوست زباله‌های شهر و کمپوست کود دامی است که به طور مستقیم سبب افزایش کربن آلی خاک می‌شوند (کافی، ۱۳۹۳). آنالیز کامل خاک از منظر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی در امر توسعه طراحی منظر با هدف کاهش مصرف آب، امری ضروری است (ناصری، ۱۳۹۵).

اصل سوم: انتخاب گیاهان مناسب

انتخاب گیاه مناسب به معنای انتخاب گیاهانی است که نه تنها با طراحی صورت گرفته سازگاری دارند، بلکه با شرایط فیزیکی محل کاشت و شرایط زیست‌محیطی محل نیز دارای همخوانی و هماهنگی هستند. هنگام انتخاب گیاهان برای منظرپردازی کم‌آب، این نکته را باید مدنظر داشت که به‌طورکلی گیاهان در آب صرفه‌جویی نمی‌کنند، بلکه نوع مدیریت و پرورش آنهاست که این خصوصیت را در گیاه ایجاد می‌کند و گیاه مطابق با برنامه و جانمایی محل کاشت و نحوه نگهداری و مدیریت، نیازهای آبی خود را تطبیق می‌دهد. نکته کلیدی این مبحث، شناخت نیازهای آبی گیاهانی است که شما انتخاب می‌کنید و سپس در گروه‌بندی آنها در منظر، اولویت با گیاهانی است که نیازهای آبی مشابهی دارند. با انجام دادن این کار، آبیاری می‌تواند با بازدهی بیشتری صورت گیرد و تنها به گیاهانی برسد که به آن نیاز دارند (Wade و همکاران، ۲۰۱۰).

علاوه بر سازگاری گیاهان به مکان، دیگر معیارهای مهمی که باید موردتوجه قرار گیرند، شامل:

۱. مقاومت در برابر عوامل تنش‌زای انسان ساخت (شهری، صنعتی، آلودگی‌های آب و ...)

۲. مقاومت در برابر آفات و بیماری‌های علف‌های هرز رایج در منطقه

۳- پایین بودن هزینه نگهداری شامل هزینه، هرس، تربیت و تغذیه؛

۴- فاقد عوامل حساسیت‌زا (آلرژی)

۵- فاقد میوه‌های آلاینده در سطح تردد کاربران

۶- دارای ریشه عمیق برای مقاومت در برابر باد (کافی، ۱۳۹۳).

اصل چهارم: سطوح چمن‌کاری

چمن یکی از چندمنظوره‌ترین و عملکردی‌ترین گیاهان منظر است (Wade و همکاران، ۲۰۱۰). چمن در منظر پس‌زمینه‌ای برای بروز زیبایی دیگر گیاهان است، اصطلاح چمن‌کاری به بخشی از چمن گفته می‌شود که از حوزه زیبایی‌شناسی منظر خارج و به حوزه "مهندسی منظر" وارد می‌شود؛ یعنی سطوحی که قابلیت تفرج، ورزش و آرامیدن را دارند (کافی، ۱۳۹۳). از نقطه نظر مدیریت آب، چمن به عنوان یکی از مؤثرترین گیاهان پوششی برای کاهش

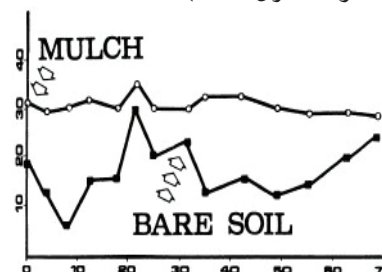
رواناب، فرسایش و درعین حال تغذیه آب‌های زیرزمینی به ویژه در ارتباط با بارش باران است. مستندات تحقیقاتی نشان داده است که ناحیه چمن‌کاری شده ۱/۵ درجه سانتیگراد خنک‌تر از یک سطح سیمانی یا آسفالت شده و ۱۰ تا ۱۲ درجه سانتیگراد خنک‌تر از خاک بدون پوشش است. به منظور صرفه‌جویی در آبیاری چمن، می‌تواند کاشت آن‌ها در نواحی که اثربخشی بالایی دارد و یا در نواحی که نمایانی بالایی دارند، استفاده شود (ناصری، ۱۳۹۵).

اصل پنجم: آبیاری بهینه

هدف از این اصل، ارتقاء بازده آبیاری به معنای کاهش هدررفت آب از منبع آب، تا منطقه ریشه گیاه است (کافی، ۱۳۹۳). همانگونه که گیاهان مورد استفاده در یک منطقه بر اساس نیازهای آبی متفاوت گروه‌بندی می‌شوند، سیستم آبیاری فضای سبز نیز باید به منظور آبیاری پهنه‌های گیاهی مختلفی که نیاز آبیاری متفاوتی دارند، گروه‌بندی و پهنه‌بندی شوند. همچنین به منظور استفاده بهینه از آب آبیاری، باید برای گیاهان مختلف و پهنه‌های مختلف در یک منظر، از انواع مختلف سیستم‌های آبیاری بهره گرفته شود (Brouwer و همکاران، ۲۰۰۱).

اصل ششم: استفاده از مالچ یا خاکپوش

هر ماده‌ای که سطح خاک را بپوشاند مالچ یا خاکپوش نام دارد. در اصطلاح مالچ به معنی پوششی است که می‌تواند برای حفاظت خاک بر روی زمین یا اطراف ریشه به کار رود (امیری، ۱۳۸۹). به طور کلی خاک‌پوش‌ها باعث کاهش تماس باد با خاک و کاسته شدن ضریب تبخیر (ضریب ET) از خاک می‌شوند (کافی، ۱۳۹۳). یک ناحیه مالچ‌پاشی شده به طور متوسط ۲۵ درصد رطوبت بیشتری در خاک خود داشته و ۷ درجه خنک‌تر از نواحی فاقد مالچ است (Kelly و همکاران، ۱۹۹۱).



شکل ۳- سطح رطوبت خاک مالچ پاشی شده در مقایسه با خاک بدون پوشش (Wade و همکاران، ۲۰۱۰)

شیوه عملکرد مالچ‌ها به واسطه کاهش تبخیر از سطح خاک و حفظ رطوبت در آن است که به کاهش آبیاری منجر می‌شود. به‌کارگیری لایه‌ای از خاکپوش به ضخامت ۵ تا ۷ سانتی‌متر، سبب جلوگیری از رشد علف‌های هرز، متعادل کردن درجه حرارت خاک و کاهش روند فرسایش آن، خواهد گردید. خاک‌پوش‌ها جایگزین مناسبی برای سطوح چمن کاری شده به حساب می‌آیند و موجب ارتقای ویژگی‌های بصری طرح خواهند شد (حیدری اصل و معروفی، ۱۳۹۵).

اصل هفتم: نگهداری مناسب منظر

در یک منظر موفق، نگهداری باید شرایط را به گونه‌ای ایجاد نماید که مانع افزایش تقاضای آب برای رشد گیاه شود. آبیاری مناسب، هرس به موقع، حذف علف‌های هرز، چمن زنی، کنترل آفات و بیماری‌ها عواملی هستند که یک منظر را همیشه سالم، زیبا و با طراوت نگه می‌دارد (Welsh، ۲۰۰۶). به صورت خلاصه نکاتی که در نگهداری منظرپردازی کم‌آب باید مورد توجه قرار بگیرند، عبارتند از:

- ۱- استفاده کمتر از کودهای شیمیایی
- ۲- جلوگیری از هرس بی اندازه گیاهان
- ۳- چمن‌زنی به موقع جهت صرفه‌جویی در مصرف آب
- ۴- توجه به علائم تشنگی گیاهان جهت تشخیص زمان آبیاری (Wade و همکاران، ۲۰۱۰)

• منظر با محوریت مصرف کم‌آب و ساماندهی فضاهای سبز شهری

در راستای اثر بخش بودن منظرپردازی کم‌آب، سه نمونه موفق در مقیاس‌های متفاوت از مناظر خرد اداری تا مناظر کلان شهری، بررسی شده است. این نمونه‌ها عبارتند از ۱- پروژه اداری شهری Rancho Mirage city ۲- دانشگاه کلرادو ۳- پروژه YARDX که در دست‌یابی به اقدامات و نتیجه موثر منظرپردازی کم‌آب در برابر خشکسالی و کاهش مصرف آب نقش اساسی ایفا می‌کنند. این پروژه‌ها به دلایل گوناگونی از جمله بازخوردهای مثبت در برابر کاهش مصرف آب و هزینه نگهداری مناظر، مشارکت عمومی و استفاده از ساختارها و روش‌های بومی و ... به عنوان نمونه موردی در این مقاله مورد توجه قرار گرفته‌اند.

۱- بررسی شواهد کاهش مصرف آب و رواناب‌ها (پروژه اداری شهری Rancho Mirage city)

پروژه اداری شهری Rancho Mirage city در ایالت کالیفرنیا قرار دارد که از نمونه‌های طراحی منظر در جهت حفظ پوشش گیاهی ارزشمند مکان موردنظر و کاهش مصرف آب با رویکرد منظرپردازی کم‌آب است. این سایت از نظر جغرافیایی در صحرای کلرادو قرار دارد که دارای آب و هوای خشک و رطوبت کم است و حداقل میزان بارش در حدود ۸۶ میلی‌متر در سال است. به‌سازی و برنامه‌ریزی مجدد سایت اداری-دولتی شهر رانکو میرج پروژه‌ای است که برنامه‌ریزان و طراحان این پروژه به‌دنبال راهکارهایی جهت سازگاری محیط و پایداری بوده‌اند. اهداف برنامه‌ریزی در این پروژه، کاهش مصرف آب و هزینه نگهداری از سایت بوده است. در این پروژه، پوشش گیاهی اولیه را می‌توان به دو دسته چمن و درختان دسته‌بندی کرد، که علاوه بر میزان مصرف زیاد آب، هرس و نگهداری توسط پنج گروه سه نفره، هفته‌ای سه بار انجام می‌شده است. اولین اقدام برای بومی‌سازی منظر، انتخاب گیاهان سازگار با بستر و حفظ گونه‌های ارزشمند سایت است که پس از اصلاح گونه‌های موجود،

نگهداری از سایت به دو الی سه نفر کاهش پیدا کرده است. به منظور کاهش تبخیر سطحی و کارآمدی آبیاری منظر، سیستم آبیاری قطره‌ای جایگزین سیستم سنتی قدیمی شده است. در این سیستم با تأمین تعداد نازل‌های کافی برای هر گیاه موجب کاهش ۸۰٪ مصرف آب در محوطه شده است. همچنین با استفاده از کفپوش‌های نفوذپذیر (متخلخل)، از ایجاد رواناب‌ها جلوگیری شده است. در پی اثرات موثر استفاده از گیاهان بومی در کاهش مصرف آب، مسئولان سایر ارگان‌ها در تلاش برای تشویق ساکنین شهر جهت استفاده از گیاهان مناسب و جایگزینی چمن در مناظر مسکونی هستند (صرامی، ۱۳۹۱).

۲- اصلاح، کاهش و آموزش مصرف آب (دانشگاه کلرادو)

در سال ۲۰۰۰ مرکز محیط‌زیست دانشگاه کلرادو، طرحی با عنوان «برنامه و طراحی برای یک باغ سبز» با تأکید بر حفاظت و پایداری از آب را تنظیم کرد. از جمله اهداف مهم این طرح را می‌توان حداقل تأثیر اقلیم بر طرح تا سال ۲۰۲۵، کاهش حداقل ۵٪ مصرف آب در یک دوره ۵ ساله، طراحی بدون آلودگی، ضایعات و اتلاف انرژی و کاهش تأثیرات نامطلوب اکولوژیکی در منظر نام برد، که در سه فصل اقلیم، بازیافت و آب ارائه شده است. اما آنچه در این پژوهش ارائه می‌شود راهبردها و اقدامات کاهش مصرف آب است. معمار منظر در راستای پاسخ به اهداف سایت چندین راهکار ارائه کرده است. کاهش مصرف آب به منظور آبیاری سایت یکی از اصلی‌ترین چالش‌های این پروژه است. باتوجه به شرایط آب و هوایی، منطقه از کمبود سالانه آب رنج می‌برد. در این راستا اولین اقدام معمار منظر، تهیه نقشه‌ای از نوع مصارف آب کاربری‌ها به تفکیک شرب و غیرشرب، تصفیه آب‌های بازیافتی و استفاده مجدد و تغییر در ساعات آبیاری با کمک سیستم هواشناسی موجود در سایت بود که در حدود ۵۰٪ از مصرف آبیاری سایت، کاهش پیدا کرد. دومین گامی که در راستای کاهش مصرف آب برداشته شد، حذف بخشی از سطوح چمن‌کاری بلااستفاده و جایگزینی آن با گیاهان خودرو بود. همچنین کاشت گیاهان سوزنی‌برگ بجای پهن‌برگ‌ها به دلیل هماهنگی با منظر اطراف سایت و همچنین میزان کمتر مصرف آب نسبت به پهن‌برگ‌ها، مورد توجه قرار گرفت. معمار منظر با استفاده از راهبردهای انتخاب گونه گیاهی مناسب و اصلاح سیستم آبیاری، توانست یک منظر کارآمد و پایدار را به نمایش بگذارد. موفقیت این پروژه توسط انستیتوی اسمیتز آئین با توجه به خلاقیت و تأثیرگذاری آن، به عنوان یک پروژه نمونه معرفی شده است (صرامی، ۱۳۹۱).

۳- مقایسه اثربخشی اصول منظرپردازی کم‌آب بر مناظر سنتی (پروژه YARDX)

در سال ۱۹۹۷ پروژه ملی YARDX با هدف دستیابی به میزان کارآمدی منظرپردازی کم‌آب، هزینه مصرف آب، اجرا و نگهداری سالانه مناظر سنتی و منظرپردازی کم‌آب، مورد مطالعه قرار گرفته است. این پروژه از سال ۱۹۹۷ آغاز شد و عملکرد آن تا سال ۲۰۰۲ بررسی شده است.

در این پروژه ۷ سایت با شرایط مختلف آب و هوایی و ویژگی‌های مختلف زیست‌محیطی انتخاب شده است. در هر یک از شهرها در یک یا چند منظر، منظرپردازی کم‌آب طراحی و اجرا شده است. ۳۷۵ سایت مسکونی مطالعه شده است. برای ارزیابی میزان صرفه‌جویی در مصرف آب و هزینه‌های نگهداری سالانه، سایت‌های جدید و سایت‌های مناظر سنتی، مورد بررسی قرار گرفته‌اند. مهم‌ترین چالش‌ها در اجرای این پروژه، آموزش شرکت‌کنندگان و اجرای منظرپردازی کم‌آب به‌خاطر فشرده‌بودن زمان‌بندی، بوده است. در حالی که زمان اجرای منظرپردازی کم‌آب یک فرآیند نسبتاً طولانی بوده است، اما هزینه‌های اجرا به طور متوسط ۰/۹ تا ۱/۴۵ دلار در هر فوت مربع بود و هزینه نگهداری سالانه متوسط از ۰/۳۴ تا ۱/۳۳ دلار در هر فوت مربع به ازاء هر ساعت، ۱۸ دلار دستمزد گزارش شده است. به طور کلی هزینه نگهداری منظرپردازی کم‌آب در طول سال‌های اولیه بسیار کمتر از مناظر سنتی است و در بلندمدت نیز گیاهان، طول عمری بیشتر داشته‌اند. در منظرپردازی کم‌آب اجرا شده، میزان ذخیره آب از ۱۸٪ به ۵۰٪ افزایش پیدا کرده است. اما آنچه از نتایج به‌دست آمده می‌توان گفت به میزان ۳۰٪ صرفه‌جویی در مصرف آب موثر بوده است. این میزان از صرفه‌جویی در مصرف آب برابر است با طراحی حدود ۱/۴ مساحت زمین‌های انتخابی پروژه با رویکرد منظرسازی کم‌آب و بیش از ۱/۲ مساحت هر سایت که با چمن‌های سنتی پوشیده شده است. برای افزایش صرفه‌جویی در مصرف آب باید تناسب $\frac{1}{3}$ ، $\frac{1}{3}$ ، $\frac{1}{3}$ (منظرپردازی کم‌آب، چمن سنتی، فضاهای بلااستفاده) در نظر گرفته شود. این پروژه در سال ۲۰۰۲ به اتمام رسید و در انتها یک نظرسنجی برای تمام شرکت‌کنندگان ارسال شد تا نگرش خود در مورد هزینه سالانه را اعلام کنند. صاحبان منظرپردازی کم‌آب احساس رضایت داشتند که زمان کمتری برای نگهداری منظر صرف می‌کنند، YARDX نشان داد اگر منظرپردازی کم‌آب به درستی اجرا شود، بسیار سودمند است. این گزارش سندی بر اهمیت منظرپردازی کم‌آب و جایگزینی آن با مناظر مصرف سنتی است (YARDX، ۲۰۰۴).

بحث و یافته‌ها

• استخراج استراتژی‌های طراحی در منظرپردازی کم‌آب در راستای کاهش مصرف آب

امروزه فضاهای سبز سازگار با توجه به شرایط اقلیمی کشور، در هیچ شهری وجود ندارد. براساس نمونه‌های منتخب می‌توان راهکارهایی برای طراحی مناظر در جهت کاهش مصرف آب ارائه کرد. از مهم‌ترین عوامل آن‌ها می‌توان به نوع و محل کاشت گیاهان و نوع سیستم آبیاری اشاره کرد. در مقاله حاضر چند پیشنهاد و راهکار برای دستیابی به منظر با مصرف کم‌آب و هزینه کمتر نگهداری، به صورت مختصر شرح داده می‌شود:

میزان مصرف آب و سبزی‌نگی با توجه به نوع اقلیم گرم و خشک کشور به عنوان یکی از اصلی‌ترین دغدغه‌ها در طراحی فضاهای سبز شهری است. با توجه به طرح‌ها و برنامه‌های متعددی مانند ممنوعیت کاشت چمن، الگوی مصرف آبیاری مناظر یک مسأله محسوب می‌شود. از این رو بررسی نمونه‌های موردی موفق در سطح جهانی و استفاده از تجربیات آن‌ها می‌تواند در برنامه‌ریزی و طراحی فضاهای سبز شهری کمک شایانی کند. با توجه به یافته‌ها می‌توان به این نتیجه رسید که اصول منظرپردازی کم‌آب نسبت به اصلاح الگوی کاشت فضای سبز شهری، قابلیت برنامه‌ریزی و طراحی داشته و در کاهش مصرف آب تأثیر مستقیم خواهد داشت. همچنین در پاسخ به سوال تحقیق، مجموعه راهکارهای ارائه شده در طراحی منظر جهت کاهش مصرف آب موثر خواهند بود. توجه به ذخیره و کاهش مصرف آب به دقت در انتخاب نوع گیاهان برای فضای سبز می‌انجامد. انتخاب گونه مناسب علاوه بر تعدیل اثرات منفی هدر رفت آب، عمر مفید منظر را افزایش می‌دهد و هزینه نگهداری و باز طراحی را نیز کاهش می‌دهد. کاهش میزان مصرف آب به عوامل مختلفی بستگی دارد، سایه‌اندازی علاوه بر کاهش دمای محیط، موجب کاهش تبخیر سطحی در فصول گرم می‌شود که با محل کاشت گیاهان رابطه مستقیم دارد. حفظ گونه‌های سازگار، کاشت گیاهان در زون‌های مصرفی مشابه، علاوه بر کاهش هزینه نگهداری منظر در انتخاب نوع سیستم و زمان آبیاری گیاهان کمک می‌کند و موجب کنترل و کاهش حدود ۵۰٪ آبیاری روزانه خواهد شد. مصالح متخلخل و نفوذپذیر، باعث کاهش سیلاب‌ها شده در نتیجه موجب حفظ رطوبت مناسب در خاک و کاهش میزان مصرف آب می‌شوند. مجموعه عوامل ذکر شده در مرحله برنامه‌ریزی و طراحی مناظر در مقیاس خرد و سپس فضاهای سبز در سطح کلان می‌تواند در تعدیل کاهش مصرف آب و ارائه منظر کارآمد و سرسبز کمک کند.

پی‌نوشت

1-Secondary research methods

منابع

امیری، ف. ۱۳۸۹. بررسی اثرات خاک‌پوش چوب‌های نارون و زبان گنجشک بر تعدادی از شاخص‌های رشد گیاهان آহার و شاهپسند و خصوصیات خاک. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه صنعتی اصفهان. اصفهان.

بهرامی، ف. و همتی، م. ۱۳۹۹. منظر تاب‌آور: مفهومی غیرمنظری،

- بررسی گونه‌های موجود در سایت: پوشش گیاهی موجود در سایت مانند درخت‌ها، درختچه‌ها و پوشاننده‌ها باید بررسی شوند و در صورت مناسب بودن و سازگاری کافی با خرد اقلیم سایت و همچنین مصرف کم‌آب و کارآمد بودن نسبت به کاشت‌های آینده، حفظ شوند.

- بهره‌مندی مناسب از سایه: یک فضای سبز با بهره‌مندی از سایه خنک‌تر از سطوح در معرض تابش مستقیم آفتاب است. سطوحی که در معرض تابش مستقیم هستند به گیاهان مقاوم‌تری در برابر خشکی نیازمند هستند و همچنین به علت از دست دادن رطوبت سطح خاک، به آبیاری بیشتری نیاز دارند. سایه علاوه بر حفاظت از رطوبت خاک، از تشدید حرارت سطوح مسیرها جلوگیری می‌کند و بهره‌مندی از سایه در هزینه نگهداری و مصرف بهینه آب، راهکاری مناسب است. استفاده صحیح از سایه در منظر به دو عامل انتخاب گونه مناسب و مکان‌یابی درست وابسته است. میزان آسایش انسان نتیجه جانمایی و انتخاب گونه مناسب درختان در مناظر شهری است. با توجه به نوع عملکرد سایت‌های طراحی، علاوه بر کاشت درختان می‌توان با داربست‌ها، گیاهان رونده، آلاچیق‌ها و ... در فضاهای سبز از سایه بهره‌مند شد.

- انتخاب زمان و روش آبیاری مناسب: زمان انتخابی در آبیاری منظر با توجه به میزان تبخیر سطحی در ساعات مختلف شبانه‌روز می‌تواند در میزان مصرف آب موثر باشد. همان‌گونه که طرح کاشت گیاهان را بر اساس نیاز آبی دسته‌بندی می‌کنیم، در خصوص انتخاب سیستم آبیاری نیز چنین دیدگاهی باید در نظر گرفته شود و سطوح چمن‌کاری باید به صورت مجزا از سایر گیاهان آبیاری شوند. زون‌های کم‌مصرف می‌تواند با کمک سیستم‌های موقت و دستی، آبیاری شوند و برای زون‌های پرمصرف سیستم آبیاری دائمی و یا سیستم‌های کنترل‌کننده در نظر گرفته شود.

- انتخاب گونه گیاهی بر اساس شکل ظاهری آن‌ها: در انتخاب گیاه علاوه بر سازگاری با شرایط فیزیکی و زیست‌محیطی، باید اطلاعاتی در خصوص ارتفاع و قطر تاج آن‌ها در حالت بلوغ داشت تا رعایت اصول فاصله‌گذاری در کاشت گیاهان باعث شود گیاهان بدون در هم تنیدن به فرم مطلوب خود در دوران بلوغ و رشد برسند. زیرا کاشت گیاه با فاصله کم باعث تنش‌های مصرف آب در آن‌ها می‌شود. در هنگام انتخاب گیاه بهتر است به اندازه، شکل و فرم نهایی درختان و درختچه‌ها توجه شود تا نیاز به هرس و تغییر شکل نباشد.

- استفاده از مصالح نفوذپذیر: سطوح مسیرهای (سخت) منظرها باید به گونه‌ای انتخاب شوند که دارای خلل و فرج باشند و باعث گذر و نفوذ آب‌های سطحی ناشی از بارش و آبیاری گیاهان به زمین باشد و از جاری شدن آب‌ها بر روی سطح جلوگیری کند. از مزایای استفاده از این مواد می‌توان به کاهش و جلوگیری از سیلاب‌ها در مسیرها و همچنین بازگرداندن آب در چرخه و تغذیه آب‌های زیرزمینی اشاره کرد. نفوذپذیری علاوه بر آنکه موجب حفظ رطوبت خاک می‌شود، منجر به خنک شدن سطوح در فصل‌های گرم هم می‌شود.

- Wade GL., Midcap JT., Coder KD., Landry GW., Tyson AW. and Weatherly Jr N. 2010. Xeriscape. a guide to develop a water-wise landscape. Bulletin, 1073, University of Georgia. USA.
- Welsh D.F. 2006. Xeriscape North Carolina, National Xeriscape Council, Inc. <https://files.nc.gov>.
- Medina J.G. and Gumper J. 2004. YARDX (Yield and Reliability Demonstrated in Xeriscape). Final report. Metro Water Conservation. Incorporated (MWCI).
- Welsh D.F., Welch W.C. and Duble, R.L. 2007. Xeriscape, Landscape Water Conservation. Available electronically from <https://hdl.handle.net/1969.1/87749>.
- Wright Water Engineers, Inc. 2008. Green Industry Best Management Practices for the Conservation and Protection of Water Resources in Colorado – Moving Towards Sustainability. Denver: GreenCO.
- Rayno V. 2014. The Water Efficient Landscape – a first guide for designing water-wise gardens in the piedmont region of North Carolina. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Baker A.E. 2004. Effects of residential xeriscape conversions on property values: A baseline case study. UNLV Theses, Dissertations, Professional Papers, and Capstones. 191.
- Kelly J., Haque M., Shuping D. and Zahner J. 1991. Xeriscape: landscape water conservation in the southeast. Clemson university, 37p.
- Ingels J.E. 2004. Landscaping: principles and practices (6th ed). USA: Thomson Delmar Learning.
- Christensen, A. J. 2005. Dictionary Of Landscape Architecture And Construction. United States of America, Publisher, McGraw Hill; 1st edition.
- Todd Whitman C. 2002. Water-Efficient Landscaping: Preventing Pollution & Using Resources Wisely. United States Environmental Protection Agency (4204M). Washington, DC.
- Kishore. B. and Anitha K. 2021. Xeriscaping (Low Water USA Landscaping). Agriallis, Science for Agriculture and Allied Sector, 3(7): 37-42. Article Id: AL202175.
- بررسی و ارزیابی تعریف موجود در حوزه تاب‌آوری منظر، مرور فشرده ادبیات نظری. نشریه علمی منظر، ۱۲(۵۰): ۴۹-۴۰.
- حکمتی، ج. ۱۳۸۹. مهندسی فضای سبز: طراحی پارک‌ها و ویلاها. انتشارات سپهر. چاپ اول. تهران. ایران.
- حیدری اصل، ع. و معروفی، ع.ر. ۱۳۹۵. گسترش فضای سبز شهری در مناطق کم‌آب بر اساس ایده خشک منظر (Xeriscape). فصلنامه علمی تخصصی معاونت مهندسی ناچا، ۹(۳۰): ۶۵-۴۴.
- خویلو، ر. ۱۳۸۹. باغبانی در مناطق کم‌آب به زبان ساده، انتشارات علم کشاورزی ایران. چاپ اول. تهران. ایران.
- رمضانی، ن. و حبیبی، ا. ۱۴۰۰. نسبت عمل زیبایی اکولوژیکی و طراحی حساس به آب در منظر. نشریه علمی منظر، ۱۳(۵۵): ۵۳-۴۲.
- صرامی، ج. ۱۳۹۱. طراحی محیط و منظر مناطق خشک بر مبنای رویکرد زیرسکپینگ (منظرسازی کم‌نیاز به آب) و بومی‌سازی بر اساس شرایط طبیعی و فرهنگی کشور. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تهران. تهران.
- قیاسی، م، شیبانی، م، حبیبی، ا. و گلی، ع. ۱۳۹۸. خشکی و منظر ارزیابی شاخص‌های منظرین در بسترهای خشک. نشریه علمی منظر، ۱۱(۴۹): ۲۵-۱۴.
- کافی، م. ۱۳۹۳. منظرپردازی خشک، بازخوانی یک سنت در هنر باغسازی ایران. نشریه علمی منظر، ۶(۲۶): ۱۷-۱۲.
- ناصری، ح.ر. ۱۳۹۵. بهینه‌سازی مصرف آب در فضاهای سبز شهری با رهیافت منظرسازی کم‌نیاز به آب (Xeriscape). مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران، شهرداری تهران.
- A.AlHalim D.W. 2020. Xeriscape as an Approach to Save Water in Landcape Projects. JES. Journal of Engineering Sciences, 48(2): 287-301.
- Cinar H.S. and Guzel M. 2020. Investigation on Rational USA of Water in a Palace Garden: A Case of Dolmabahace Palace (Mabeyn Garden). Fresenius Environmental Bulletin, 29(8): 6469-6478.
- CU environmental Center. 2009. Blueprint For a Green Campus. Colorado University. USA.
- Brouwer C., Prins K., Kay M. and Heibloem M. 2001. Irrigation Water Management Training manual no 5: Irrigation Methods. FAO Land and Water Development Division.
- Knopf J. 1991. The Xeriscape Flower Gardener: A Water-wise Guide for the Rocky Mountain Region, Johnson Books. London.
- Sovocool K.A. 2005. Xeriscape Conversion Study, Final Report. Southern Nevada Water Authority. USA. Retrieved from www.SNWA.com.

Determination of Sedum (Sedum cv. Nevii) Water Requirement, Crop Coefficient, and Water Productivity in Greenhouse Conditions

J. Nikbakht^{1*}, Z. Hamed², H. Mokhtari³

1,2- Associate Professor and M.Sc. Graduated, Department of Water Engineering, University of Zanjan, Iran. 3- M.Sc. Graduated, Expert of Green Space and Beautification Office of Urmia Municipality, Iran.

*(Corresponding Author Email: Nikbakht.jaefar@znu.ac.ir)

Received: 14-02-2022

Revised: 19-03-2022

Accepted: 23-03-2022

Available Online: 21-09-2022

تعیین نیاز آبی، ضریب گیاهی و بهره‌وری آب گیاه سدوم (Sedum cv. Nevii) در شرایط گلخانه

جعفر نیکبخت^{۱*}، زهره حامد^۲، حجت مختاری^۳

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشیار و دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، گروه مهندسی آب، دانشگاه زنجان، ایران. ۳- دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، کارشناس اداره فضای سبز و زیباسازی شهرداری ارومیه، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: Nikbakht.jaefar@znu.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۲/۲۸

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۲۵

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۰۳

Abstract

Considering the increase in the production of apartment flowers in the greenhouse, this study was conducted with the objectives of determination of Sedum (Sedum cv. Nevii) evapotranspiration and crop coefficient in greenhouse conditions and the effect of deficit irrigation on shoot fresh weight and water productivity. The experiment was carried out from July 2017 to January 2018 in the greenhouse of the Green Space and Beautification Office of Urmia Municipality. To determine crop coefficient, Sedum and grass evapotranspiration was measured based on the water volume balance approach for 90 days. Results showed that the average evapotranspiration of Sedum and grass were the same as 2.0 mm/day and the average Sedum crop coefficient was 0.99. Sum evapotranspiration of Sedum and grass during the test period were 180.3 and 179.5 mm (respectively). A deficit irrigation test was done on a completed randomized blocks design with 4 replications. The distance between the blocks and the pots in the blocks was 1m. Irrigation levels were 100% (control treatment), 80%, 60%, and 40% of Sedum water requirement and the pots were irrigated once in 3 days. Based on the results, the effect of irrigation levels on shoot wet and dry weight and water productivity were significant but on the root, wet and dry weight were not significant. A maximum and minimum average of shoot fresh weight were achieved in control and 40% treatments with 92.5 and 33.4 gr (respectively). Maximum water productivity was obtained in 80% treatment with 23.75 gr/lit and its difference with control treatment was not significant.

Keywords: Sedum (Sedum cv. Nevii), Crop Coefficient, Deficit Irrigation, Water Requirement.

چکیده

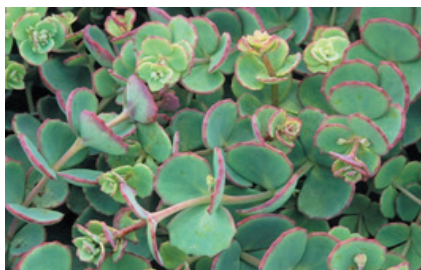
باتوجه به افزایش تولید گل‌های آپارتمانی در گلخانه، این پژوهش گلدانی با اهداف تعیین تبخیر-تعرق و ضریب گیاهی سدوم (Sedum cv. Nevii) در شرایط گلخانه و اثر کم‌آبیاری بر وزن تر اندام‌های هوایی و بهره‌وری آب انجام گرفت. آزمایش از تیرماه تا دی‌ماه ۱۳۹۶ در گلخانه اداره فضای سبز و زیباسازی شهرداری ارومیه انجام گرفت. برای تعیین ضریب گیاهی، میزان تبخیر-تعرق گیاه سدوم و چمن با روش ییلان حجمی آب به مدت ۹۰ روز اندازه‌گیری شد. بر اساس نتایج، متوسط تبخیر-تعرق سدوم و چمن یکسان و برابر ۲/۰ میلی‌متر در روز و ضریب گیاهی سدوم ۰/۹۹ به‌دست آمد. مجموع تبخیر-تعرق چمن و سدوم در دوره آزمایش به‌ترتیب ۱۸۰/۳ و ۱۷۹/۵ میلی‌متر به‌دست آمد. آزمایش کم‌آبیاری بر پایه طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ۴ تکرار اجرا شد. فاصله بین بلوک‌ها و گلدان‌ها در داخل هر بلوک ۱ متر بود. سطوح آبیاری شامل ۱۰۰ (شاهد)، ۸۰، ۶۰ و ۴۰ درصد نیاز آبی گیاه سدوم بود و آبیاری ۳ روز یک بار انجام شد. بر اساس نتایج تأثیر سطوح متفاوت آبیاری بر وزن تر و خشک اندام هوایی و بهره‌وری آب در وزن تر معنی‌دار شد اما بر وزن تر خشک ریشه معنی‌دار نشد. بیشترین و کمترین میانگین وزن تر اندام هوایی به‌ترتیب در تیمارهای شاهد و ۴۰ درصد نیاز آبی به میزان ۹۲/۵ و ۳۳/۴ گرم (به ترتیب) به‌دست آمد. بیشترین بهره‌وری آب در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی با مقدار ۲۳/۷۵ گرم در لیتر به دست آمد که با تیمار شاهد اختلاف معنی‌دار نداشت. **واژه‌های کلیدی:** سدوم (Sedum cv. Nevii)، ضریب گیاهی، کم‌آبیاری، نیاز آبی.

در سال‌های اخیر به دلیل محدودیت منابع آب، تولید محصول در گلخانه توصیه و رونق یافته است (دلور و همکاران، ۱۳۹۴). در محیط گلخانه به دلیل کنترل عوامل رشد گیاه، کاهش میزان تبخیر از سطوح مرطوب با کنترل میزان تابش آفتاب و عدم وجود بادهای گرم و خشک، میزان بهره‌وری آب ۵ تا ۱۰ برابر بیش‌تر از محیط باز می‌باشد (رضاوودی‌نژاد و همکاران، ۱۳۹۶). با این وجود یکی از مسائل مطرح در کشت‌های گلخانه‌ای، عدم قابلیت استفاده از ضرایب گیاهی استخراج شده در شرایط مزرعه‌ای و محیط‌های باز در آن محیط می‌باشد که لازم است این مقادیر در محیط گلخانه‌ای به صورت مستقل استخراج شود. Toyin و همکاران (۲۰۱۵) طی پژوهشی گلخانه‌ای در نیجریه، تغییرات تبخیر-تعرق گیاه تاج خروس را در لایسمتر وزنی بین ۴/۵ تا ۱۴/۳ میلیمتر در هفته و ضریب گیاهی مراحل رشد ابتدایی و رسیدگی را ۰/۱۵ و ۰/۳۶ به دست آوردند. در پژوهش گلخانه‌ای صورت گرفته توسط Singh و همکاران (۲۰۱۶) در هند، مقادیر حداکثر تبخیر-تعرق روزانه گل رز هلندی را در شرایط گلخانه و محیط باز با اقلیم نیمه مرطوب ۴/۹۹ و ۵/۲۸ میلی‌متر در روز (به ترتیب) و مجموع آب مورد نیاز گیاه را در طول دوره رشد به ترتیب ۹۹۹/۵۱ و ۱۲۱۰/۹۴ میلی‌متر برای شرایط گلخانه و محیط باز به دست آوردند. در این تحقیق، ضریب گیاهی رز هلندی در طول دوره رشد بین ۰/۴۸ تا ۰/۹۶ برای شرایط گلخانه و ۰/۵۹ تا ۱/۰۱ برای محیط باز تعیین شد. به منظور تعیین نیاز آبی و ضریب گیاهی گل مریم در شرایط گلخانه، دلور و همکاران (۱۳۹۴) پژوهشی را در ورامین-تهران انجام دادند. بر اساس نتایج، نیاز آبی گل مریم در طول دوره رشد ۳۵۰ میلی‌متر، متوسط تبخیر-تعرق واقعی گیاه ۲/۵ میلی‌متر در روز و ضرایب ماهانه گل مریم بین ۰/۵ تا ۰/۷ تعیین شد. رضاوودی‌نژاد و همکاران (۱۳۹۶) در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه ارومیه بر اساس روش لایسمتری، تبخیر-تعرق خیار طی دوره رشد را ۲۷۲/۴ میلی‌متر و گوجه‌فرنگی را ۳۵۸/۶ میلی‌متر و متوسط ضریب گیاهی مراحل ابتدایی، توسعه، میانی و انتهایی برای گوجه‌فرنگی را به ترتیب ۰/۲، ۰/۶۵، ۱/۲۹ و ۱/۰ و برای خیار را به ترتیب ۰/۹۹، ۰/۶۴، ۰/۱۹ و ۰/۸۱ محاسبه کردند. در پژوهش ابراهیمی و همکاران (۱۳۹۷) در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه ارومیه، متوسط و مجموع تبخیر-تعرق گیاه ریحان را طی ۴۵ روز دوره رشد آن به ترتیب ۴/۱۲ میلی‌متر بر روز و ۱۸۸/۴۵ میلی‌متر و مجموع تبخیر-تعرق چمن ۳۳۸/۵ میلی‌متر به دست آوردند. در این تحقیق متوسط ضریب گیاهی مراحل ابتدایی، توسعه، میانی و انتهایی ریحان به ترتیب ۰/۱۴، ۰/۹۳، ۰/۵۲ و ۰/۸۳ محاسبه شد.

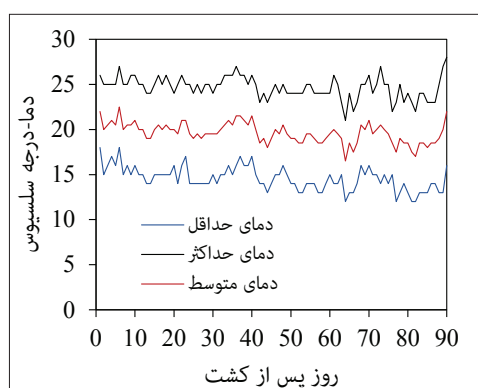
عامل دیگری که باعث افزایش کارایی و بهره‌وری مصرف آب در کشت گیاهان به ویژه کشت‌های گلخانه‌ای می‌شود اعمال

کم‌آبیاری می‌باشد. کم‌آبیاری روشی است که بر اساس آن ضمن وارد نیامدن خسارت شدید به گیاه در اثر تنش خشکی، در مقدار آب آبیاری صرفه‌جویی می‌شود. بنابراین هدف اصلی از کم‌آبیاری افزایش بهره‌وری آب و حذف آن جزء از آب آبیاری است که تأثیر معنی‌داری در افزایش عملکرد و سود خالص ندارد (اردلان و همکاران، ۱۳۹۱؛ کرمی، ۱۳۹۴). Kifle و Gebretsadikan (۲۰۱۶) طی پژوهشی در منطقه شمال اتیوپی بیشترین و کمترین عملکرد سیب‌زمینی را به ترتیب در تیمار آبیاری کامل و ۵۰ درصد نیاز آبی (به ترتیب ۱۸۷۷۰ و ۷۰۳۷ کیلوگرم در هکتار) و چنین بیشترین بهره‌وری آب را در تیمار ۷۵ درصد نیاز آبی (۲/۸۶ کیلوگرم در مترمکعب) به دست آوردند. نتایج پژوهشی گلدانی زارع ابیانه و همکاران (۱۳۹۷) در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه همدان بر روی فلفل همدانی (بیور) نشان داد بین عملکرد و بهره‌وری آب تیمار شاهد (به ترتیب ۱۸/۹۸ تن در هکتار و ۴/۷۹ کیلوگرم بر مترمکعب) و تیمار ۸۵ درصد نیاز آبی (به ترتیب ۱۷/۷۵ تن در هکتار و ۴/۸۵ کیلوگرم بر مترمکعب) اختلاف معنی‌دار وجود نداشت در حالی که عملکرد و بهره‌وری آب تیمار ۷۰ درصد نیاز آبی نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۲۹ و ۱۷ درصد کاهش نشان داد. Koźmińska و همکاران (۲۰۱۹) طی پژوهشی گلدانی، اثر تنش خشکی بر چهار گونه سدوم را بررسی کردند. اعمال تیمارها ۲ ماه بعد از کشت سدوم‌ها، با انتقال گلدان‌ها به اتاقک رشد با شرایط ۶۰-۷۰ درصد رطوبت، ۱۶ ساعت روشنایی، دمای ۲۳ درجه سانتی‌گراد در طول دوره روشنایی و ۱۷ درجه سانتی‌گراد در دوره تاریکی به مدت ۴ هفته انجام شد. تیمارها شامل آبیاری گلدان‌های شاهد هفته‌ای دو مرتبه به میزان ۱۲۵ میلی‌لیتر به هر گلدان و عدم آبیاری گلدان‌های تنش خشکی بود. بر اساس نتایج، تنش خشکی بر طول ساقه دو گونه *ochroleucum* و *spurium* اثر معنی‌دار نداشت ولی در گونه‌های *album* و *sediforme* به ترتیب باعث کاهش ۳۶ و ۳۰ درصد طول ساقه شد. کاهش وزن تر گونه‌های سدوم نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۴۵ (*spurium*)، ۴۸ (*ochroleucum*)، ۸۱ (*album*) و ۶۸ (*sediforme*) درصد بود اما درصد محتوی آب برگ در هیچ یک از گونه‌ها، کاهش معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت. Zhang و همکاران (۲۰۲۱) طی پژوهشی دو ساله (۲۰۱۷ و ۲۰۱۸) بر پایه بلوک‌های خرد شده، اثر اعمال ۳ سطح کم‌آبیاری پیوسته (تنش شدید، متوسط و ملایم به ترتیب ۴۵، ۵۵ و ۶۵ درصد ظرفیت زراعی) در دو مرحله رشد (H: مرحله گلدهی و J: تشکیل غلاف) را بر بادام زمینی بررسی کردند. بر اساس نتایج، بیشترین عملکرد و بهره‌وری آب در تیمار تنش متوسط حاصل شد که عملکرد این تیمار نسبت به تیمار تنش شدید به ترتیب ۷۲/۲۵ (۲۰۱۷) و ۷۴/۰۱ (۲۰۱۸) درصد بیش‌تر شد. همچنین بهره‌وری آب تیمار تنش متوسط نسبت به تیمار تنش ملایم، به ترتیب ۴۴/۱۶ و ۴۵/۰۳ درصد در دو سال آزمایش بیش‌تر شد.

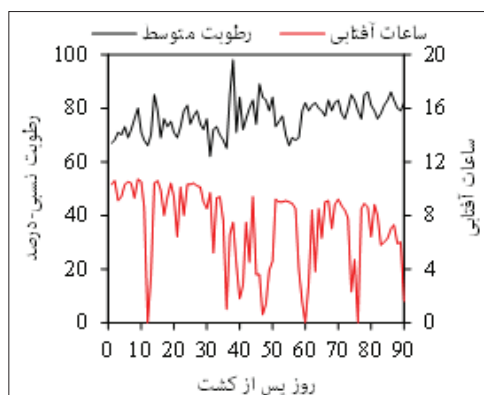
دمای متوسط و میزان رطوبت نسبی درون گلخانه به ترتیب ۱۴/۶، ۲۴/۶ و ۱۹/۶ درجه سانتی گراد و ۷۷ درصد به دست آمد. همچنین در دوره آزمایش، بیشترین، کمترین و متوسط ساعات آفتابی ثبت شده به ترتیب ۱۰/۷، صفر و ۷/۲ ساعت بود.



شکل ۱- گیاه سدوم رقم Nevii مورد آزمایش در این پژوهش



شکل ۲- تغییرات دمای هوای گلخانه در دوره آزمایش



شکل ۳- تغییرات متوسط رطوبت نسبی گلخانه و ساعات آفتابی ایستگاه هواشناسی ارومیه در دوره آزمایش

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده

EC (ds/m)	pH	رس (%)	سیلت (%)	شن (%)	بافت	آهک (%)	کربن آلی (%)	فسفر (ppm)	پتاسیم (ppm)
۱/۸	۷/۸	۱۸	۴۱	۴۱	لوم	۵/۵	۱/۲	۲۱/۷	۳۶۷

کاهش تبخیر-تعرق قلمه‌ها، با هرس برگ‌های اضافی، فقط ۷-۸ برگ بر روی هر قلمه حفظ شد. در نهایت قلمه‌ها برای ریشه‌زایی

گیاه سدوم (Sedum) یا گل ناز گلخانه‌ای متعلق به خانواده Crassulaceae با برگ‌ها و ساقه‌های آبدار و متورم یکی از گیاهان زینتی است که علاوه بر پرورش و نگهداری گلدانی در منازل و آپارتمان‌ها، برای پرکردن فضای خالی بین سنگفرش‌ها و در میان صخره‌ها و یا پوشاندن سطوح کوچک در فضای سبز شهری نیز به کار می‌رود (شوشتریان و همکاران، ۱۳۹۰). گل‌های این گیاه کوچک و ستاره‌ای شکل بوده که به صورت خوشه‌ای تشکیل می‌شود و در اواخر بهار ظاهر می‌شود. هدف از این پژوهش تعیین نیاز آبی و ضریب گیاهی سدوم به کمک میکروالایسیمتر در شرایط گلخانه‌ای و بررسی اثر سطوح متفاوت آبیاری بر فیزیولوژی گیاه و بهره‌وری آب بود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش از تیر ماه تا دی ماه ۱۳۹۶ به صورت آزمایشی گلدانی بر روی گیاه سدوم (Sedum cv. Nevii)، در گلخانه اداره فضای سبز و زیباسازی شهرداری ارومیه-آذربایجان غربی، با موقعیت جغرافیایی ۳۷° ۵۳' ۵۳" طول شرقی و ۳۷° ۳۳' ۹" عرض شمالی و ارتفاع ۱۳۳۶ متر از سطح دریا انجام شد. تحقیق به صورت آزمایش گلدانی بر پایه طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ۴ تکرار اجرا شد. در هر بلوک ۵ عدد گلدان به صورت کاملاً تصادفی چیده شد. فاصله بین بلوک‌ها ۱ متر و فاصله گلدان‌ها در داخل هر بلوک ۱ متر قرار داده شد. در یکی از گلدان‌ها گیاه چمن به عنوان گیاه مرجع و در ۴ گلدان دیگر گیاه سدوم جهت اعمال سطوح متفاوت آبیاری (۴۰، ۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ درصد نیاز آبی) کشت شد. سطح آبیاری ۱۰۰ درصد علاوه بر استفاده به عنوان شاهد در آزمایش سطوح متفاوت آبیاری، جهت محاسبه نیاز آبی و ضریب گیاهی سدوم استفاده شد. خاک مورد استفاده در آزمایش از خاک سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متر) یکی از اراضی کشاورزی شهرستان ارومیه تهیه شده سپس از سرنده ۱/۰ سانتی‌متر عبور داده شد. جدول (۱) مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده را نشان می‌دهد. شکل (۲) تغییرات دماهای حداقل، حداکثر و متوسط و شکل (۳) تغییرات رطوبت نسبی هوا ثبت شده در محیط گلخانه در طول دوره آزمایش را نشان می‌دهد. همچنین مقادیر ساعات آفتابی ثبت شده در ایستگاه هواشناسی سینوپتیک ارومیه در شکل (۳) آورده شده است. باتوجه به شکل‌های (۲ و ۳) در طول ۹۰ روز دوره آزمایش، میانگین دماهای حداقل، حداکثر و

قبل از شروع آزمایش اصلی، از قسمت علفی (نیمه‌خشبی) گیاه‌های مادری سدوم، قلمه‌هایی به طول ۷-۸ سانتی‌متر تهیه شد. سپس برای

در گلدان‌های نشایی از جنس سفال با قطر ۱۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۸ سانتی‌متر حاوی پیت‌ماس کشت شد. قلمه‌ها تا زمان ریشه‌دهی آبیاری شدند. همچنین برای تهیه گیاه چمن، از چمن‌های موجود در خزانه گلخانه، چند دسته جدا شده و در گلدان‌های نشایی کشت شد. پس از ریشه‌زایی قلمه‌ها و چمن‌ها در گلدان‌های نشایی، گیاهان به گلدان‌های اصلی منتقل شد. گلدان‌های اصلی دارای ۱۷ سانتی‌متر قطر و ۲۰ سانتی‌متر ارتفاع بود که به‌منظور تأمین زهکشی کامل گلدان‌ها، ابتدا یک لایه شن درشت در انتهای آنها ریخته شد سپس به‌طور مساوی در هر کدام ۲ کیلوگرم خاک سرنده شده، ریخته شد. آبیاری گلدان‌ها تا زمان استقرار کامل گیاهان (۶۰ روز پس از زمان انتقال به بستر اصلی)، به‌صورت کامل و هر روز انجام شد. پس از استقرار کامل گیاهان، آزمایش اصلی با اعمال سطوح متفاوت آبیاری در گیاهان سدوم و آبیاری کامل گلدان‌های چمن به مدت ۳ ماه (اول مهر تا آخر دی‌ماه ۱۳۹۶) انجام یافت. جهت تعیین نیاز آب آبیاری گیاهان سدوم (تیمار شاهد) و چمن، با در نظر گرفتن گلدان‌های مربوطه به‌عنوان میکرولایسیمتر زهکش‌دار، از رابطه (۱) (رابطه بیلان حجمی) استفاده شد.

$$I - O = \Delta S \quad (1)$$

I: آب ورودی به میکرولایسیمترها از طریق آبیاری، O: آب زهکشی شده از انتهای میکرولایسیمترها و ΔS : جبران رطوبت خارج شده از خاک در فاصله‌ی بین دو آبیاری به علت تبخیر-تعرق گیاه (فتحی و همکاران، ۱۳۹۶). پس از تعیین نیاز آبی تیمار شاهد گیاه سدوم، میزان آب آبیاری گیاهان سایر سطوح آبیاری بر اساس درصد کم آبیاری آنها محاسبه شده و در اختیار آنها قرار داده شد. دور آبیاری در نظر گرفته شده در این پژوهش ۳ روز بود. در طول دوره آزمایش، ارتفاع چمن در گلدان‌ها بین ۸-۱۵ سانتی‌متر حفظ شد (Allen و همکاران، ۱۹۹۸). کل حجم آب داده شده به گیاهان سدوم تیمارهای ۱۰۰، ۸۰، ۶۰ و ۴۰ درصد نیاز آبی در طول دوره آزمایش به ترتیب ۴/۲، ۳/۶، ۳/۱ و ۲/۲ لیتر و گیاه چمن ۴/۳ لیتر بود.

پس از رسیدگی کامل بوته‌ها، با انتقال گلدان‌ها به آزمایشگاه، قسمت هوایی سدوم‌ها از محل طوقه جدا شد و با ترازوی دقیق وزن تر آنها اندازه‌گیری شد. سپس از طریق شستشو با آب مقطر آلودگی‌ها و گرد و غبار از گیاه زدوده شد. در نهایت جهت خشک شدن، به مدت ۴۸ ساعت در آون الکتریکی با دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن، وزن خشک آن‌ها با ترازوی دقیق

اندازه‌گیری شد. به‌منظور تعیین وزن ریشه گیاهان، به آرامی خاک حاوی ریشه‌ها از گلدان‌ها خارج شده و سپس در داخل ظرف حاوی آب، خاک از ریشه جدا شد. در نهایت ریشه‌ها درون آبکش قرار داده شده با آب شهری با دبی بسیار کم شستشو داده شد تا خاک کاملاً از ریشه‌ها زدوده شود. سپس با دستمال کاغذی، ریشه‌ها خشک شد و وزن تر آن‌ها تعیین شد. سپس با خشک نمودن ریشه‌ها در آون الکتریکی با دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت، وزن خشک آنها تعیین شد. در نهایت پس از اندازه‌گیری وزن تر و خشک بوته‌های هر تیمار آزمایشی و با توجه به کل آب داده شده به آن در طول آزمایش، بهره‌وری آب از رابطه (۲) محاسبه شد.

$$WP = TPWM / TUW \quad (2)$$

در رابطه (۲)، WP: بهره‌وری آب آبیاری (گرم بر لیتر)؛ TPWM: وزن تر اندام هوایی گیاه (گرم) و TUW: کل آب مصرف شده در طول دوره رشد (لیتر) می‌باشد (نیکبخت و همکاران، ۱۳۹۹). پس از جمع‌آوری داده‌های آزمایش کم آبیاری، با کمک نرم‌افزار SPSS 22.0 تجزیه و تحلیل داده‌ها صورت پذیرفت. در نهایت با متوسط‌گیری از مقادیر تبخیر-تعرق اندازه‌گیری برای گلدان‌های ۴ تکرار برای چمن و سدوم (گلدان شاهد)، ضریب گیاهی سدوم از رابطه (۳) محاسبه شد.

$$Kc = ETc / ET0 \quad (3)$$

Kc: ضریب گیاهی؛ ETc: تبخیر-تعرق سدوم (میلی‌متر در روز)؛ ET0: تبخیر-تعرق گیاه چمن (میلی‌متر در روز) (Allen و همکاران، ۱۹۹۸).

نتایج و بحث

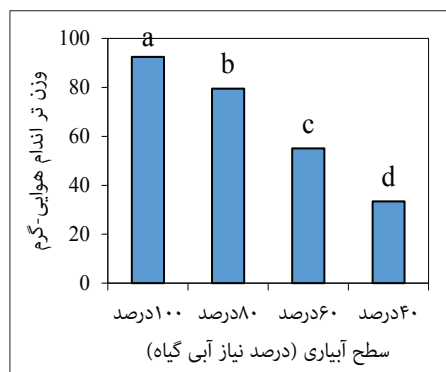
جدول (۲) نتایج تجزیه واریانس صفات اندازه‌گیری شده در گیاه سدوم رقم Nevii را نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود تأثیر سطوح متفاوت آبیاری بر صفات وزن تر اندام هوایی، بهره‌وری آب در وزن تر اندام هوایی، وزن خشک اندام هوایی در سطح احتمال ۹۹/۹۹ درصد معنی‌دار شد. اما تأثیر اعمال تیمار آبیاری بر صفات وزن تر و خشک ریشه‌ها از نظر آماری در هیچ سطح آماری معنی‌دار نشد. همچنین بین تکرارهای آزمایش، اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد. عدم معنی‌دار شدن وزن تر و خشک ریشه‌ها را می‌توان به محدود بودن فضای رشد ریشه در داخل گلدان‌ها مربوط دانست.

جدول ۲- تجزیه واریانس صفات اندازه‌گیری شده

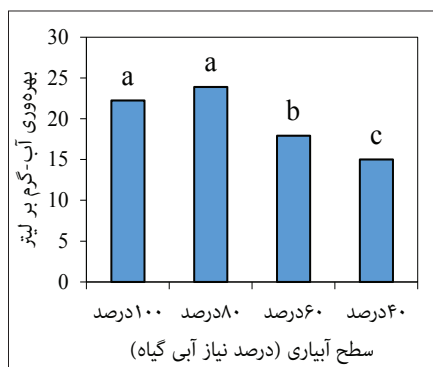
منابع تغییرات	درجه آزادی	وزن تر اندام هوایی	بهره‌وری آب	وزن خشک اندام هوایی	وزن تر ریشه‌ها	وزن خشک ریشه‌ها
تکرار	۲	۰/۷۳ ^{ns}	۰/۰۰ ^{ns}	۰/۵۰ ^{ns}	۲/۰۰ ^{ns}	۰/۹۸۰ ^{ns}
نیاز آبی	۳	۱۳۷۲/۵۵۷ ^{***}	۳۱/۵۴۳ ^{***}	۲۴/۸۱۸ ^{***}	۱۰۷/۲۳۰ ^{ns}	۶/۴۱۷ ^{ns}
خطا	۶	۲/۹۲۳	۰/۴۳۷	۰/۴۳۳	۲۰/۵۰۳	۱/۶۱۰
ضریب تغییرات-درصد	-	۲/۶	۳/۴	۷/۲	۲۱/۶	۲۵/۹

ns: غیرمعنی‌دار ***، ** و *: معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۱، ۰/۰۱ و ۵ درصد

حاصل شد. نتایج ارزیابی کم آبیاری بر دو توده عدس (بلوچستان و کردستان) در مزرعه تحقیقاتی مجتمع آموزش عالی سراوان توسط امیری و همکاران (۱۴۰۰) نشان داد بیشترین و کمترین بهره‌وری آب به ترتیب در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی توده بلوچستان (۲/۹ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر) و ۶۰ درصد نیاز آبی توده کردستان (۱/۵ کیلوگرم در هکتار بر میلی‌متر) بود.



شکل ۴- تأثیر سطوح آبیاری بر میانگین وزن تر اندام هوایی



شکل ۵- اثر سطوح آبیاری بر بهره‌وری آب در وزن تر اندام‌های هوایی

نتایج تأثیر اعمال تیمار کم آبیاری بر گیاه سدوم رقم Nevii بر میانگین وزن خشک اندام‌های هوایی در شکل (۶) نشان داده شد. تحت تأثیر اعمال کم آبیاری، وزن خشک دو تیمار ۱۰۰ و ۸۰ درصد با یکدیگر اختلاف معنی‌دار نشان نداد اما دو تیمار ۶۰ و ۴۰ درصد با یکدیگر و با تیمارهای ۱۰۰ و ۸۰ درصد اختلاف معنی‌دار داشت. با در نظر گرفتن اختلاف اندکی که بین وزن تر اندام‌های هوایی گیاه در دو تیمار ۱۰۰ و ۸۰ درصد نیاز آبی وجود داشت (۱۶ درصد) و این اختلاف از نظر آماری باعث معنی‌دار شدن آن شد، پس از خشک شدن گیاهان در آون، اختلاف موجود (۱ گرم یا ۸ درصد) از نظر آماری معنی‌دار نشد. با مقایسه اختلاف وزن تر و خشک اندام‌های هوایی گیاه سدوم برای هر سطح آبیاری (شکل ۷)، نتیجه شد که بیشترین کاهش وزن در اثر از دست دادن آب ذخیره شده در گیاه در تیمار ۱۰۰ درصد نیاز آبی و به میزان ۸۰ گرم حاصل شد. کمترین کاهش وزن نیز در تیمار ۴۰ درصد نیاز آبی حاصل شد که می‌تواند به علت اندک بودن آب قابل دسترس در این تیمار و به تبع آن ذخیره اندک آب در اندام‌های هوایی آن باشد.

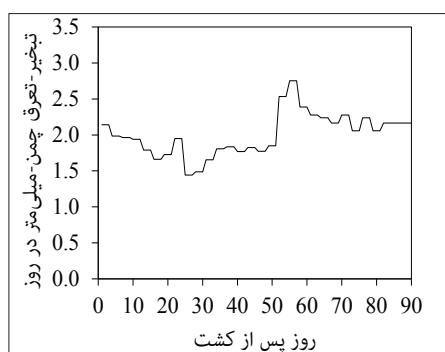
شکل (۴) نتایج مقایسه میانگین وزن تر اندام هوایی گیاه سدوم رقم Nevii با روش دانکن در سطح احتمال ۵ درصد را نشان می‌دهد. باتوجه به شکل (۴) نتیجه می‌شود تیمار گیاهان سدوم با سطوح متفاوت آب آبیاری، باعث ایجاد ۴ کلاس متفاوت از نظر آماری شد. بیشترین و کمترین اختلاف بین مقادیر وزن تر اندام هوایی تیمارهای کم آبیاری و تیمار شاهد به ترتیب در سطوح ۴۰ و ۸۰ درصد نیاز آبی با مقادیر به ترتیب ۵۹/۰۵ و ۱۳ گرم (به ترتیب ۱۷۷ و ۱۶ درصد) مشاهده شد. در حالت کلی از شکل (۴) چنین می‌توان دریافت کرد که گیاه سدوم به تنش آبی حساس بوده و با افزایش تنش آبی گسترش شاخسارها و برگ‌های آن کاهش می‌یابد.

با افزایش سطح کم آبیاری، میزان رطوبت خاک کاهش می‌یابد. بنابراین میزان جذب آب توسط ریشه‌ها محدود می‌شود. در نتیجه گیاه در معرض تنش قرار می‌گیرد. در این حالت آماس سلولی و انعطاف‌پذیری دیواره سلول‌های در حال رشد در برگ‌ها و ساقه گیاه عموماً کم می‌شود که به دنبال آن توسعه سلول و در نتیجه رشد اندام کاهش می‌یابد (علیزاده، ۱۳۸۴). علاوه بر توسعه سلول، کاهش پتانسیل آب سلول، موجب کاهش تقسیم سلولی نیز می‌شود (کوچکی و سردنیا، ۱۳۸۲). نتایج مقایسه اثر اعمال تیمارهای متفاوت آب آبیاری بر میانگین بهره‌وری آب در وزن تر اندام‌های هوایی گیاه سدوم در شکل (۵) آورده شده است. مشاهده می‌شود بیشترین بهره‌وری آب آبیاری با مقدار ۲۳/۷۵ گرم بر لیتر در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی حاصل شد که از نظر آماری با تیمار ۱۰۰ درصد نیاز آبی اختلاف معنی‌داری نداشت. بنابراین چنین نتیجه می‌شود که اعمال ۲۰ درصد تنش آبی به گیاه سدوم، باعث افزایش بهره‌وری آب آن شد. همانند وزن تر اندام‌های هوایی، کمترین بهره‌وری آب در تیمار ۴۰ درصد نیاز آبی حاصل شد که با بیشترین مقدار بهره‌وری آب (تیمار ۸۰ درصد)، ۳۷ درصد و با تیمار شاهد ۳۲ درصد اختلاف داشت.

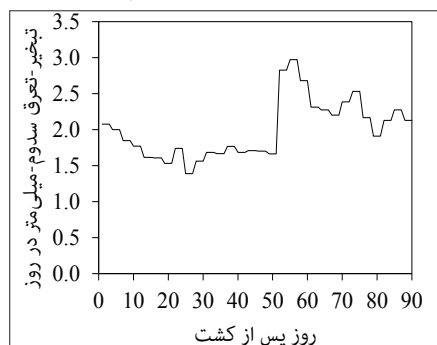
ارزیابی اثر کم آبیاری بر روی سیب‌زمینی در شمال ایتیوپی توسط Kifle و Gebretsadikan (۲۰۱۶) نشان داد بیشترین بهره‌وری آب در تیمار ۲۵ درصد کم آبیاری (۲/۸۶ کیلوگرم در مترمکعب) بود. Nakawuka و همکاران (۲۰۱۷) طی پژوهشی ۲ ساله بر روی ۴ رقم رازک در دره یاکیمای ایالت واشینگتن نتیجه گرفتند بیشترین بهره‌وری آب در هر ۴ رقم، در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی بود که به ترتیب ۰/۳۴، ۰/۴۱، ۰/۹۵ و ۰/۴۵ کیلوگرم در هکتار (به ترتیب ارقام هود، وایلامت، کلمبوس و چینوک) به دست آمد. در پژوهش مهربابی گوهری و اسدی (۱۳۹۶) بیشترین بهره‌وری آب در تولید گوجه‌فرنگی با میانگین ۶/۴۵ کیلوگرم بر مترمکعب در تیمار ۷۵ درصد نیاز آبی حاصل شد. سلطانی و همکاران (۱۳۹۷) بیشترین بهره‌وری آب در تولید هندوانه ۳۴/۱۶ کیلوگرم بر مترمکعب) را در تیمار ۷۵ درصد نیاز آبی به دست آوردند. بیشترین بهره‌وری آب گوجه‌فرنگی رقم فلات در آزمایش صالحي تیزآبی و همکاران (۱۳۹۹) در دانشگاه فردوسی مشهد با مقدار ۴/۴۶ کیلوگرم بر مترمکعب در تیمار آبیاری بخشی ریشه به طور ثابت

مشاهده می‌شود. کاهش رطوبت نسبی هوا ظرفیت پذیرش هوا برای بخار آب را افزایش می‌دهد. همچنین افزایش ساعات آفتابی باعث افزایش مقدار تشعشعات خالص رسیده به سطح می‌شود که در نتیجه این دو عامل، مقدار تبخیر-تعرق بیش‌تر می‌شود.

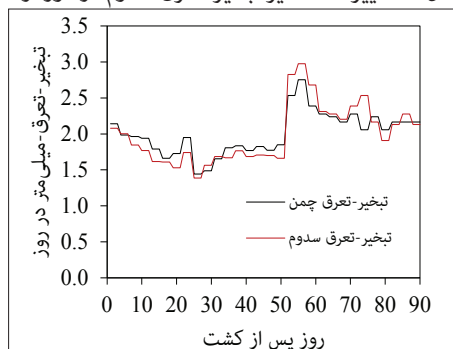
تغییرات مقادیر روزانه ضریب گیاهی سدوم در دوره رشد در شکل (۱۱) آورده شده است. با در نظر گرفتن شکل (۱۰) و اختلاف اندک مقادیر تبخیر-تعرق چمن و سدوم، انتظار می‌رفت که تغییرات مقادیر ضریب گیاهی سدوم در طول دوره آزمایش اندک و تقریباً در محدوده عدد یک باشد که این مسئله در شکل (۱۱) به وضوح قابل استنتاج است. بر اساس مقدار ضریب گیاهی محاسبه شده، کمترین و بیشترین مقدار Kc در طول دوره رشد گیاه سدوم به ترتیب ۱/۲۳ (در روز ۷۳ از زمان کاشت و مطابق با بیش‌ترین اختلاف مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم) و ۰/۸۹ (در روز ۱۹ از زمان کاشت) حاصل شد (۰/۳۵ اختلاف).



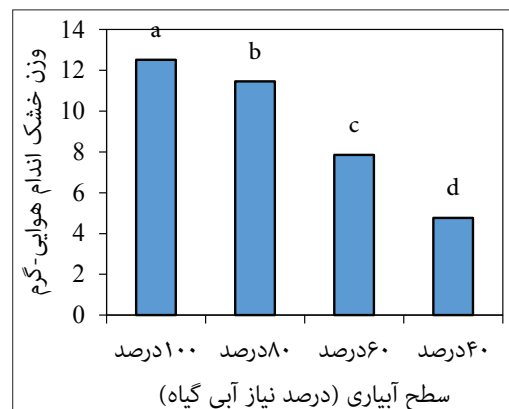
شکل ۸- تغییرات مقادیر تبخیر-تعرق گیاه چمن در دوره آزمایش



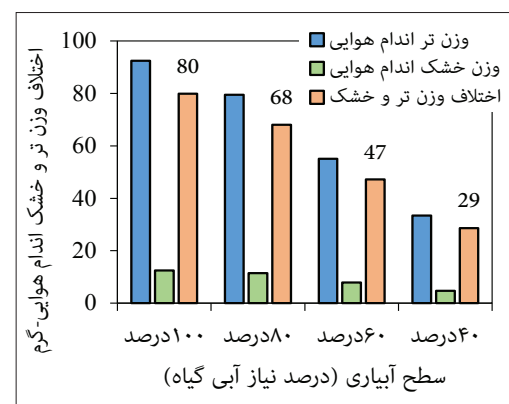
شکل ۹- تغییرات مقادیر تبخیر-تعرق سدوم در دوره رشد



شکل ۱۰- تغییرات مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم در دوره رشد

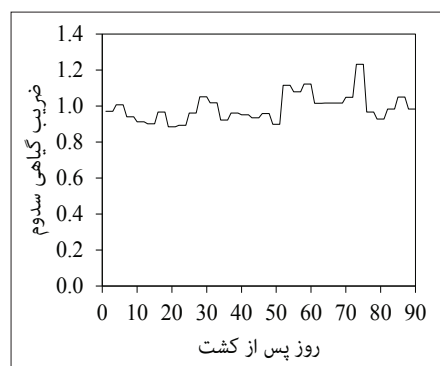


شکل ۶- اثر سطوح متفاوت آب آبیاری بر وزن خشک اندام هوایی



شکل ۷- اثر تیمارهای آبیاری بر وزن تر، خشک و اختلاف وزن تر و خشک اندام‌های هوایی

تغییرات روزانه مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم در دوره ۹۰ روزه تحقیق در شکل‌های (۸ و ۹) و تغییرات این دو پارامتر نسبت به هم در شکل (۱۰) نشان داده شده است. بر اساس مقادیر اندازه‌گیری شده، بیشترین، کمترین و متوسط تبخیر-تعرق گیاه چمن در طول دوره رشد به ترتیب ۲/۸، ۱/۴ و ۲/۰ میلی‌متر در روز و برای گیاه سدوم به ترتیب ۳/۰، ۱/۴ و ۲/۰ میلی‌متر در روز به دست آمد. باتوجه به داده‌های فوق و مقایسه شکل‌های (۸ تا ۱۰) نتیجه می‌شود دامنه تغییرات مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم در دوره رشد تقریباً نزدیک به هم بود که این نتیجه به وضوح در شکل (۱۰) قابل مشاهده است. بیشترین اختلاف بین مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم در طول ۹۰ روز دوره آزمایش در روز ۷۳ از ابتدای دوره اندازه‌گیری و به میزان ۰/۵ میلی‌متر در روز بود در حالی که در روز ۴، مقدار تبخیر-تعرق چمن و سدوم بر هم منطبق بوده و اختلاف این دو پارامتر صفر به دست آمد. بنابراین بر اساس نزدیک بودن مقادیر تبخیر-تعرق گیاهان چمن و سدوم در شرایط یکسان آب و هوایی چنین نتیجه می‌شود که سطح تعرق این دو گیاه تقریباً برابر بود. باتوجه به شکل‌های (۸ تا ۱۰) در دوره زمانی ۵۰ روز بعد از کاشت، جهش ناگهانی در مقادیر تبخیر-تعرق گیاه سدوم و گیاه چمن مشاهده شد. علت جهش را می‌توان به کاهش رطوبت نسبی و افزایش ساعات آفتابی در این روزها مربوط دانست که در شکل (۳) این مسئله



شکل ۱۱- تغییرات مقادیر ضریب گیاهی روزانه سدوم در طول دوره رشد

تعرق اندازه‌گیری شده برای سدوم در آذرماه بود (۶۷/۰ میلی‌متر) که گیاه حداکثر رشد را داشت. حداکثر مقدار ضریب گیاهی در بعد ۱۰ روزه و ماهانه به ترتیب در دهه سوم آبان ماه (۱/۰۹) و آذر ماه (۱/۰۲) به‌دست آمد. بر اساس نتایج این پژوهش، مجموع تبخیر-تعرق یا نیاز آبی خالص گیاه سدوم در طول ۹۰ روز دوره آزمایش ۱۷۹/۵ میلی‌متر، مجموع تبخیر-تعرق چمن ۱۸۰/۳ میلی‌متر و متوسط ضریب گیاهی ۰/۹۹ به‌دست آمد.

بر اساس نتایج دلاور و همکاران (۱۳۹۴) بر روی گل مریم دابل در شرایط گلخانه‌ای، حداکثر و حداقل مقادیر تبخیر-تعرق چمن را ۲/۹ (شهریور ماه) و ۲/۱ (خرداد ماه) و گیاه را ۴/۷ (تیر ماه) و ۳/۲ (مهر ماه) میلی‌متر بر روز به دست آمد. ایشان مقدار حداکثر و حداقل Kc ماهانه را به ترتیب ۰/۷۳ (مهر ماه) و ۰/۴۸ (خرداد ماه) محاسبه کردند. شریفی عاشورآبادی و همکاران (۱۳۹۳) حداکثر و حداقل مقدار ضریب گیاهی گل محمدی را در منطقه کرج در دوره تحقیق (اول فروردین تا ۱۵ آبان)، به ترتیب ۱/۳۷ (دهه اول خرداد) و ۰/۸۲ (دهه اول مرداد) به‌دست آوردند.

جدول (۳) مقادیر تبخیر-تعرق چمن، سدوم و ضریب گیاهی محاسبه شده دوره‌های ۱۰ روزه و ماهانه را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار تبخیر-تعرق چمن و سدوم در دوره‌های ۱۰ روزه، در دهه سوم آبان ماه (به ترتیب ۲۴/۹ و ۲۷/۱ میلی‌متر) بود (مطابق با دوره کاهش مقادیر رطوبت نسبی). در بعد زمانی ماهانه، بیشترین مقدار تبخیر-

جدول ۳- مقادیر تبخیر-تعرق چمن و گیاه سدوم و ضریب گیاهی در دوره‌های ۱۰ و ۳۰ روزه

ماه	دهه	تبخیر-تعرق چمن (میلی‌متر)	تبخیر-تعرق سدوم (میلی‌متر)	تبخیر-تعرق چمن (میلی‌متر)	تبخیر-تعرق سدوم (میلی‌متر)	ضریب گیاهی سدوم
مهر	۱	۲۰/۲	۱۹/۵	۰/۹۷		
	۲	۱۷/۷	۱۶/۳	۵۱/۴	۰/۹۲	۰/۹۵
	۳	۱۶/۴	۱۵/۶	۰/۹۶		
آبان	۱	۱۷/۷	۱۷/۰	۰/۹۷		
	۲	۱۸/۰	۱۶/۹	۶۱/۱	۰/۹۴	۱/۰۰
	۳	۲۴/۹	۲۷/۱	۱/۰۹		
آذر	۱	۲۲/۳	۲۲/۸	۱/۰۲		
	۲	۲۱/۶	۲۲/۷	۶۷/۰	۱/۰۶	۱/۰۲
	۳	۲۱/۶	۲۱/۵	۱/۰۰		

در آزمایش کم‌آبیاری، نتایج نشان داد تحت تأثیر سطوح آبیاری، کمترین و بیشترین اختلاف بین وزن تر اندام هوایی گیاه سدوم تیمار شاهد و تیمارهای کم‌آبیاری به ترتیب در تیمار ۸۰ درصد نیاز آبی (۱۶ درصد و معنی‌دار) و تیمار ۴۰ درصد نیاز آبی (۱۷۷ درصد و معنی‌دار) به‌دست آمد. بیش‌ترین بهره‌وری آب در وزن تر اندام هوایی تیمار ۸۰ درصد حاصل شد که ۷/۵ درصد بیشتر از تیمار شاهد بود (اختلاف غیرمعنی‌دار). تأثیر سطوح آبیاری بر وزن تر و خشک ریشه معنی‌دار نشد.

سپاسگزاری

از همکاری و مساعدت مسئولین و کارکنان اداره فضای سبز و زیباسازی شهرداری ارومیه-آذربایجان غربی کمال تشکر و امتنان را دارد.

نتیجه‌گیری

در تحقیق حاضر مقادیر تبخیر-تعرق و ضریب گیاهی سدوم در شرایط گلخانه با روش بیلان آبی و با کمک میکروولایسیمترهای پلاستیکی اندازه‌گیری شد. همچنین اثر سطوح آبیاری (۱۰۰، ۸۰، ۶۰ و ۴۰ درصد نیاز آبی گیاه) بر وزن تر و خشک اندام‌هوایی، بهره‌وری آب در وزن تر اندام هوایی و وزن تر و خشک ریشه بررسی شد. بر اساس نتایج، در طول دوره ۹۰ روزه آزمایش، مجموع تبخیر-تعرق چمن و سدوم به ترتیب ۱۸۰/۳ و ۱۷۹/۵ میلی‌متر به‌دست آمد (۰/۸ میلی‌متر اختلاف). متوسط تبخیر-تعرق گیاه چمن و سدوم در این دوره یکسان و برابر با ۲/۰ میلی‌متر در روز حاصل شد. کمترین، بیشترین و متوسط مقدار Kc در طول دوره رشد گیاه سدوم به ترتیب ۱/۲۳، ۰/۸۹ و ۰/۹۹ حاصل شد.

- و فنون باغبانی ایران، ۱۸(۲): ۱۵۹-۱۷۶.
- کرمی، ب. ۱۳۹۴. تأثیر کم آبیاری به روش PRD با آب مغناطیسی بر عملکرد و بهره‌وری مصرف آب در ذرت. پایان‌نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشگاه زنجان.
- کوچکی، ع. و سرمدنی، غ. ۱۳۸۲. فیزیولوژی گیاهان زراعی. انتشارات جهاد مشهد. چاپ دهم. مشهد، ایران.
- مهرابی گوهری، ا. و اسدی، ر. ۱۳۹۶. بررسی عملکرد گوجه فرنگی تحت تأثیر کم آبیاری تنظیم شده و آبیاری ناقص ریشه. مدیریت آب و آبیاری، ۲۷(۲): ۲۵۷-۲۷۱.
- نیکبخت، ج.، محمدی، ا. و برزگر ساربانقلی، ط. ۱۳۹۹. تأثیر محلول‌پاشی اسید سالیسیلیک در شرایط کم آبیاری بر عملکرد و کارایی مصرف آب خیار (Cucumis sativus cv. Kish F1). تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۱(۳): ۵۵۳-۵۶۱.
- 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. Rome, Italy.
- Kifle M. and Gebretsadikan T.G. 2016. Yield and water use efficiency of furrow-irrigated potato under regulated deficit irrigation, Atsibi-Wemberta, North Ethiopia. Agricultural Water Management, 170: 133-139.
- Kozłmińska A., Al Hassan M., Wyszniwska A., Hanus-Fajerska E., Boscaiu M. and Vicente O. 2019. Responses of succulents to drought: comparative analysis of four Sedum (Crassulaceae) species. Scientia Horticulturae, 243: 235-242.
- Nakawuka P., Peters T.R., Kenny S. and Walsh D. 2017. Effect of deficit irrigation on yield quantity and quality, water productivity and economic returns of four cultivars of hops in the Yakima Valley, Washington State. Industrial Crops and Products, 98: 82-92.
- Singh V.K., Tiwari K.N. and Santosh D.T. 2016. Estimation of crop coefficient and water requirement of Dutch Roses (Rosa hybrida) under greenhouse and open field conditions. Irrigation and Drainage Systems Engineering, 5(3): 169-178.
- Toyin F.J., Miguel R.J., Gbenro O.Ph. and Ebenezer A.A. 2015. Greenhouse evapotranspiration and crop factor of Amaranthus cruentus grown in weighing lysimeters. African Journal of Agricultural, 10(34): 3453-3461.
- Zhang J., Wang Q., Xia G., Wu Q. and Chi D. 2021. Continuous regulated deficit irrigation enhances peanut water use efficiency and drought resistance. Agricultural Water Management, 255: 106997.
- ابراهیمی، م.، رضوردی‌نژاد، و.، بشارت، س. و عبدی، م. ۱۳۹۷. تعیین تبخیر-تعرق و ضریب گیاهی مراحل رشد گیاه دارویی ریحان در کشت گلخانه‌ای. مدیریت آب و آبیاری، ۸(۱): ۱-۱۱.
- اردلان، و.، آقایی، ف.، پاک‌نژاد، ف.، صادقی شعاع، م.، اسماعیل‌زاده، ش. و فاطمی ریکا، ز. ۱۳۹۱. بررسی اثر تنش کم آبیاری و شیوه‌های مختلف آبیاری بر عملکرد و اجزای عملکرد دو رقم ذرت. فصلنامه زراعت و اصلاح نباتات، ۸(۳): ۱۷۵-۱۸۹.
- امیری، س.ا.، سلیمی، خ. و ضیائی، س.م. ۱۴۰۰. اثر کم آبیاری بر عملکرد و کارایی مصرف آب عدس (Lens culinaris Medik). مجله تنش‌های محیطی در علوم زراعی، ۱۴(۱): ۷۵-۸۳.
- دلور، ا.، میرلطیفی، س.م. و زارعی، ق. ۱۳۹۴. برآورد نیاز آبی و ضریب گیاهی گل مریم در شرایط کشت گلخانه‌ای شهرستان ورامین. مجله آبیاری و زهکشی ایران، ۹(۳): ۴۸۱-۴۸۹.
- رضوردی‌نژاد، و.، شبانیان، م.، بشارت، س. و حسینی، ع. ۱۳۹۶. تعیین نیاز آبی، ضریب گیاهی و کارایی مصرف آب خیار و گوجه‌فرنگی در شرایط گلخانه (مطالعه موردی: منطقه ارومیه). علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای، ۸(۳): ۲۷-۳۹.
- زارع ابیانه، ح.، چشمه‌قصابانی، ا.، باب‌الحوائجی، ح. و افروزی، ع. ۱۳۹۷. اثر کم آبیاری بر تبخیر و تعرق، کارایی مصرف آب، عملکرد و رشد گیاه فلفل همدانی در کشت گلخانه‌ای. علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای، ۹(۳): ۲۳-۳۷.
- سلطانی، ف.، شجری، م. و نوری، ح. ۱۳۹۷. بررسی رشد، عملکرد، کارایی مصرف آب و میزان تبخیر-تعرق برخی توده‌های هندوانه در شرایط تنش خشکی تحت رژیم‌های مختلف آبیاری. علوم باغبانی ایران، ۴۹(۲): ۳۵۱-۳۶۳.
- شریفی عاشورآبادی، ا.، روحی‌پور، ح.، عصاره، م.ح.، طبائی عقدانی، س.ر.، لباسچی، م.ح. و نادری، ب. ۱۳۹۳. تعیین نیاز آبی گل محمدی (Rosa damascena Mill.) با استفاده از لایسیمتر. دوماننامه علمی-پژوهشی تحقیقات گیاهان دارویی و معطر ایران، ۳۰(۶): ۹۲۳-۹۳۱.
- شوشتریان، س.، غنی، ع.، تهرانی‌فر، ع. و کیانی‌فر، م. ۱۳۹۰. مطالعه اثر دوره‌های مختلف آبیاری بر خصوصیات رویشی شش گونه گیاه پوششی سدوم در فضای سبز مشهد. هفتمین کنگره علوم باغبانی ایران. دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان.
- صالحی تیزآبی، س.، گلدانی، م. و نباتی، ج. ۱۳۹۹. تأثیر خشکی ناحیه‌ای بر عملکرد، اجزای عملکرد و کارایی مصرف آب در گیاه گوجه‌فرنگی در شرایط کم آبیاری. مجله آبیاری و زهکشی ایران، ۱۴(۲): ۴۲۶-۴۳۵.
- علیزاده، ا. ۱۳۸۴. رابطه آب و خاک و گیاه. انتشارات دانشگاه امام رضا. چاپ پنجم. مشهد، ایران.
- فتحی، ح.، امیری، م.ا.، ایمانی، ع.، حاجیلو، ج. و نیکبخت، ج. ۱۳۹۶. تحمل به تنش کم آبیاری نژادگان‌های بادام روی پایه GN۱۵ بر اساس برخی ویژگی‌های فیزیولوژیک و دمای برگ. مجله علوم

Methods for Removing Microplastics from Aqueous Media

A.R. Radkhah^{1*}, S. Eagderi², H. Poorbagher², E. Sadeghinejad Masouleh³

1,2-Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. 3-M.Sc. Graduated, Inland Waters Aquaculture Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI), Agriculture Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar-e Anzali, Iran.

*(Corresponding Author Email: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

Received: 27-10-2021

Revised: 07-02-2022

Accepted: 22-02-2022

Available Online: 21-09-2022

روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی

علیرضا رادخواه^۱، سهیل ایگدری^۲، هادی پورباقر^۲، اسماعیل صادقی‌نژاد ماسوله^۳

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکترا و دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. ۳- دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، پژوهشکده آبی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندر انزلی، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۱۸

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۰۸/۰۵

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۰۳

Abstract

The present study was conducted to review the methods of removing microplastics from aquatic environments. According to the literature review, common physical methods for removing microplastics from municipal and industrial effluents include ultrafiltration, reverse osmosis, and membrane bioreactors. Among chemical methods, the use of coagulants and flocculants in the treatment of microplastic wastewater has received more attention. In addition, one of the biological methods in removing microplastics is their removal using green algae and bacteria. The results showed that among the mentioned methods, the application of physical and biological methods has a higher priority due to their ease as well as economic efficiency. Many researchers consider the use of a combination of physical and biological methods to be the best option for removing microplastic wastes from aquatic environments. Due to the importance and application of physical methods in the removal of microplastics from aqueous media, pre-treatment steps and then the use of membrane separation techniques and membrane bioreactors (MBR) along with other treatment processes such as reverse osmosis, can significantly increase the efficiency of treatment methods. In the physical method, which is often membrane filtration, various factors are involved in the removal of microplastics, the most important of which are the properties of the membrane (membrane material, pore size, membrane thickness, surface properties) as well as the characteristics of the effluent (shape, size, mass, chemical composition, and concentration).

Keywords: Microplastics, Aqueous media, Physical methods, Ultrafiltration, Coagulants.

چکیده

مطالعه حاضر با هدف بررسی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی در قالب یک تحقیق مروری به نگارش درآمد. بر اساس اطلاعات به‌دست آمده، روش‌های فیزیکی رایج برای حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های شهری و صنعتی شامل اولترافیلتراسیون، اسمز معکوس و بیوراکتور غشایی می‌باشند. در بین روش‌های شیمیایی استفاده از منعقدکننده‌ها و لخته‌سازها در تصفیه پساب‌های میکروپلاستیک بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. علاوه بر این، از جمله روش‌های بیولوژیکی مطرح در حذف میکروپلاستیک‌ها نیز می‌توان به حذف آن‌ها با استفاده از جلبک‌های سبز و باکتری‌ها اشاره نمود. نتایج نشان داد در بین روش‌های مذکور، کاربرد روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی به دلیل آسانی و همچنین صرفه اقتصادی نسبت به سایر روش‌ها برتری دارد. بسیاری از پژوهشگران استفاده از مجموعه روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی را بهترین گزینه برای حذف پسماندهای میکروپلاستیک از محیط‌های آبی می‌دانند. باتوجه به اهمیت و کاربرد روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی، انجام مراحل پیش‌تصفیه و سپس استفاده از تکنیک‌های جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی همراه با سایر فرآیندهای تصفیه مانند اسمز معکوس می‌تواند کارایی روش‌های تصفیه را تا حد قابل توجهی افزایش دهد. شایان ذکر است در روش فیزیکی که اغلب فیلتراسیون غشایی می‌باشد، عوامل مختلفی در میزان حذف میکروپلاستیک‌ها دخالت دارند که از جمله مهمترین آن‌ها می‌توان به پارامترهای غشا (مواد غشا، اندازه منافذ، ضخامت غشا، ویژگی‌های سطح غشا) و ویژگی‌های پساب (شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و غلظت آن) اشاره کرد.

واژه‌های کلیدی: میکروپلاستیک‌ها، محیط‌های آبی، روش‌های فیزیکی، اولترافیلتراسیون، منعقدکننده‌ها.

و همکاران، ۲۰۲۰). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها، علاوه بر ایجاد انسداد در دستگاه گوارش، می‌تواند انتقال آلاینده‌های جذب شده توسط پلاستیک را تسهیل کند و عواقب نامشخصی بر سلامت موجودات آبی و انسان داشته باشد (Davidson و Dudas، ۲۰۱۶). یک مشکل عمده در زمینه میکروپلاستیک‌ها، توانایی آن‌ها در جذب سایر آلاینده‌های معمول مانند فلزات، داروها و غیره می‌باشد. از این رو، این مواد می‌توانند به‌طور نهفته باعث ایجاد بیماری‌هایی از قبیل سرطان، ناهنجاری در حیوانات و انسان‌ها، اختلال در فعالیت باروری و کاهش پاسخ ایمنی شوند (Li و همکاران، ۲۰۱۸b؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

امروزه حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی مانند دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، اقیانوس‌ها و پساب‌های شهری باتوجه به تأثیرات فاجعه‌باری که بر گونه‌های آبی و انسان دارد، به‌عنوان یک چالش جهانی مطرح شده است. در عصر حاضر، به دلیل انتشار بیماری پاندمیک کووید-۱۹، تولید محصولات پلاستیکی از قبیل ماسک‌ها، دستکش، ظروف یکبار مصرف و غیره افزایش یافته و در پی آن، حجم رهاسازی زباله‌های حاصل از این مواد نیز در سطح جهان روبه‌فزونی است. در مجموع، شیوع بیماری کووید-۱۹ به چالش‌های ناشی از انتشار پسماندهای پلاستیکی در محیط‌زیست دامن زده و شرایط را وخیم‌تر ساخته است. باتوجه به اهمیت شرایط چالش برانگیز کنونی و نظر به انتشار گسترده زباله‌های پلاستیکی به محیط‌های طبیعی از جمله اکوسیستم‌های آبی (Kazour و همکاران، ۲۰۱۹)، پژوهش حاضر با هدف بررسی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی در قالب یک تحقیق مروری به نگارش درآمد. در این تحقیق، انواع روش‌های حذف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی بررسی شد و علاوه بر آن، سعی شد به عوامل موثر بر میزان حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی نیز اشاره شود.

• منشأ پلاستیک‌ها و انواع آن‌ها

صنعت پوشاک، صنایع آرایشی و بهداشتی، کارخانه‌های تولید پلاستیک، صنعت شیلات، خطوط کشتیرانی، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، لاستیک‌های خودرو و کامیون از منابع اصلی انتشار پسماندهای پلاستیکی در محیط می‌باشند (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس اندازه ذرات، پلاستیک‌ها را می‌توان به میکروپلاستیک (MP) و نانوپلاستیک (NP) تقسیم‌بندی نمود. بر طبق گزارش‌های سازمان ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی (NOAA)، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان ذرات پلیمر مصنوعی در برابر تخریب (زیستی) مقاومت می‌کنند (Thompson و همکاران، ۲۰۰۴). از طرف دیگر، نانوپلاستیک‌ها به‌عنوان ذرات (نانوسفرها، نانوسیم‌ها/نانولوله‌ها و نانوفیلم‌ها) با ابعاد کوچکتر بین ۱ تا ۱۰۰ نانومتر تعریف شده‌اند (Yee و همکاران، ۲۰۲۱). متداول‌ترین مواد پلاستیکی شناسایی شده در پساب‌های تصفیه‌خانه‌ها شامل پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌استایرن

پلاستیک‌ها طیف وسیعی از مواد مصنوعی یا نیمه‌مصنوعی هستند که از پلیمرها به‌عنوان ماده اصلی استفاده می‌کنند. پلاستیسیته آنها این امکان را فراهم می‌کند که پلاستیک‌ها امکان قالب‌گیری، اکستروژن یا فشردن داشته باشند و به اشیاء جامد با اشکال مختلف تبدیل شوند. این سازگاری، به‌علاوه طیف گسترده‌ای از خواص دیگر، مانند وزن سبک، بادوام، انعطاف‌پذیر و ارزان بودن تولید، منجر به استفاده گسترده از این مواد شده است (Andrady و Neal، ۲۰۰۹). پلاستیک‌ها معمولاً از طریق سیستم‌های صنعتی ساخته می‌شوند. بیشتر پلاستیک‌های مدرن از مواد شیمیایی مبتنی بر سوخت‌های فسیلی مانند گاز طبیعی یا نفت به‌دست می‌آیند. با این حال، در روش‌های صنعتی اخیر از انواع پلاستیک‌های ساخته شده از مواد تجدیدپذیر، مانند ذرت یا مشتقات پنبه نیز استفاده می‌شود (Conkle و همکاران، ۲۰۱۸).

تولید پلیمرهای مصنوعی از اواسط قرن بیستم به بیش از ۱۰۰ برابر افزایش یافته است به‌طوری‌که بر اساس گزارش‌های دریافت شده میزان تولید سالیانه مواد پلاستیکی به ۲۸۰ میلیون تن در سراسر جهان رسیده است. بیشتر این مواد پلاستیکی اغلب به‌عنوان مواد یکبار مصرف استفاده می‌شوند (Espinosa و همکاران، ۲۰۱۶). تولید بالای این مواد همراه با ویژگی‌های فیزیکی ویژه، بی‌تحریک شیمیایی و سرعت بسیار کم تجزیه بیولوژیکی، منجر به تجمع زباله‌های پلاستیکی در محیط شده است (Eubeler و همکاران، ۲۰۱۰). عدم مدیریت صحیح مسیرهای تخلیه و دفع نامناسب زباله‌ها و رواناب‌های شهری ممکن است منجر به ورود مقادیر قابل توجهی از این مواد پلاستیکی به محیط آبی شود (Andrady، ۲۰۱۱).

تولید پلاستیک در جهان به‌طور مداوم در حال رشد است. آسیا بزرگترین تولیدکننده پلاستیک (۵۰/۱ درصد) است و پس از آن، اروپا (۱۸/۵ درصد)، آمریکای شمالی (۱۷/۷ درصد)، خاورمیانه، آفریقا (۷/۷۱ درصد) و آمریکای لاتین (۴ درصد) به‌ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. افزایش چشمگیر و تولید گسترده پلاستیک‌ها در سطح جهان باعث رهاسازی مقدار زیادی از ضایعات پلاستیک در خشکی می‌شود که در مراحل بعدی ممکن است به محیط آبی منتقل شوند و نگرانی‌های فزاینده‌ای را ایجاد کنند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). بر اساس گزارش‌های منتشر شده، بقایای پلاستیک‌ها بسیاری از مناطق ساحلی و دریایی در سراسر جهان را فراگرفته است. در محیط‌های دریایی، پلاستیک‌ها تحت تأثیر فرایند هوازدگی و تجزیه، به قطعات ریز و نانوذرات تبدیل می‌شوند. این پدیده تحت تأثیر نیروهای مکانیکی به‌عنوان مثال امواج یا فرایندهای فتوشیمیایی ناشی از نور خورشید قرار دارد (Espinosa و همکاران، ۲۰۱۶).

میکروپلاستیک‌ها معمولاً به‌عنوان ذرات پلاستیکی که اندازه آن‌ها ۱ نانومتر تا کمتر از ۵ میلی‌متر می‌باشد، مشخص می‌شوند (Iyare

(PS)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌کربنات (PC)، پلی‌آمیدها (PA)، پلی‌استر (PES) و پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) می‌باشند. لازم به ذکر است این مواد پلیمرهای ترموپلاستیک برگشت‌پذیر و قابل بازیافت هستند (Talvitie و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه بر پلیمرهای ترموپلاستیک که قابلیت بازیافت دارند، پلیمرهای ترموست (Thermosetting polymer) نیز شناسایی شده‌اند. پلیمرهای ترموست مواد برگشت‌ناپذیری هستند که پس از گرم شدن و تشکیل مجدد، قابلیت ذوب دوباره، اصلاح و بازیافت را ندارند. رایج‌ترین مواد ترموست شامل رزین‌های اپوکسی، وینیل استر، سیلیکون، رزین ملامین، پلی‌استر غیراشباع، رزین‌های فنولیک، پلی‌اورتان، فرمالدئید و رزین‌های اکریلیک می‌باشند (Talvitie و همکاران، ۲۰۱۷؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

• میزان تولید و انتشار پسماندهای پلاستیکی در سال‌های اخیر

میزان انتشار میکروپلاستیک‌ها (MP) در اکوسیستم‌های آبی همراه با افزایش تدریجی تولید این مواد در هر سال افزایش می‌یابد. در حال حاضر، نزدیک به ۷۱ درصد از زباله‌های پلاستیکی به‌طور مستقیم وارد محیط می‌شوند (شکل ۱) و باقی‌مانده در قالب دیگری دوباره استفاده می‌شوند. بنابراین، آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خشکی و آبی به یک فاجعه محیط‌زیستی تبدیل شده است. در سال ۲۰۱۶، تولید جهانی پلاستیک تقریباً ۳۳۵ میلیون تُن بود. درحالی‌که میزان تولید پلاستیک در سطح جهان، در سال ۲۰۱۷ به ۳۴۸ میلیون تُن افزایش یافت (Kumar و همکاران، ۲۰۲۱). این نتایج نشان می‌دهد، تولید جهانی پلاستیک‌ها، تنها در مدت ۱ سال نزدیک به ۴ درصد افزایش یافته است که رقم قابل توجهی است (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس Kumar و همکاران (۲۰۲۱)، آخرین آمار از تولید جهانی پلاستیک مربوط به سال ۲۰۱۹ است که نشان دهنده تولید ۳۷۰ میلیون تن می‌باشد.



شکل ۱- رهاسازی زباله‌های پلاستیکی در محیط‌های ساحلی و دریایی (Sharma و Chatterjee، ۲۰۱۹)

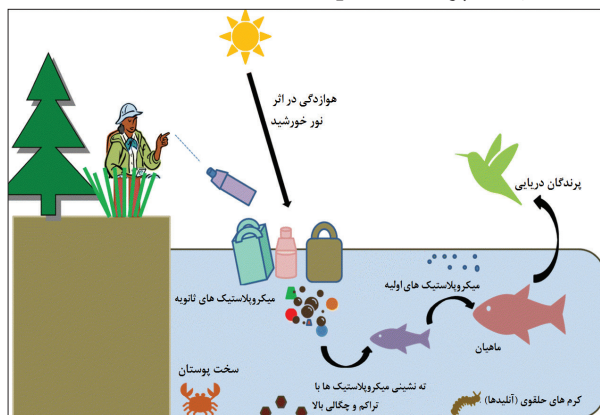
در حال حاضر، نزدیک به ۸ میلیون تُن زباله پلاستیکی هر سال یکسره وارد اکوسیستم‌های دریایی می‌شود که پیش‌بینی می‌شود این مقدار تا سال ۲۰۵۰ به چهار برابر افزایش یابد (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). به‌طور کلی، بررسی آمارها و گزارش‌های مستند بین‌المللی نشان‌دهنده افزایش تولید میکروپلاستیک‌ها و در پی آن، رهاسازی و انتشار گسترده آن‌ها در محیط‌های آبی می‌باشد (شکل ۱).

• تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر محیط‌زیست

بررسی مسیرهای اثرگذاری میکروپلاستیک‌ها نشان می‌دهد که این مواد می‌توانند در سطوح مختلف تغذیه‌ای به زنجیره غذایی راه پیدا کنند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه بسیار کوچکی که دارند، به راحتی توسط پلانکتون‌ها و فیلترفیدرهایی که قادر به انتخاب درست غذای خود نیستند، بلعیده می‌شوند (Anderson و همکاران، ۲۰۱۶). مرور تحقیقات پیشین نشان‌دهنده وجود میکروپلاستیک‌ها در زیستگاه آبزیان از سال ۱۹۶۰ است و چندین مطالعه در مورد جذب میکروپلاستیک توسط پستانداران آبزی و پرندگان دریایی نیز به‌طور مستند ارائه شده است (Anderson و همکاران، ۲۰۱۶؛ Westphalen و Abdelrasoul، ۲۰۱۷).

در بسیاری از تحقیقات اثبات شده است میکروپلاستیک‌ها وارد شبکه غذایی انسان می‌شوند. در مطالعه‌ی Davidson و Dudas (۲۰۱۶) وجود میکروپلاستیک‌ها در صدف‌های مانیلا (*Venerupis philippinarum*) در بریتیش کلمبیا بررسی شد. نتایج نشان داد به‌طور میانگین هر صدف حداقل دارای یک قطعه میکروپلاستیک می‌باشد. Davidson و Dudas (۲۰۱۶) میزان میکروپلاستیک‌ها در صدف‌های مورد مطالعه را بین ۰/۰۷ تا ۵/۵ ذره در گرم برآورد کردند. تحقیقات Miranda و Carvalho-Souza (۲۰۱۶) در برزیل، مقادیر قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها را در معده دو گونه از مهمترین ماهیان خوراکی تشخیص داد. براساس تحقیقات منتشر شده Santillo و همکاران (۲۰۱۷) میکروپلاستیک‌ها در بسیاری از گونه‌های دریایی از کشورهای مختلف جهان مانند کانادا، برزیل، پرتغال، چین، اندونزی، ایالات متحده و اسپانیا و مناطق مهم دیگر مانند شمال اقیانوس آرام، شمال آتلانتیک، دریای بالتیک و مدیترانه گزارش شدند. میکروپلاستیک‌ها از طریق مسیرهای مختلف بر برای موجودات آبزی تأثیر می‌گذارند. یکی از مهمترین این مسیرها، تغذیه می‌باشد که می‌تواند به‌واسطه تغذیه با فیلتر، تغذیه با سوسپانسیون، استنشاق در سطح آب‌وهوا و مصرف طعمه‌ای است که در معرض میکروپلاستیک‌ها قرار گرفته است، صورت گیرد (شکل ۲). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها می‌تواند باعث انسداد فیزیکی و زخم‌های داخلی و خارجی شود. از این‌رو، موجودات زنده در معرض آسیب قرار می‌گیرند که در نهایت ممکن است به مرگ منجر شود. ثانیاً، موجودات زنده می‌توانند در معرض نشت مواد افزودنی سمی مانند نرم‌کننده‌ها، تثبیت‌کننده‌ها، رنگدانه‌ها قرار گیرند. این مواد

شد. وی مقادیر بیشتری از میکروپلاستیک‌های ثانویه که شامل قطعاتی از زیاله‌های خرد شده، تکه‌های پلاستیک، فوم پلی استایرن و الیاف بودند، نیز مشاهده نمود. Westphalen و Abdelrasoul (۲۰۱۷) به بررسی شکل ترکیبات پساب در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب پرداختند و مشاهده کردند میکروپلاستیک‌ها ۳۰ درصد از نمونه‌های موجود در پساب را تشکیل دادند، در حالی که الیاف بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده بودند (Westphalen و Abdelrasoul، ۲۰۱۷).



شکل ۲- نمای شماتیکی از حضور میکروپلاستیک‌ها و اثرات آن‌ها در اکوسیستم‌های آبی (Kandasubramanian و Issac، ۲۰۲۱)

روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی

• روش‌های فیزیکی

۱- حذف با استفاده از فناوری غشایی

فیلتراسیون غشایی شامل فیلتراسیون تحت فشار از طریق منافذ کوچک برای حذف آلاینده‌هایی است که معمولاً از طریق فیلتراسیون درشت فیزیکی حذف نمی‌شوند (Roegner و همکاران، ۲۰۱۴؛ Li و همکاران، ۲۰۱۸a). فیلتراسیون غشایی شامل چهار نوع است که با اندازه منافذ غشای مربوطه مشخص می‌شوند. انواع فیلتراسیون غشایی شامل میکروفیلتراسیون (MF: ۰/۱ تا ۱۰ میلی‌متر)، اولترفیلتراسیون (UF: ۱ تا ۱۰۰ نانومتر)، نانوفیلتراسیون (NF: حدود ۱ نانومتر) و اسمز معکوس (RO: ۰/۱ نانومتر) می‌باشد (Ezugbe و Rathilal، ۲۰۲۰). این روش‌های فیلتراسیون به دلیل کاربرد گسترده‌ای که در حذف ریز آلاینده‌ها در تصفیه‌خانه‌ها دارند، توجه زیادی را به سوی خود جلب کرده‌اند (Bui و همکاران، ۲۰۱۹). در ادامه، به برخی از مهمترین روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی پرداخته می‌شود.

-اولترفیلتراسیون:

اولترفیلتراسیون (UF) به دلیل مصرف کم انرژی، راندمان جداسازی بالا و صرفه اقتصادی به عنوان یک روش مناسب برای تصفیه آب (شکل ۳) مورد توجه قرار گرفته است (Moslehiani و همکاران، ۲۰۱۹). این روش در واقع یک فرآیند فشار پایین (۱ تا ۱۰ بار) است

نه تنها سمی، بلکه سرطان‌زا نیز هستند و می‌توانند بر عملکرد باروری گونه‌ها تأثیر بگذارند. علاوه بر این، به دلیل نسبت سطح به حجم زیاد و برخی از ویژگی‌های ذاتی میکروپلاستیک‌ها، این مواد به واسطه ماهیت آب‌گریز بودن قادر به جذب آلاینده‌های مختلف مانند فلزات سنگین، ترکیبات گلر و معطر و آلاینده‌های آلی پایدار هستند (Kandasubramanian و Issac، ۲۰۲۱).

میکروپلاستیک‌ها به واسطه نسبت سطح به حجم زیادی که دارند، می‌توانند برای آبیان بسیار خطرناک باشند. این مواد آلاینده‌های آب‌گریز را از آب جذب می‌کنند، سپس این آلودگی‌ها را به سایر زیستگاه‌ها انتقال می‌دهند (Setälä و همکاران، ۲۰۱۴). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها توسط موجودات زنده یک روش معمول برای ایجاد اثرات سمی است (Dudas و Davidson، ۲۰۱۶). بررسی پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌های پلی استایرن، زیست‌فراهمی ترکیبات فلورانتین در صدف‌های دریایی (*Mytilus spp*) را پس از ۷ روز مواجهه افزایش می‌دهند (Paul-Pont و همکاران، ۲۰۱۶). این نتایج به این معنی است که تجمع بیشتر فلورانتین در صدف‌هایی صورت می‌گیرد که در معرض میکروپلاستیک‌های حاوی فلورانتین قرار داشتند. درحالی که صدف‌هایی که در معرض فلورانتین خالص قرار داشتند، نسبت به صدف‌هایی که در مواجهه با میکروپلاستیک‌ها بودند، تجمع کمتری از فلورانتین را نشان دادند. این مسئله نشان داد اثرات فلورانتین به تنهایی کمتر از هنگامی است که در میکروپلاستیک‌ها ذخیره شده باشد. با توجه به این موضوع، میکروپلاستیک‌ها علاوه بر اثرات مستقیمی که خود بر اکوسیستم‌های آبی می‌گذارند، باعث تشدید اثرات آلاینده‌های دیگر نیز می‌شوند.

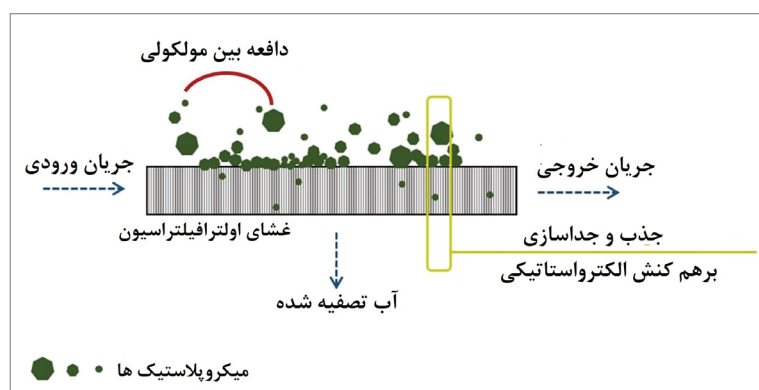
در مطالعات جدیدتر، اثرات اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل ترکیبات سمی مورد توجه قرار گرفته است. اگرچه تصفیه‌خانه‌های متعارف آب و فاضلاب از روش‌های انعقاد، لخته‌سازی، ته‌نشینی و فیلتراسیون استفاده می‌کنند که در حذف میکروپلاستیک‌ها کارایی قابل توجهی نیز دارند، اما با این حال، با توجه به اینکه مقدار زیادی از مواد آلاینده در این تصفیه‌خانه‌ها وجود دارند و از آنجا که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند مواد سمی آب‌گریز را جذب و ذخیره کنند، می‌توان اظهار داشت که میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل‌های انتقال‌دهنده این مواد سمی به محیط‌های آبی عمل می‌کنند (Sharma و Chatterjee، ۲۰۱۹).

تلاش‌های تحقیقاتی زیادی برای شناسایی عوامل اصلی آلودگی میکروپلاستیک‌ها انجام شده است. در حال حاضر، محققان زیادی در حال بررسی وجود میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌ها و محیط‌های آبی هستند. Ontario (۲۰۱۶) در مطالعه‌ای که در مجاورت خلیج هومبر (Humber Bay) در شهر تورنتو انجام داد، بیان کرد میکروپلاستیک‌های اولیه نزدیک به ۱۴ درصد از مواد جمع‌آوری شده را تشکیل می‌دهند و غلظت بالاتری از میکروپلاستیک‌ها در نزدیکی مناطق شهری مانند خلیج هومبر (Humber Bay) تورنتو مشاهده

که با استفاده از غشاهای اولترافیلتراسیون، با اندازه منافذ بین ۱ تا ۱۰۰ نانومتر، می‌تواند ذرات و درشت مولکول‌هایی مانند پروتئین‌ها، اسیدهای چرب، باکتری‌ها، تک‌یاخته‌ها، ویروس‌ها و جامدات معلق را حذف کند (رادخواه و صادقی‌نژاد ماسوله، ۱۴۰۰؛ رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰). روش اولترافیلتراسیون به‌طور خاص می‌تواند میزان مواد آلی و BOD (نیاز اکسیژن بیولوژیکی) را حداقل ۹۵ درصد کاهش دهد. این روش که کدورت آب را تا حد زیادی کاهش می‌دهد، قادر است از استانداردهای نظارت کیفیت آب فراتر رفته و ۹۰-۱۰۰ عامل بیماری‌زا را از سیستم حذف کند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). علاوه بر این، بسیاری از تأسیسات تصفیه آب شهری از روش اولترافیلتراسیون در برابر آلودگی‌های ناشی از کریپتوسپوریديوم (Cryptosporidium)، ژیا ردیا (Giardia) و سایر ارگانیزم‌ها استفاده می‌کنند. این ارگانیزم‌ها از عوامل بیماری‌زایی هستند که در صورت مصرف آب، وارد بدن انسان می‌شوند و می‌توانند باعث امراض جدی شوند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). به‌طور کلی، مجموع موارد ذکر شده باعث شده است که اولترافیلتراسیون به‌عنوان جایگزینی برای روش‌های ثانویه تصفیه (ته‌نشینی، لخته شدن، انعقاد) در تصفیه‌خانه‌ها استفاده شود (Moslehiani و همکاران، ۲۰۱۹). این روش می‌تواند امکان استفاده مجدد از آب را فراهم سازد.

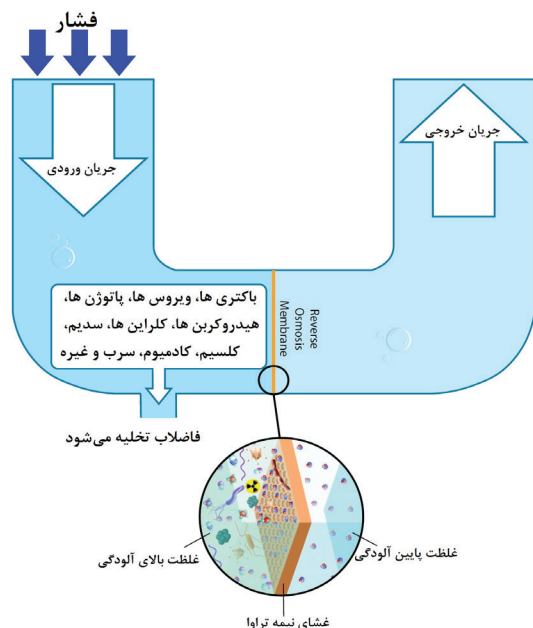
اولترافیلتراسیون، با اینکه دامنه گسترده وزن مولکولی، در حذف مواد آلی با وزن مولکولی پایین کارایی کمتری دارد. در بسیاری از موارد، اولترافیلتراسیون در کنار فرآیندهای اولیه (شناورسازی و فیلتراسیون) و برخی از روش‌های ثانویه تصفیه به‌عنوان مرحله پیش تصفیه استفاده می‌شود (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). امروزه فرآیند اولترافیلتراسیون همراه با مرحله انعقاد یکی از فن‌آوری‌های اصلی تصفیه آب است که حذف قابل توجهی از مواد آلی در آب را انجام می‌دهد. در واقع، اکثر مطالعات حذف ماده آلی طبیعی (NOM) را که ماتریس پیچیده‌ای از ترکیبات آلی با طیف گسترده‌ای از خواص شیمیایی، ترکیب شیمیایی و وزن مولکولی است، گزارش کردند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). سطوح نگران‌کننده میکروپلاستیک در آب‌های شیرین، موجب شده مطالعات عمیقی در مورد حذف میکروپلاستیک‌ها در طول فرآیندهای

انعقاد و اولترافیلتراسیون (UF) صورت گیرد. باتوجه به اینکه روش‌های مذکور به‌عنوان فناوری‌های تصفیه در تولید آب آشامیدنی نیز مطرح می‌شوند، بر اهمیت این مسئله افزوده شده است (Xia و همکاران، ۲۰۰۷). تا به امروز، چندین مطالعه حذف میکروپلاستیک‌ها به‌واسطه فرآیندهای انعقاد و UF برای تولید آب آشامیدنی را گزارش کردند (Ma و همکاران، ۲۰۱۹؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). پلی اتیلن فراوان‌ترین آلاینده پلاستیکی است که در آب شناسایی شده است و علاوه بر این، چگالی آن (۰/۹۲ تا ۰/۹۷ گرم بر سانتی‌متر مکعب) بسیار نزدیک به چگالی آب است. این مسئله، حذف آن توسط فرآیندهای تصفیه آب را دشوار کرده است. Ma و همکاران (۲۰۱۹) کارایی فرآیند اولترافیلتراسیون در حذف پلیمرهای پلاستیکی شامل پلی اتیلن (PE) از آب آشامیدنی را بررسی کردند. آن‌ها اظهار داشتند در فرآیند اولترافیلتراسیون، راندمان حذف پلی اتیلن با اندازه ذرات کوچک (قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) به‌طور قابل توجهی تا ۹۱ درصد افزایش یافت. در این تحقیق، یک نتیجه جالب در مورد عملکرد اولترافیلتراسیون حاصل شد که رسوب غشا^۱ به تدریج پس از استفاده از عوامل انعقادکننده با PE کاهش یافت. در اینجا، منظور از رسوب غشاء، نشست ذرات بر روی یک غشاء است که باعث مسدود شدن آن می‌شود. این امر یک اثر ناخواسته است که می‌تواند در طی فرآیندهای نانوفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون و اسمز معکوس رخ دهد. گرفتن یا رسوب غشا باعث مصرف انرژی بیشتر و طول عمر کوتاه‌تر غشاها می‌شود، چراکه این غشاها به تمیز کردن بیشتری نیاز دارند (Matin و همکاران، ۲۰۱۹). نتایج Ma و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد به‌طور ویژه، با افزایش دوز منعقدکننده، تخلخل لایه غشا به‌دلیل وجود ذرات پلی اتیلن به‌ویژه ذرات بزرگ افزایش یافت. در نتیجه، گرفتگی غشاء با شدت کمتری ایجاد شد و حضور ذرات پلی اتیلن بزرگتر تأثیرات کمتری بر رسوب غشاء داشت. نظر نهایی Ma و همکاران (۲۰۱۹) به‌عنوان محققان این مطالعه نشان داد که به‌عنوان یک اصل کلی، اولترافیلتراسیون می‌تواند برای حذف کامل ذرات پلی اتیلن استفاده شود، اما لازم است که پژوهش‌های بیشتری با هدف درک چگونگی تشکیل رسوب در غشا تحت تأثیر حضور ذرات میکروپلاستیک صورت گیرد.



شکل ۳- تصویر شماتیکی از فناوری اولترافیلتراسیون در حذف میکروپلاستیک‌ها (Enfrin و همکاران، ۲۰۲۰)

- اسمز معکوس (RO):



شکل ۴- نمای کلی از فرآیند اسمز معکوس (Antony, ۲۰۲۱)

- بیوراکتور غشایی (MBR)

بیوراکتور غشایی تلفیقی از تصفیه به روش های فیزیکی، لجن فعال و فیلتراسیون غشایی می باشد (شکل ۵). در این روش، از فیلترهای بسیار قوی شامل میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون استفاده می شود. فیلترهای که در فناوری بیوراکتور غشایی استفاده می شوند، معمولاً از مواد پلیمری مانند پلی سولفون، پلی وینیلیدین دی فلوراید، پلی پروپیلن و پلی اتر سولفون تشکیل می شوند (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰؛ Judd, ۲۰۰۶).

بیوراکتور غشایی سیستمی است که تفاوت آن با فرآیند لجن فعال متعارف، جایگزینی حوضچه ته نشینی ثانویه با یک جداکننده غشایی است (Judd, ۲۰۰۶؛ Xiao و همکاران، ۲۰۱۹). امروزه MBR به عنوان یکی از قدرتمندترین فناوری ها برای تصفیه کارآمد فاضلاب شهری و صنعتی در سراسر جهان تلقی می شود (Judd, ۲۰۰۶، ۲۰۱۶). باین حال، زمینه های کاربردی جدید برای این فناوری، از قبیل مواد غذایی، داروسازی، زیست پالایش (biorefinery) و تولید بیودیزل به شدت در حال رشد هستند (Mazzei و همکاران، ۲۰۱۷). در سال های گذشته، بیوراکتورهای غشایی کاربرد گسترده و رشد بسیار سریعی در تصفیه فاضلاب های شهری و صنعتی پیدا کردند. موفقیت این فناوری با احترام به روش های سنتی تصفیه آب حاصل شده است. تاکنون، از این روش در حذف میکروپلاستیک ها از محیط آب نیز استفاده شده است که از جمله مطالعات مطرح در این زمینه می توان به Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد.

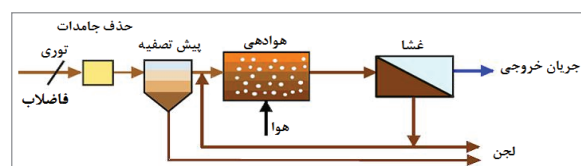
Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی حذف میکروپلاستیک ها از پساب های فاضلاب با استفاده از فن آوری های پیشرفته پرداختند. این پژوهش حذف میکروپلاستیک ها را در چهار تصفیه خانه مختلف با

اسمز معکوس در سیستم های تصفیه آب شهری و صنعتی به منظور حذف نمک ها، آلاینده ها، فلزات سنگین و سایر ناخالصی ها استفاده می شود (شکل ۴). در این روش، فشار بالایی (۱۰-۱۰۰ بار) به محلول غلیظ اعمال می شود که آب را از بین یک غشای نیمه تراوا عبور می دهد و همه مواد دیگر را از ریشه در یک محلول غلیظ تر باقی می گذارد. در حال حاضر، از فناوری RO در تولید مواد غذایی و نوشیدنی، تولید زیست دارو، تولید برق، تولید آب با خلوص بالا، نمک زدایی از آب های شور و آب دریا و همچنین در بازیافت فاضلاب های صنعتی و شهری استفاده می شود (Antony و همکاران، ۲۰۱۱).

رسوب غشاء در فناوری RO یک چالش عمده برای عملکرد این روش است (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). از این رو، استفاده از مرحله پیش تصفیه برای کنترل رسوب غشاء، به حداقل رساندن نظافت غشاها و افزایش عمر مفید تجهیزات RO الزامی است (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰). برخی از پیش تصفیه های متداول شامل استفاده از مواد شیمیایی مانند منعقدکننده ها، آنتی اسکالانت ها، عوامل اکسیدکننده و ضد عفونی کننده ها هستند (Goh و همکاران، ۲۰۱۸). راهکارهای دیگری نیز برای کاهش رسوب وجود دارد که شامل تمیز کردن، اصلاح سطح و استفاده از مواد غشایی جدید است (Jiang و همکاران، ۲۰۱۷؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

از جمله تحقیقاتی که به منظور استفاده از فناوری اسمز معکوس در حذف میکروپلاستیک ها از سیستم های فاضلاب استفاده شده است، می توان به مطالعه Ziajahromi و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد. Ziajahromi و همکاران (۲۰۱۷) به منظور حذف میکروپلاستیک ها از پساب از روش های ته نشینی، لخته سازی، اولترافیلتراسیون و در نهایت فرآیند اسمز معکوس در یک تصفیه خانه در استرالیا استفاده کردند. نتایج نشان داد پس از انجام روش های اولیه، اسمز معکوس تأثیر قابل توجهی در کاهش الیاف میکروپلاستیک در طول تصفیه فاضلاب داشت. با کاربرد این روش، میانگین تعداد میکروپلاستیک ها از ۵۰/۰ در هر لیتر پساب به مقدار صفر کاهش یافت. این مقدار بسیار بالاتر از نتایجی بود که توسط سایر محققان در مورد استفاده از روش های دیگر مانند بیوراکتور غشایی گزارش شد. یافته ها نشان داد کارایی بهتر فناوری اسمز معکوس در مقایسه با روش های دیگر مانند اولترافیلتراسیون و بیوراکتور می تواند به دلیل اندازه کوچک تر منافذ غشا در سیستم RO در مقایسه با سایر روش های مذکور باشد. با این حال، محققان دیگر از جمله Yan و همکاران (۲۰۱۵) و Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) بیان داشتند که وجود منافذ بزرگتر روی غشاء و سایر عیوب می تواند باعث فرار میکروپلاستیک ها از طریق غشای RO شود. لازم به ذکر است بیشتر کاربردهای موثر RO در حذف میکروپلاستیک ها زمانی حاصل می شود که این روش با فناوری بیوراکتور غشایی (که بعداً مورد بحث قرار خواهد گرفت) همراه شود (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

استفاده از فن آوری‌های متفاوت بررسی کرد. روش‌های مورد استفاده شامل بیوراکتور غشایی برای تصفیه پساب اولیه و فن آوری‌های تصفیه ثالثیه (دیسک فیلتر، فیلتراسیون ماسه‌ای سریع و شناورسازی با هوای محلول) برای تصفیه پساب ثانویه بود. به‌طور کلی این مطالعه نشان داد کارایی روش بیوراکتور غشایی در حذف ذرات میکروپلاستیک ۹۹/۹ درصد می‌باشد که مقدار بسیار عالی را نشان می‌دهد. Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) اظهار داشتند استفاده از بیوراکتور غشایی می‌تواند به میزان قابل توجهی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی را کاهش دهد. بر اساس گزارش Poerio و همکاران (۲۰۱۹) هنگامی که فرآیند جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی (MBR) با سایر فرآیندهای تصفیه ترکیب شوند، حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های فاضلاب به‌طور موثرتر صورت خواهد پذیرفت.



شکل ۵- تصویر شماتیکی از بیوراکتور غشایی (Judd, ۲۰۰۶)

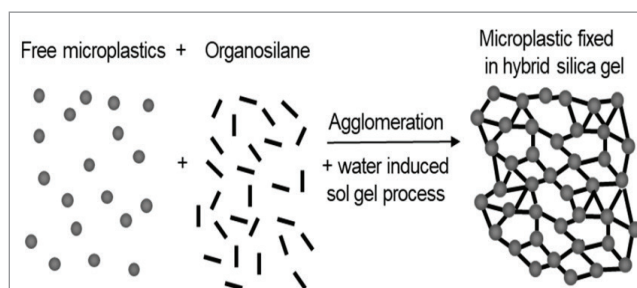
• روش‌های شیمیایی

محققانی همچون Conley و همکاران (۲۰۱۹) و Sol و همکاران (۲۰۲۱) تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و صنعتی را به‌عنوان منابع مهم میکروپلاستیک‌ها در محیط معرفی کردند. در بسیاری از مطالعات بیان شد باوجود حذف بسیار قابل توجه میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب ورودی، میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها آنقدر بالا است که پساب هنوز به شدت آلوده به حساب می‌آید. این امر لزوم نظارت دقیق بر آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی و پساب‌های تصفیه‌خانه فاضلاب را نشان می‌دهد. پیرو این مسئله، بسیاری از کارشناسان به‌منظور جلوگیری از انتشار ذرات میکروپلاستیک در محیط‌زیست، لزوم بهبود فرآیند تصفیه در فاضلاب‌های شهری و صنعتی را خواستار شدند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰؛ Sturm و همکاران، ۲۰۲۱). علاوه بر آنچه بیان شد، روش‌های فیزیکی تصفیه در برخی شرایط با چالش‌هایی همراه هستند، ازاین‌رو، لازم است از روش‌های تصفیه مناسب برای این موارد خاص استفاده کرد. به‌عنوان مثال؛ از آنجایی که تصفیه آب دریا از طریق فیلتراسیون با مشکلات متعددی از قبیل خطر رسوب غشا همراه است (Pradeep و Nagar، ۲۰۲۰)، ضروری است که از روش‌ها و فرآیندهای مناسب‌تری به‌منظور حذف میکروپلاستیک‌ها از آب اتخاذ نمود (EFSA CONTAM Panel، ۲۰۱۶؛ Nagar و Pradeep، ۲۰۲۰). Westphalen و Abdelrasoul (۲۰۱۷) اظهار داشتند فیلتراسیون یک روش معمول برای حذف جامدات در طول تصفیه آب است و می‌تواند برای حذف میکروپلاستیک‌ها اعمال شود، اما هرچه ذرات کوچک‌تر شوند، فرآیند

تصفیه پیچیده‌تر و گران‌تر می‌شود (Abdelrasoul و Westphalen، ۲۰۱۷). بنابراین، فرآیندهایی مانند فیلتراسیون غشایی معایبی مانند هزینه‌های بالای سرمایه‌گذاری، مصرف بالای انرژی و نگهداری زیاد (به‌دلیل رسوب‌گذاری غشاء) دارند (Othman و همکاران، ۲۰۲۱).

منعقدکننده‌ها مواد شیمیایی هستند که به‌صورت منشعب یا خطی می‌باشند، اما حامل بار یونی در طول زنجیره خود هستند. برخی از منعقدکننده‌ها برپایه پلی‌الکتrolیت هستند، درحالی‌که برخی دیگر، این گونه نیستند. این مواد بارهای سطحی سلول‌ها را خنثی می‌کنند و ذرات را با نیروهای فیزیکی یا شیمیایی به یکدیگر متصل می‌کنند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰). بسیاری از منعقدکننده‌ها شامل کاتیون‌های چندظرفیتی مانند آلومینیوم، آهن، کلسیم یا منیزیم هستند (Saranya و همکاران، ۲۰۲۲).

در تصفیه آب، بیشتر از منعقدکننده‌هایی که برپایه آهن یا آلومینیوم هستند، استفاده می‌شود (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰). این مواد به‌دلیل حلالیت‌شان (وجود مونومرها دلیل اصلی اثرات محیط‌زیستی این مواد است) در آب باقی می‌مانند و می‌توانند به موجودات آبی و اکوسیستم‌ها آسیب برسانند. در مواجهه با این چالش، Herbolt و Schuhen (۲۰۱۷) یک روش جدید جهت حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی را با استفاده از ارگانوسیلان طراحی نمودند. مدل مفهومی ساده‌ای از این روش در شکل (۶) ارائه شده است. ارگانوسیلان‌ها از یک گروه آلی و سه گروه واکنشی تشکیل شده‌اند. به‌دلیل برهم کنش گروه آلی و سطح میکروپلاستیک‌ها، بخش‌های آلی به سطح میکروپلاستیک متصل شده و در اولین مرحله فرآیند تثبیت، آن‌ها را جمع‌آوری می‌کنند (Herbolt و همکاران، ۲۰۱۸). در مرحله دوم فرآیند تثبیت، سه گروه واکنشی یک ژل سیلیکا (ترکیب جامد) تشکیل می‌دهند (شکل ۶) که شامل میکروپلاستیک‌هایی است که به‌طور شیمیایی توسط فرآیند سل-ژل هدایت می‌شوند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۱). در طی فرآیند سل ژل، گروه‌های واکنشی به سیلانول‌های (Silanol) بسیار واکنش‌پذیر هیدرولیز می‌شوند که پس‌ازاین متراکم شده و پیوندهای سیلوکسان (Siloxane) ایجاد می‌کنند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰؛ Sturm و همکاران، ۲۰۲۱).



شکل ۶- مدل مفهومی از واکنش تثبیت یا آگلومیرزاسیون. در این روش، ارگانوسیلان‌ها (organosilanes)، به سطح میکروپلاستیک‌ها متصل می‌شوند و یک ترکیب سیلیسی جامد در طی فرآیند سل ژل تشکیل می‌دهند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۱)

بسیاری از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در سراسر جهان از فرآیندهای لخته‌سازی و ته‌نشینی برای حذف ذرات آلوده بزرگ استفاده می‌کنند. در این روش، امکان جدا کردن و حذف ذرات آلوده آسان‌تر است. این فرآیندها که شامل نمک‌های حاوی Fe^{2+} و Al و سایر مواد منعقدکننده هستند، ذرات ریز را از طریق مکانیسم‌های جذب به هم متصل کرده و در نهایت، پیوندهای قوی بین ذرات زباله ایجاد می‌کنند (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰).

Ariza-Tarazona و همکاران (۲۰۱۹) حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن را با استفاده از منعقدکننده‌های نمک آهن و آلومینیوم و اولترافیلتراسیون مطالعه کردند. در پژوهش مذکور، آزمایش‌ها تحت غلظت‌های مختلف یون‌های Al^{3+} و Fe^{3+} انجام شد و نتایج نشان داد عملکرد Al^{3+} در منعقدسازی بهتر از Fe^{3+} بود و منعقدکننده‌های Al^{3+} ، راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها را افزایش دادند. همچنین، راندمان حذف با افزایش pH، به‌ویژه برای میکروپلاستیک‌های کوچک (با قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) کاهش یافت. محققان دریافتند پلی‌آکریل آمید (PAM)، به‌عنوان یک عامل تقویت‌کننده انعقاد، راندمان حذف را برای میکروپلاستیک‌های کوچک بسیار بهتر از ذرات بزرگ تحت دوز بالای ۱ افزایش می‌دهد. هنگامی که پلی‌آکریل آمید آنیونی برای افزایش راندمان حذف میکروپلاستیک‌های کوچکتر (با قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) استفاده شد، سرعت حذف بسیار افزایش یافت و حذف از ۲۵/۸۳ درصد بدون پلی‌آکریل آمید به ۶۱/۱۹ درصد با ۱۵ میلی‌گرم در لیتر پلی‌آکریل آمید افزایش یافت (Ariza-Tarazona و همکاران، ۲۰۱۹).

تاکنون تحقیقات مختلفی در مورد حذف میکروپلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌های آب انجام شده است که از جمله جدیدترین آن‌ها می‌توان به مطالعه Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) اشاره کرد. این محققان بیش از ۸۰ مقاله علمی منتشر شده در ۱۰ سال گذشته را بررسی کردند. این مطالعه کارایی بسیار متغیر فن‌آوری‌های تصفیه آب با تصفیه اولیه برای حذف ۱۶/۵ تا ۹۸/۴ درصد میکروپلاستیک‌ها را نشان داد. تصفیه ثانویه دارای راندمان کلی حذف میکروپلاستیک از ۷/۸۱ تا ۹۹/۹ درصد و راندمان مرحله‌ای از ۷ درصد (لجن فعال) تا ۹۹/۹ درصد (راکتور غشایی) است. تصفیه سوم ۸۷/۳ درصد تا بالای ۹۹/۹ درصد میکروپلاستیک‌ها را حذف نمود. نتایج نشان داد به‌طور معمول، در تصفیه‌خانه‌های آب آشامیدنی، انعقاد اولیه و ته‌نشینی می‌تواند ۱/۸ درصد تا ۵۴/۵ درصد از میکروپلاستیک‌ها را حذف کند. درحالی‌که تصفیه پیشرفته حذف میکروپلاستیک‌ها را به ۸۷/۶ درصد کاهش می‌دهد. به طور تجربی استفاده از دوز بالاتر از حد معمول لخته می‌تواند به‌طور قابل توجهی حذف میکروپلاستیک‌ها را تا ۶۲ درصد افزایش دهد.

بزرگترین بخش میکروپلاستیک‌هایی که به‌طور متعارف حذف می‌شوند، در لجن به دام می‌افتند. مطالعه Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) بهبود تصفیه آب از طریق تنظیم منعقدکننده‌ها، استفاده

بالقوه از فناوری سُل-ژل^۲ و ادغام تصفیه پیشرفته برای حذف موثرتر میکروپلاستیک‌ها را توصیه نمود. همچنین، این مطالعه استفاده از پیش تصفیه حرارتی لجن برای تسهیل شکست میکروپلاستیک‌ها و بازیافت غشاء برای کاهش ورود مجدد میکروپلاستیک‌ها به محیط را پیشنهاد کرد.

• روش‌های بیولوژیکی

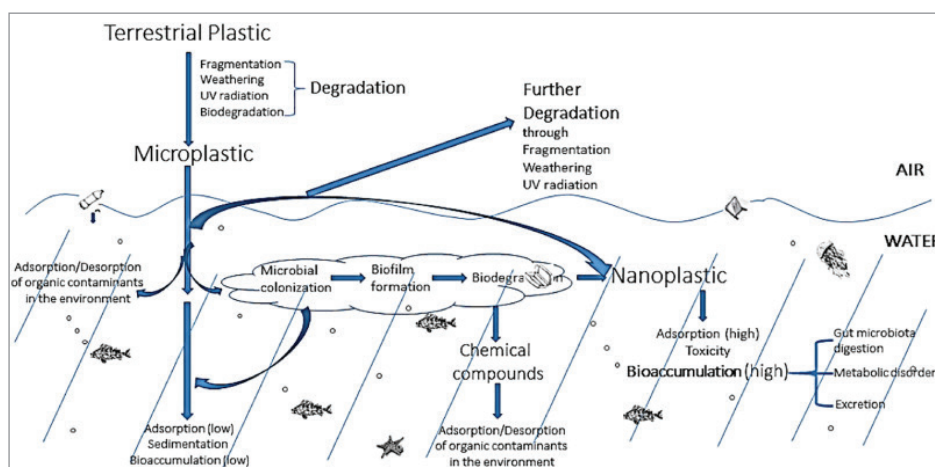
۱- حذف بیولوژیکی

Harrison و همکاران (۲۰۱۱) تعامل بین میکروپلاستیک‌ها و میکروارگانیسم‌های دریایی را بررسی کردند تا پتانسیل برجسته میکروارگانیسم‌ها، از جمله پیکوئاریوت‌ها و باکتری‌ها را برای تسهیل تخریب بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات ساحلی مورد مطالعه قرار دهند. این محققان بر تعاملات و برهم‌کنش‌های بین میکروپلاستیک‌های مصنوعی و میکروارگانیسم‌های دریایی تأکید کردند. در کنار تأثیر میکروارگانیسم‌ها بر تخریب زیستی میکروپلاستیک‌ها، گزارش‌های دیگری از سایر موجودات آبی نیز ارائه شده است. به‌عنوان مثال؛ Dawson و همکاران (۲۰۱۸) میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن و تغییرات اندازه‌های بلعیده شده این مواد توسط کریل قطب جنوب (*Euphausia superba*)، از سخت‌پوستان پلانکتونی در استرالیا، را بررسی کردند. آن‌ها بیان کردند مکانیسم تجزیه و نوع فعل و انفعالات بین میکروپلاستیک‌ها و ژئوپلانکتون‌ها، هنوز مبهم باقی‌مانده است، اما با این حال، شواهدی از تخریب و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها ارائه شده است. Ter Halle و همکاران (۲۰۱۶) در تأیید این مسئله بیان داشتند میکروپلاستیک‌های کوچکتر به‌راحتی در شرایط محیطی تخریب و تجزیه می‌شوند (Ter Halle و همکاران، ۲۰۱۶). این پژوهشگران بر اساس مشاهدات حاصل از میکروسکوپ الکترونی، کوچکتر شدن میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن را تأیید نمودند، تاجایی که اندازه فیزیکی ذرات از ۳۱ میکرون برای میکروپلاستیک‌ها به کمتر از ۱ میکرومتر در ذرات کوچکتر کاهش یافت (Dawson و همکاران، ۲۰۱۸). در مجموع، یافته‌های حاصل از مطالعات مختلف از قبیل Ter Halle و همکاران (۲۰۱۶) و Dawson و همکاران (۲۰۱۸) شواهدی از تبدیل بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها به نانوپلاستیک‌ها ارائه می‌دهند.

در محیط آبی، میکروپلاستیک‌ها (MPs) می‌توانند از طریق فرآیندهای تخریب فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مانند قطعه‌قطعه شدن، هوازگی، تابش UV و تجزیه زیستی به نانوپلاستیک‌ها (NPs)، کمتر از ۱ میلی‌متر، مونومرها یا کولیمرها تجزیه شوند (شکل ۷). تخریب پلاستیک‌ها (MPs/NPs) در ناحیه نوری محیط آبی بیشتر از طریق فتوکاتالیزور مانند تخریب ناشی از اشعه ماوراء بنفش حاصل می‌شود (Ogonowski و همکاران، ۲۰۱۸). با این حال، به دلیل کاهش شناوری در نتیجه کلونیزاسیون میکروبی یا بیوفیلم، میکروپلاستیک‌ها

فرآیندهای واسطه تجمع زیستی، جذب آسان تر ذرات کوچکتر مانند NPs و پلیمرها را تسهیل می‌نمایند. علاوه بر این، جذب بالقوه مواد شیمیایی به MPs/NPs ممکن است بر سرنوشت میکروپلاستیک‌ها (MPs) در محیط آبی نیز تأثیر بگذارد. مواد شیمیایی جذب شده روی MPs می‌توانند اثرات متفاوتی بر فرآیندهای سلولی داشته باشند و به طور بالقوه فرآیندهای تجزیه زیستی و تجمع زیستی را تحت تأثیر قرار دهند.

ممکن است در رسوبات مستقر شوند. در رسوبات، تخریب ناشی از UV محدود خواهد بود (Gorokhova, ۲۰۱۵). در نتیجه، فرآیند اصلی تخریب MPs/NPs به طور بالقوه تخریب زیستی خواهد بود. تجزیه MPs به NP یا حتی واحدهای کوچکتر مانند پلیمرها و کوپلیمرها نیز ممکن است تجمع آنها توسط میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک (MOs) را تسهیل کند. بر اساس گزارش‌های به دست آمده، احتمال تجمع زیستی MPs در مقایسه با NPها کمتر است، زیرا



شکل ۷- سرنوشت میکروپلاستی‌ها در محیط آبی (Mammo و همکاران، ۲۰۲۰)

پلاستیکی معلق در ستون آب می‌توانند توسط جلبک‌هایی از قبیل *Pseudokirchneriella subcapitata* حذف شوند (Nolte و همکاران، ۲۰۱۷؛ Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). Nolte و همکاران (۲۰۱۷) این موضوع را تایید و بیان کردند جلبک سبز تک سلولی *P. subcapitata* قادر به جذب ذرات پلی‌استایرن با اندازه ۲۰ تا ۵۰۰ نانومتر از محیط آب می‌باشند.

۳- حذف میکروپلاستیک‌ها توسط باکتری‌ها

زیست لایه یا بیوفیلم (Biofilm) ماده چسبنده‌ای است که توسط میکروارگانیسم‌ها از قبیل باکتری‌ها تولید می‌شود. در سال‌های اخیر، از بیوفیلم‌های باکتریایی جهت به دام انداختن ذرات آلاینده از جمله میکروپلاستیک‌ها استفاده شده است. به طور کلی، بیوفیلم‌ها قابلیت جمع‌آوری ذرات آلاینده از محیط‌های آبی را دارند و پس از اتمام این فرآیند، ذرات جمع‌آوری شده را آزاد می‌کنند (Yang, ۲۰۲۱). سودوموناس (*Pseudomonas*) نوعی باکتری فرصت طلب است که بیشتر در همه محیط‌ها مانند خاک و آب یافت می‌شود. از بین انواع مختلف سودوموناس، نوعی که اغلب باعث ایجاد عفونت در انسان می‌شود *Pseudomonas aeruginosa* نام دارد که می‌تواند باعث عفونت در خون، ریه‌ها (ذات‌الریه) یا سایر قسمت‌های بدن پس از عمل جراحی شود (Diggle و Whiteley, ۲۰۲۰). Lee و همکاران (۲۰۲۰) از باکتری آئروژینوزا که به عنوان یک

۲- جذب میکروپلاستیک‌ها توسط جلبک‌های سبز

جلبک‌ها اصلی‌ترین تولیدکنندگان اولیه در انواع آب‌ها هستند و به طرق مختلف در آلودگی آب نقش دارند. در مرحله اول، فراهم شدن مواد مغذی مورد نیاز جلبک در آب از طریق پساب‌های آلی ممکن است به طور انتخابی رشد گونه‌های جلبک را تحریک کند. این پدیده می‌تواند باعث رشد یا شکوفایی عظیمی شود که در نهایت، به نوبه خود کیفیت آب را کاهش داده و بر استفاده از آن تأثیر بگذارد (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). با این حال، برخی از جلبک‌ها در آب‌هایی که مواد آلی دارند، شکوفا می‌شوند.

یکی از روش‌های قابل توجه برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی استفاده از جلبک‌ها می‌باشد که در این زمینه تحقیقات مختلفی صورت گرفته است. Peller و همکاران (۲۰۲۱) بیان کردند مقادیر بسیار زیادی از میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی در سراسر جهان وجود دارد. یک دسته اصلی از میکروپلاستیک‌ها میکروالیاف مصنوعی هستند که از منسوجات منشا می‌گیرند. این میکروپلاستیک‌ها که در هنگام شستشو تولید و رها می‌شوند، نمی‌توانند توسط تصفیه‌خانه‌های فاضلاب حذف شوند، بنابراین، وارد آب‌های سطحی می‌شوند. بیشتر پلیمرهایی که بسیاری از میکروالیاف مصنوعی رایج را تشکیل می‌دهند؛ چگال‌تر از آب هستند و سرانجام در محیط‌های آبی ته‌نشین می‌شوند (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). گزارش‌ها نشان می‌دهد ذرات

سویه فرصت طلب نیز شناخته می شود، به منظور به دام انداختن ذرات میکروپلاستیک استفاده کردند. آن ها در مشاهدات خود بیان کردند که بیوفیلیم های *Pseudomonas aeruginosa* موجب جمع آوری ذرات میکروپلاستیک و در نتیجه، رسوب آن ها در محیط آب می شود. بر اساس تحقیقات Lee و همکاران (۲۰۲۰)، پس از اینکه میکروپلاستیک ها توسط بیوفیلیم های باکتریایی جمع آوری شدند، از یک ژن پراکندگی به منظور رهاسازی میکروپلاستیک ها از ماتریس بیوفیلیم استفاده شد. بسیاری از پژوهشگران معتقدند میکروپلاستیک های جمع آوری شده از این روش را می توان بازیافت نمود (Yang, ۲۰۲۱). نکته بسیار مهمی که در مورد استفاده از باکتری ها در حذف میکروپلاستیک ها از محیط های آبی وجود دارد، جدا کردن این ارگانیسم ها از پساب می باشد که نیازمند توجه ویژه می باشد، چراکه در صورت عدم نظارت صحیح در حذف این ارگانیسم ها ممکن است خسارات قابل توجهی از نظر شیوع عوامل بیماری زا بر موجودات آبی و حتی در نهایت، انسان تحمیل شود. تاکنون، تحقیقات اندکی پیرامون حذف میکروپلاستیک ها با استفاده از باکتری ها انجام شده است. از جمله تحقیقات شاخصی که در این

عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک ها

حذف میکروپلاستیک ها به شدت به برخی از پارامترهای مورد استفاده برای طبقه بندی آن ها بستگی دارد که این عوامل می تواند شامل شکل و اندازه ذرات پلاستیک باشد. عوامل اصلی که می توانند عملکرد فرآیندهای غشایی برای حذف میکروپلاستیک ها (MPs) را تحت تأثیر قرار دهند، در جدول (۱) فهرست شده است. این عوامل علاوه بر اینکه تحت تأثیر فرآیند فیلتراسیون غشایی است، به ویژگی های پساب مانند شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و غلظت آن نیز بستگی دارد (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس جدول (۱)، عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک ها در دو دسته مطرح می شوند که شامل نوع فرآیند و روش مورد استفاده و ویژگی های پساب می باشد. در بین مشخصات فرآیندهای غشایی، فاکتورهایی از قبیل نوع مواد غشا، اندازه منافذ غشا، ضخامت غشا، ویژگی های سطح غشا و نوع منبع آب آلوده قرار دارند. اگر چنانچه نوع مواد غشا به گونه ای باشد که موجب چسبیدن ذرات در منافذ شود، این مسئله عملکرد سیستم در حذف میکروپلاستیک ها را تا حد زیادی کاهش می دهد و از طرف دیگر، موجب مصرف بیش از اندازه انرژی نیز می شود. علاوه بر این، اگر اندازه منافذ غشا به طور مناسب تنظیم نشده باشد، ممکن است باعث عبور بسیاری از ذرات پلاستیک از فرآیند تصفیه شود. لازم به ذکر است که شکل، اندازه، حجم، ترکیب شیمیایی و غلظت میکرو/نانوپلاستیک ها نیز بر عملکرد فرآیندهای غشایی در تأثیر می گذارد. در صورتی که بتوان خواص ذرات برای

زمینه به ثبت رسیده است، می توان به مطالعه Auta و همکاران (۲۰۱۷) در سال های اخیر اشاره کرد. Auta و همکاران (۲۰۱۷) حذف میکروپلاستیک های مختلف متشکل از پلی اتیلن، پلی استایرن، پلی اتیلن ترفتالات و پلی پروپیلن توسط *Bacillus* و *Bacillus cereus* (دو نوع سویه باکتری جدا شده از رسوبات حرا) را بررسی کردند. در این مطالعه، علاوه بر ثبت تغییرات مورفولوژیکی و ساختاری با استفاده از میکروسکوپ الکترونی و آنالیز طیف سنجی مادون قرمز تبدیل فوری (FTIR)، میزان تجزیه بیولوژیکی از طریق اندازه گیری کاهش وزن میکروپلاستیک ها ارزیابی شد. بر اساس نتایج، سریع ترین کاهش جرم (۰/۰۰۱۹ در روز) و کوتاه ترین نیمه عمر تخریب (۳۶۳/۱۶ روز) با استفاده از *B. cereus* و روی میکروپلاستیک های پلی استایرن مشاهده شد. در حالی که اثر سویه *B. gottheilii* روی پلی اتیلن با کاهش جرم ۰/۰۰۱۶ در روز و نیمه عمر تخریب ۴۳۱/۲۵ روز ثبت شد (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). به طور کلی، این پژوهش نشان داد سویه های باکتریایی *B. cereus* و *B. gottheilii* به ترتیب قابلیت بالایی در تخریب و تجزیه میکروپلاستیک های پلی استایرن و پلی اتیلن دارند.

فیلتراسیون را مشخص کرد، لازم است که اندازه ذرات تا حد امکان نزدیک به کروی و توزیع یک اندازه باشد (Wakeman, ۲۰۰۷). اگر چنانچه اندازه و حجم ذرات میکروپلاستیک در پساب مورد نظر بالا باشد و یا اینکه شکل ذرات به گونه ای باشد که قابلیت عبور از منافذ غشا را نداشته باشد، در این صورت، امکان انباشته شدن و رسوب دهی ذرات در سطح غشا افزایش می یابد. شایان ذکر است فشار وارده در فرآیندهای غشایی به عنوان یکی از مهمترین عوامل شناخته می شود چراکه در صورت کاهش فشار، جریان شار در منافذ غشا نیز کاهش خواهد یافت و در نتیجه، فرآیند حذف ذرات میکروپلاستیک به گندی صورت خواهد گرفت.

جدول ۱- عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک ها در

فرآیندهای غشایی (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹)

فاکتورهای موثر		پارامترهای فرآیند غشایی
عملکرد سیستم	مواد غشا	شار (flux)
	اندازه منافذ غشا	فشار انتقالی غشا (ترانس ممبران)
	ضخامت غشا	غلظت پلاریزاسیون (Polarization)
	ویژگی های سطح غشا	شکل لایه و رسوب دهی
	منبع آب آلوده	-
ویژگی های پساب	شکل	حذف/عبور
	اندازه	مصرف انرژی ویژه
	ترکیب شیمیایی	-
	غلظت	-

Liu و همکاران (۲۰۲۱) به بررسی میزان حذف ذرات پلاستیک در طول فرآیندهای تصفیه اولیه، ثانویه و ثالثیه پرداختند. نتایج نشان داد در میان چهار شکل میکروپلاستیک، الیاف بیشترین فراوانی را داشتند. تصفیه اولیه نسبت به تصفیه ثانویه و ثالثیه برای حذف میکروپلاستیک‌ها از نظر فیلتر برتری داشت. الیاف در طول تصفیه اولیه به دلیل لخته شدن و ته نشین شدن به راحتی به دام افتادند. پس از فرآیند تصفیه اولیه، بیشتر ذرات به راحتی ته نشین شدند، اما بقیه شناوری خنثی از خود نشان دهند. در مقابل، قطعات میکروپلاستیک راندمان حذف عالی را در طول فرآیند تصفیه ثانویه نشان دادند. قطعاتی که ساختار لایه‌ای داشتند، به تدریج تجمع یافته و توسط لجن فعال حذف شدند (Jeong و همکاران، ۲۰۱۶). به طور کلی، راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها در فرآیندهای تصفیه اولیه و ثانویه بالاتر از فرآیندهای تصفیه ثالثیه بود. با این حال، تصفیه ثالثیه کارایی بسیار بالایی در حذف میکروپلاستیک‌ها با اندازه ذرات بسیار کوچک نشان داد (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). نتایج مطالعه Liu و همکاران (۲۰۲۱) حاکی از این است که مراحل حذف میکروپلاستیک‌ها با توجه به اندازه و شکل ذرات می‌تواند توسط کارشناسان تصفیه فاضلاب سازماندهی شود.

نحوه ارزیابی کارایی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها

تحقیقات مختلفی به منظور ارزیابی روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی صورت گرفته است. بررسی‌ها نشان داد استفاده از روش‌های فیزیکی رواج بیشتری دارد چراکه روش‌های شیمیایی با توجه به ماهیت شیمیایی مواد، پیچیده بودن واکنش‌ها و همچنین امکان ایجاد آلودگی‌های شیمیایی در محیط آب کمتر استفاده می‌شوند. در حالی که استفاده از روش‌های بیولوژیکی به ویژه حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از باکتری‌ها همچنان نیاز به تحقیقات بیشتری دارد و از طرف دیگر، استفاده از این روش‌ها اگرچه سودمند و کم هزینه است اما از نظر زمان تصفیه، نیاز به وقت بیشتری دارد. با این حال، محققان استفاده توانمند از روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی را مفید می‌دانند (Park و Park، ۲۰۲۱). با توجه به اهمیت و کاربرد روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی، انجام مراحل پیش تصفیه و سپس استفاده از تکنیک‌های جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی (MBR) توأم با سایر فرآیندهای تصفیه مانند اسمز معکوس می‌تواند کارایی روش‌های تصفیه را تا حد قابل توجهی افزایش دهد.

نتیجه‌گیری و چشم‌انداز آینده

بسیاری از محققان بیان کردند میکروپلاستیک‌ها بسیار مشکل‌زا هستند و خطرات عمده‌ای برای زنجیره‌های غذایی و سلامت انسان ایجاد

می‌کنند. از دیدگاه پژوهشگران، این مواد به راحتی زیست‌تخریب پذیر نیستند، چرا که برای مدت زمان طولانی در اکوسیستم باقی می‌مانند. این پدیده منجر به احتمال جذب بیشتر میکروپلاستیک‌ها توسط ارگانیسم‌های می‌شود. میکروپلاستیک‌ها به دلیل مساحت زیاد و ظرفیت جذب بالایی می‌توانند آلاینده‌های سمی مانند آفت کش‌ها، فلزات سنگین و بقایای دارو را در غلظت‌های بالا جذب و ذخیره کنند. این امر منجر به سمیت بیولوژیکی و شیمیایی برای موجودات زنده می‌شود. بر اساس بسیاری از گزارش‌های به دست آمده، حذف میکروپلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب بسیار دشوار است و در نهایت منجر به انتشار نامطلوب آنها در محیط می‌شود. از این رو، میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده‌های پیچیده محسوب می‌شوند که علاوه بر اثرات مستقیم خودشان، باعث تشدید اثرات منفی سایر آلاینده‌ها نیز می‌شوند. شایان ذکر است این اثرات، امروزه با توجه به شیوع بیماری کووید ۱۹، تولید انبوه و رهاسازی زباله‌های پلاستیکی به محیط‌های طبیعی از جمله اکوسیستم‌های آبی، به مراتب بسیار شدیدتر نیز شده است. پژوهش حاضر نشان داد که حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش‌های فیزیکی (مانند فیلتر غشایی)، شیمیایی و بیولوژیکی (به واسطه جلبک‌ها و عوامل باکتریایی) صورت می‌گیرد. در بین روش‌های مذکور، کاربرد روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی به دلیل آسانی و همچنین صرفه اقتصادی برتری دارد. بسیاری از پژوهشگران استفاده از مجموعه روش‌های فیزیکی (فیلتراسیون غشایی) و بیولوژیکی را بهترین گزینه برای حذف پسماندهای میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی می‌دانند. این مطالعه پیشنهاد می‌نماید که تحقیقات بیشتری با هدف حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی با تکیه بر روش‌های نوآورانه و جدید در آینده صورت گیرد.

پی‌نوشت

- 1-Scaling
- 2-Flocculants
- 3-Sol-gel
- 4-Fourier-transform infrared spectroscopy

منابع

رادخواه، ع.ر. و صادقی‌نژاد ماسوله، ا. ۱۴۰۰. بررسی تأثیر عوامل فیزیکوشیمیایی آب بر زیست‌فراهمی، میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات فلزی در اکوسیستم‌های آبی. نشریه آب و توسعه پایدار، ۸(۲): ۷۱-۹۰.

رادخواه، ع.ر.، ایگدیری، س. و صادقی‌نژاد ماسوله، ا. ۱۴۰۰. مروری بر فیلتراسیون غشایی و بررسی کارایی آن در بهبود کیفیت آب در سیستم‌های آبی‌پروری مدار بسته (RAS). نشریه آب و توسعه پایدار، ۸(۳): ۸۱-۸۸.

- Dey T.K., Uddin M.E. and Jamal M. 2021. Detection and removal of microplastics in wastewater: evolution and impact. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 16925-16947.
- Diggle S.P. and Whiteley M. 2020. Microbe Profile: *Pseudomonas aeruginosa*: Opportunistic pathogen and lab rat. *Microbiology*, 166(1): 30-33.
- EFSA CONTAM Panel. 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6): 1-10.
- Enfrin M., Lee J., Le-Clech P. and Ludovic F.D. 2020. Kinetic and mechanistic aspects of ultrafiltration membrane fouling by nano- and microplastics. *Journal of Membrane Science*, 601: 117890.
- Espinosa C., Ángeles Esteban M. and Cuesta A. 2016. Microplastics in aquatic environments and their toxicological implications for fish, toxicology - new aspects to this scientific conundrum. *IntechOpen*, 2: 10-30.
- Eubeler J.P., Bernhard M. and Knepper T.P. 2010. Environmental biodegradation of synthetic polymers II. Biodegradation of different polymer groups. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29: 84-100.
- Ezugbe E.O. and Rathilal S. 2020. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. *Membranes*, 10(5): 89-117.
- Goh P.S., Lau W.J., Othman M.H.D., Ismail A.F. 2018. Membrane fouling in desalination and its mitigation strategies. *Desalination*, 425:130-155.
- Gorokhova E. 2015. Screening for microplastic particles in plankton samples: how to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2): 271-275.
- Harrison J.P., Sapp M., Schratzberger M, and Osborn A.M. 2011. Interactions Between Microorganisms and Marine Microplastics: A Call for Research. *Marine Technology Society Journal*, 45(2): 12-20.
- Herbert A.F. and Schuhen K. 2017. A concept for the removal of microplastics from the marine environment with innovative host-guest relationships. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(12): 11061-11065.
- Herbert A.F., Sturm M.T. and Schuhen K. 2018. A new approach for the agglomeration and subsequent removal of polyethylene, polypropylene, and mixtures of both from freshwater systems—A case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12): 15226-15234.
- Issac M.N. and Kandasubramanian B. 2021. Effect of microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*, 218: 269-280.
- Andrady A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1596-1605.
- Andrady A.L. and Neal M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 1977-1984.
- Antony A. 2021. What is a Reverse Osmosis system? *Andrew's Water Treatment*, 1: 1-8.
- Antony A., Low J.H., Gray S., Childress A.E., Le-Clech P. and Leslie G. 2011. Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: A review. *Journal of Membrane Science*, 383: 1-16.
- Ariza-Tarazona M.C., Villarreal-Chiu J.F., Barbieri V., Siligardi C. and Cedillo-González E.I. 2019. New strategy for microplastic degradation: green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor. *Ceramics International*, 45(7): 9618-9624.
- Auta H., Emenike C. and Fauziah S. 2017. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution*, 231: 1552-1559.
- Bui X-T., Chiemchaisri C., Fujioka T. and Varjani S. 2019. *Water and wastewater treatment technologies*. Springer Publishing, Volume 1. 3rd Edition. Amsterdam, Netherlands.
- Chatterjee S. and Sharma S. 2019. Microplastics in our oceans and marine health. *The Journal of Field Actions*, 19: 18-35.
- Conkle J.L., Báez Del Valle C.D. and Turner J.W. 2018. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? *Environmental Management*, 61(1): 1-8.
- Conley K., Clum A., Deepe J., Lane H. and Beckingham B. 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research*, 3: 100030.
- Davidson K. and Dudas S.E. 2016. Microplastic ingestion by wild and cultured manila clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71: 147-156.
- Dawson A.L., Kawaguchi S., King C.K. and Nash S.M.B. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nature Communications*, 9: 1001.

- Liu W., Zhang J., Liu H., Guo X., Zhang X., Yao X., Cao Z. and Zhanga T. 2021. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environment International*, 146: 3-20.
- Ma B., Xue W., Ding Y., Hu C., Li H. and Qu J. 2019. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 78: 267-275.
- Mammo F.K., Amoah I.D., Gani K.M., Pillay L., Ratha S.K., Bux F. and Kumari S. 2020. Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. *Science of The Total Environment*, 743: 140518.
- Matin A., Rahman F., Shafi H.Z. and Zubair S.M. 2019. Scaling of reverse osmosis membranes used in water desalination: Phenomena, impact, and control; future directions. *Desalination*, 455: 135-157.
- Mazzei R., Piacentini E., Gebreyohannes Y.A. and Giorno L. 2017. Membrane bioreactors in food, pharmaceutical and biofuel applications: State of the art, progresses and perspectives. *Current Organic Chemistry*, 21(17): 1671-1701.
- Yang A. 2021. Using microbes to remove microplastics from the environment. *Microbiology Society*, 3: 5-10.
- Miranda D.D.A. and Carvalho-Souza G.F.D. 2016. Are we eating plastic-ingesting fish? *Marine Pollution Bulletin*, 103: 1-2.
- Moslehiani A., Ismail A.F., Matsuura T., Rahman M.A. and Goh P.S. 2019. Recent progresses of ultrafiltration (UF) membranes and processes in water treatment. Elsevier Publishing, Volume 1. 1st Edition. Amsterdam, Netherlands.
- Nolte T.M., Hartmann N.B., Kleijn J.M., Garnæs J., van de Meent D., Hendriks A.J. and Baun A. 2017. The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness and cellular adsorption. *Aquatic Toxicology*, 183: 11-20.
- Ogonowski M., Motiei A., Ininbergs K., Hell E., Gerdes Z., Udekwu K.I., Bacsik Z. and Gorokhova E. 2018. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. *Environmental Microbiology*, 20(8): 2796-2808.
- Ontario A. 2016. Microplastics and Microbeads. *Environment and Energy*, 20: 7-13.
- Othman N.H., Alias N.H., Fuzil N.S., Marpani F., Shahrudin M.Z., Chew C.M., David N.K.M., Lau W.J. and Ismail A.F. 2021. A Review on the use of membrane technology systems in developing countries. *Membranes*, 12(1): 1-37.
- plastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 19544-19562.
- Iyare P.U., Oukia S.K. and Bond T. 2020. Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6: 2664-2675.
- Jeong C.B., Won E.J., Kang H.M., Lee M.C., Hwang D.S., Hwang U.K., Zhou B., Souissi S., Lee S.J. and Lee J.S. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environmental Science and Technology*, 50(16): 8849-8857.
- Jiang S., Li Y. and Ladewig B.P. 2017. A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies. *Science of the Total Environment*, 595: 567-583.
- Judd S. 2006. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment. Elsevier Publishing, Volume 1. 1st edition. New York, USA.
- Judd S. 2016. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. *Chemical Engineering Journal*, 305: 37-45.
- Kazour M., Terki S., Rabhi K., Jemaa S., Khalaf G. and Amara R. 2019. Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin*, 146: 608-618.
- Kumar R., Verma A., Shome A., Sinha R., Sinha S., Jha P.K., Kumar R., Kumar P., Shubham Das S., Sharma P. and Vara Prasad P.V. 2021. Impacts of plastic pollution on ecosystem services, sustainable development goals, and need to focus on circular economy and policy interventions. *Sustainability*, 13(17): 9963-1003.
- Lee H.M., Kim H.R., Jeon E., Yu H.C., Lee S., Li J. and Kim D-H. 2020. Evaluation of the biodegradation efficiency of four various types of plastics by *Pseudomonas aeruginosa* isolated from the gut extract of superworms. *Microorganisms*, 8(9): 1341.
- Li L., Xu G., Huarong Y. and Xing H.J. 2018a. Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. *Science of The Total Environment*, 627: 332-340.
- Li J.Y., Liu H.H. and Paul Chen J.P. 2018b. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137: 362-374.

- Comparative study of the influence of linear and branched alkyltrichlorosilanes on the removal efficiency of polyethylene and polypropylene-based microplastic particles from water. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 10888-10898.
- Talvitie J., Mikola A., Koistinen A. and Setälä O. 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 123: 401-407.
- Tang K.H.D. and Hadibarata T. 2021. Microplastics removal through water treatment plants: Its feasibility, efficiency, future prospects and enhancement by proper waste management. *Environmental Challenges*, 5: 100264.
- Ter Halle A., Ladirat L., Gendre X. and Perez E. 2016. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, 50(11): 5668-5675.
- Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P., Davis A., Rowland S.J., John A.W.G., McGonigle D. and Russel A.E. 2004. Lost at Sea: Where is all the plastic? *Science*, 304: 838-845.
- Wakeman R. 2007. The influence of particle properties on filtration. *Separation and Purification Technology*, 58(2): 234-241.
- Westphalen H. and Abdelrasoul A. 2017. Challenges and treatment of microplastics in water. *IntechOpen*, 3: 20-40.
- Xia S.J., Liu Y.N., Xing L.I. and Yao J.J. 2007. Drinking water production by ultrafiltration of Songhuajiang River with PAC adsorption. *Journal of Environmental Sciences*, 19: 536-539.
- Xiao K., Lianga S., Wanga X., Chena C. and Huang X. 2019. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource Technology*, 271: 473-481.
- Yan H., Miao X., Xu J., Pan G., Zhang Y., Shi Y., Guo M. and Liu Y. 2015. The porous structure of the fully-aromatic polyamide film in reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 475: 504-510.
- Yee M.S., Hii L.W., Looi C.K., Lim W.M., Wong S.F., Kok Y.Y., Tan B.K., Wong C.Y. and Leong C.O. 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, 11(2):1-22.
- Ziajahromi S., Neale P.A., Rintoul L. and Leusch F.D.L. 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*, 112: 93-99.
- Padervand M., Lichtfouse E. and Robert D. 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18: 807-828.
- Park H. and Park B. 2021. Review of Microplastic Distribution, Toxicity, Analysis Methods, and Removal Technologies. *Water*, 13: 2736.
- Paul-Pont I., Lacroix C. and González Fernández C. 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 216: 724-737.
- Peller J.R., Nevers M.B., Byappanahalli M.N., Nelson C., Babu B.G., Evans M.A., Kostelnik E., Keller M., Johnston J. and Shidler S. 2021. Sequestration of microfibers and other microplastics by green algae, *Cladophora*, in the US Great Lakes. *Environmental Pollution*, 276: 116695.
- Poerio T., Piacentini E. and Mazzei R. 2019. Membrane processes for microplastic removal. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 24(22): 4148-4163.
- Roegner A.F., Brena B., González-Sapienza G. and Puschner B. 2014. Microcystins in potable surface waters: toxic effects and removal strategies. *Journal of Applied Toxicology*, 34: 441-457.
- Santillo D., Miller K. and Johnston P. 2017. Microplastics as contaminants in commercially important seafood species. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3): 516-521.
- Saranya P., Ramesh S.T. and Gandhimathi R. 2022. Coagulation performance evaluation of alginate as a natural coagulant for the treatment of turbid water. *Water Practice and Technology*, 17(1): 395-404.
- Nagar A. and Pradeep T. 2020. Clean water through nanotechnology: Needs, gaps, and fulfillment. *ACS Nano*, 14(6): 6420-6435.
- Setälä O., Fleming-Lehtinen V. and Lehtiniemi M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185: 77-83.
- Sol D., Laca A., Laca A. and Díaz M. 2021. Microplastics in wastewater and drinking water treatment plants: Occurrence and removal of microfibres. *Applied Sciences*, 11: 10109.
- Sturm M.T., Horn H. and Schuhen K. 2021. Removal of microplastics from waters through agglomeration-fixation using organosilanes- effects of polymer types, water composition and temperature. *Water*, 13(5): 675.
- Sturm M.T., Herbort A.F., Horn H. and Schuhen K. 2020.

Assessment and Measurement of Radioactivity in Drinking Waters in Hormozgan Province

H. Ranjbar^{1*}, R. Bagheri², N. Salek³, S. Vosoughi²

1,3- Associate Professor and Assistant Professor in Nuclear Fuel Cycle Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute (NSTRI), Tehran, Iran. 2-Assistant Professor in Radiation Application Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute (NSTRI), Tehran, Iran

* (Corresponding Author Email: hranjbar@aeoi.org.ir)

Received: 02-01-2022

Revised: 21-02-2022

Accepted: 03-04-2022

Available Online: 21-09-2022

ارزیابی و اندازه‌گیری میزان رادیواکتیویته آب‌های شرب استان هرمزگان

حسن رنجبر^{۱*}، رضا باقری^۲، نفیسه سالک^۳، سارا وثوقی^۲

۱-۳- به ترتیب دانشیار و استادیار پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، تهران، ایران. ۲- استادیار پژوهشکده کاربرد پرتوها، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، تهران، ایران.

* (نویسنده مسئول، E-Mail: hranjbar@aeoi.org.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۲/۰۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۱۲

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۱۴

Abstract

Investigation and monitoring of drinking water pollution is an important parameter for public health and environmental health studies and it is necessary to study it from different aspects. One of the most important aspects is to study the presence of various radionuclides in the water that emit alpha, beta, and gamma rays when their nuclei decay. The aim of this study was to investigate the radiological quality of water by measuring the concentration of gross alpha and beta activity in water resources of Hormozgan province. For this purpose, screening of 30 water samples from different water sources of Hormozgan province was performed by liquid scintillation method using a 1220 Quantulus liquid scintillation counter (LSC). The results of the analysis showed the activity concentration of gross alpha ranges from 48 mBq/l to 296 mBq/l with a mean of 166.2 mBq/l. the activity concentration of gross beta in the samples ranged from 65 mBq/l to 729 mBq/l with a mean of 460.3 mBq/l. The results showed that the gross alpha and beta radioactivity concentration in all waters was lower than the standard limit of the World Health Organization (WHO) and the Institute of Standards and Industrial Research of Iran, which is 500 mBq/l and 1000 mBq/l, respectively also waters are radiologically healthy.

Keywords: Natural Radioactivity, Gross Alpha, Gross Beta, Liquid Scintillation.

چکیده

بررسی و نظارت بر آلودگی آب آشامیدنی پارامتر مهمی برای دستیابی به سطح بهینه بهداشت عمومی و محیط به شمار می‌رود و لازم است از جنبه‌های مختلف مورد بررسی قرار گیرد. یکی از جنبه‌های بسیار مهم، بررسی رادیواکتیویته آب می‌باشد که با اندازه‌گیری میزان پرتوزایی آلفا و بتای کل آب انجام می‌شود. هدف از این تحقیق، تعیین کیفیت آب از منظر مواد پرتوزا در سطح میزان آلفا و بتای کل آب در منابع آب استان هرمزگان است. بدین منظور غربالگری ۳۰ نمونه از منابع مختلف آب استان هرمزگان با روش سنتیلاسیون مایع با استفاده از شمارنده سوسوزن مایع (LSC) مدل ۱۲۲۰ Quantulus انجام شد. نتایج، پرتوزایی آلفا کل را از ۴۸ تا ۲۹۶ mBq/l و با میانگین ۱۶۶/۲ mBq/l نشان دادند. پرتوزایی بتای کل در نمونه‌ها از ۶۵ mBq/l تا ۷۲۹ mBq/l و با میانگین ۴۶۰/۳ mBq/l بدست آمدند. با توجه به دستورالعمل استاندارد ملی ایران برای کنترل خطرات پرتوزایی در آب، میزان آلفای کل نمونه‌های آب شرب استان هرمزگان از بالاترین حد پیشنهاد شده یعنی ۵۰۰ mBq/l، کمتر هستند و همچنین پرتوزایی بتای کل نمونه‌ها کمتر از مقدار پیشنهادی mBq/l ۱۰۰۰ هستند.

واژه‌های کلیدی: پرتوزایی طبیعی، آلفا کل، بتا کل، سنتیلاسیون مایع.

نظارت بر میزان پرتوزایی طبیعی در آب آشامیدنی پارامتر مهمی برای مطالعات بهداشت عمومی است، که ارزیابی میزان پرتوگیری رادیواکتیو افراد جامعه از طریق مصرف آب را امکان پذیر می کند. وجود رادیوایزوتوپ ها در آب آشامیدنی سبب به خطر افتادن سلامتی به علت قرار گرفتن در معرض پرتوگیری داخلی انسان در اثر واپاشی رادیوایزوتوپ های جذب شده در بدن از طریق بلع می شود (WHO، ۲۰۱۱).

میزان پرتوزایی طبیعی در آب به خصوصیات زمین شناسی محل برداشت آن بستگی دارد. این عناصر پرتوزا در آب ها عمدتاً از رادیوایزوتوپ های زنجیره های واپاشی طبیعی اورانیوم-۲۳۸، توریم-۲۳۲ و پتاسیم-۴۰ موجود در خاک و سنگ بستر ایجاد می شود. برخی از رادیوایزوتوپ ها، به دلیل واکنش آب زمین با خاک و سنگ بستر، به راحتی در آب حل می شوند که این امر به ترکیب کانی شناسی و ژئوشیمیایی خاک و سنگ، شرایط اکسیداسیون و زمان ماند آب زمین در خاک و سنگ بستر، بستگی دارد. در نتیجه این رادیوایزوتوپ های منتقل شده در آب ها می توانند از طریق آب های آبیاری و منابع آب از طریق چاه های آب زیرزمینی وارد زنجیره غذایی شوند. حتی مقادیر کمی از عناصر پرتوزا بلعیده شده یا استنشاق شده ممکن است اثرات مخربی ایجاد کند و می تواند به یک خطر جدی برای سلامتی تبدیل شود. از آنجاییکه مصرف رادیوایزوتوپ ها در آب آشامیدنی باعث قرار گرفتن در معرض پرتوی داخلی انسان می شود، لذا تعیین میزان غلظت رادیوایزوتوپ های آب های مصرفی از اهمیت ویژه ای برخوردار است (Turhan و همکاران، ۲۰۱۳).

پارامترهای کیفیت آب مصرفی که توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) توصیه شده است، دستورالعمل های کلی است. بنابراین، کشورهای مختلف استانداردهای کیفیت آب خود را برای تأمین اولویت های ملی با در نظر گرفتن الزامات اقتصادی، فنی، اجتماعی، فرهنگی و سیاسی خود و البته با توجه به حدود استانداردهای بین المللی تعیین می کنند (Labidi و همکاران، ۲۰۱۰).

مطابق استاندارد و یا آیین نامه های موجود (WHO، ۲۰۱۱؛ استاندارد ملی ایران ۱۰۵۳، ۱۳۸۸)، حدود مجاز غلظت رادیوایزوتوپ ها در آب آشامیدنی را به صورت کلی (یعنی تمام رادیوایزوتوپ ها) و نه به صورت جزئی (یعنی هر رادیوایزوتوپ) تعیین و توصیه می کنند؛ زیرا فرآیند تعیین غلظت هر تک-رادیوایزوتوپ در آب آشامیدنی زمان بر و گران است. یک روش عملی تر، استفاده از روش غربالگری بدون توجه به شناسایی رادیوایزوتوپ های خاص به صورت کلی که با عنوان آلفا و بتای کل معرفی می شوند، است. اندازه گیری غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل به عنوان یک روش غربالگری اولیه برای مشخص شدن

اینکه آیا آنالیز بیشتری مربوط به رادیوایزوتوپ خاص لازم است یا نه، مناسب است. همچنین، از اکتیویته آلفا و بتای کل می توان برای تشخیص تغییرات در ویژگی های رادیولوژی منابع آب آشامیدنی استفاده کرد. به طور کلی، سطح غربالگری یا حد میزان اکتیویته آلفا و بتای کل به ترتیب 500 mBq/l و 1000 mBq/l توصیه شده است (WHO، ۲۰۱۱). اگر غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل در یک نمونه ی آب از هیچ یک از این مقادیر فراتر نرود، دیگر اقدامی برای شناسایی و تعیین اکتیویته رادیوایزوتوپ های دیگر به صورت اختصاصی لازم نیست.

در ایران، معیارهای پرتوزایی برای کیفیت آب آشامیدنی توسط مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران تعیین می شود. مطابق سند نهایی استاندارد ملی ایران، آنالیز اختصاصی رادیوایزوتوپ برای نمونه های آب آشامیدنی فقط زمانی نیاز است که مقادیر غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل به ترتیب بیش از 500 mBq/l و 1000 mBq/l باشد (استاندارد ملی ایران ۱۰۵۳، ۱۳۸۸). رادیوایزوتوپ های اصلی و مهم ساطع کننده آلفا در سری واپاشی طبیعی اورانیوم-۲۳۸ عبارتند از اورانیوم-۲۳۴، توریم-۲۳۰، رادیم-۲۲۶، پولونیم-۲۱۰ که نهایتاً به محصول پایدار سرب-۲۰۶ ختم می شود. رادیوایزوتوپ های مهم ساطع کننده بتا سرب-۲۱۰ و رادیم-۲۲۸ و همچنین پتاسیم-۴۰ هستند.

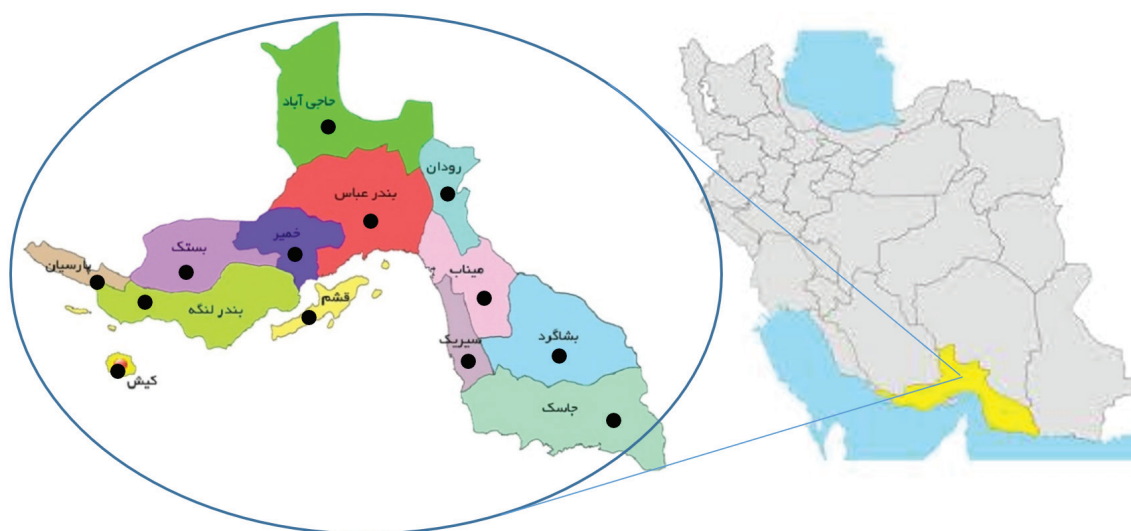
تاکنون، مطالعات زیادی در مورد میزان پرتوزایی در نمونه های مختلف آب جمع آوری شده از برخی از شهرهای ایران انجام شده است که می توان به اندازه گیری پرتوزایی طبیعی در آب های آشامیدنی چابهار استان سیستان و بلوچستان (Hosseini، ۲۰۱۴)، اندازه گیری پرتوزایی آلفا و بتای کل در آب های استان گیلان (Abbasi و Mirekhtari، ۲۰۱۷)، بررسی پرتوزایی طبیعی آب آشامیدنی استان کرمانشاه (Parhoudeh و همکاران، ۲۰۱۹)، اندازه گیری آلفا و بتای کل در آب های شهر تهران (Ranjbar و Tabasi، ۲۰۲۱)، ارزیابی میزان پرتوزایی آب های آشامیدنی شهر شیراز و چشمه های استان فارس (Mehdizadeh و همکاران، ۲۰۱۳) و بررسی مواد پرتوزا رادون و رادیوم در رودها و آب شرب منطقه رامسر (Pourhabib و همکاران، ۲۰۱۱) اشاره کرد. این گونه فعالیت ها در کشورهای دیگر نیز انجام شده است، مانند اندازه گیری میزان پرتوزایی آلفا و بتای کل در نمونه های آب کشور ترکیه (Turhan، ۲۰۲۰) و کشور برزیل (Mingote و همکاران، ۲۰۱۹).

با این وجود هیچ اطلاعات سیستماتیک در مورد میزان پرتوزایی منابع آب شرب استان هرمزگان در تحقیقات موجود نمی باشد. لذا هدف از این تحقیق، اندازه گیری غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل در نمونه های آب جمع آوری شده از منابع آب استان هرمزگان برای اولین بار به منظور اطمینان از عدم خطر پرتوزایی ناشی از مصرف این نمونه های آب است.

• منطقه مورد مطالعه

استان هرمزگان با جمعیت حدود یک میلیون و هشتصد هزار نفر، چهاردهمین استان کشور از نظر جمعیت است. این استان در حفاصل بین مختصات جغرافیایی ۲۵ درجه و ۲۴ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۵۷ دقیقه عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۴۱ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۱۵ دقیقه طول شرقی از نصف‌النهار گرینویچ واقع شده است. این استان با مساحتی در حدود ۷۰ هزار کیلومتر مربع، نهمین استان کشور بر پایه مساحت است. مهمترین ویژگی مشهود اقلیمی استان هرمزگان به

دلیل قرار گرفتن آن در منطقه فوق حاره‌ای، هوای گرم آن است. از ویژگی‌های آب و هوایی استان هرمزگان، یک فصل طولانی گرم و یک فصل کوتاه خنک است. میزان بارش‌های جوی استان هرمزگان که از مناطق گرم و خشک ایران است و دارای آب و هوای مشابه نواحی بیابانی می‌باشد، فوق‌العاده اندک است. با هماهنگی کارشناسان اداره آب و فاضلاب ۳۰ نمونه از آب چاه شهرهای بندرعباس، حاجی‌آباد، بندرلنگه، پارسیان، بشاگرد، قشم و میناب و... که بیشترین خانوار را تحت پوشش خود داشتند، انتخاب و نمونه‌برداری شدند. محل نمونه‌برداری آب‌های مورد ارزیابی در شکل (۱) ارائه شده است.



شکل ۱- محل نمونه‌برداری آب‌های مورد ارزیابی

• فرآیند اندازه‌گیری تجربی

برای اندازه‌گیری میزان پرتوزایی آلفا و بتای کل در نمونه‌های آب از روش سنتیلاسیون مایع با استفاده از شمارنده سوسوزن مایع (LSC)^۱ مدل ۱۲۲۰ Quantulus استفاده شد. اندازه‌گیری با این دستگاه یکی از دقیق‌ترین و بهترین روش‌های شمارش ذرات گسیلنده آلفا و بتا در نمونه‌های آب است. اندازه‌گیری همزمان ذرات آلفا و بتا موجود در نمونه یکی از ویژگی‌های منحصر بفرد این روش و دستگاه است. از امتیازات و برتری‌های دیگر شمارش نمونه با شمارنده سوسوزن مایع، اندازه‌گیری غلظت رادیوایزوتوپ‌های با اکتیویته بسیار کم و ناچیز، اندازه‌گیری همزمان ذرات آلفا و بتا موجود در نمونه، بازده عالی برای رادیوایزوتوپ‌های بتازای پرانرژی و بازده نزدیک به ۱۰۰ درصد برای رادیوایزوتوپ‌های آلفاها است. برای آماده‌سازی نمونه‌های آب جهت اندازه‌گیری میزان

پرتوزایی آلفا و بتای کل آن، از روش سنتیلاسیون مایع و مطابق با آزمون ISO-11704 که روش استاندارد برای این موضوع است، استفاده می‌شود (ISO 11704، ۲۰۱۰). مطابق این سند استاندارد پس از تعیین منابع آب مورد هدف، ۳۰ نمونه آب در بطری‌های پلاستیکی ۱/۵ لیتری برای ارسال به آزمایشگاه شناسایی و مشخصه‌یابی رادیونوکلیدهای پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای جمع‌آوری می‌گردد. برای جلوگیری از رسوب رادیوایزوتوپ‌های احتمالی در آب به دیواره ظروف، جلوگیری از هرگونه فعالیت بیولوژیکی میکروارگانیسم‌ها و همچنین جلوگیری از تشکیل کلویید، مقدار معینی اسید نیتریک ۶۰٪ به هر ظرف نمونه برای رسیدن PH آن به حدود ۲، اضافه می‌شود. برای افزایش دقت اندازه‌گیری رادیوایزوتوپ در آب، ۲۵۰ میلی‌لیتر از هر نمونه در داخل بشر ریخته می‌شود و سپس آن را بر روی هیتر استیرر^۲ قرار می‌دهیم تا اینکه با روش تبخیر ملایم تا مرحله خشک شدن تغلیظ گردند. سپس مواد باقیمانده در

(۲۰۱۱). در نتیجه میزان رادیوایزوتوپ‌های محلول در آب و به طبع آن میزان پرتوزایی نمونه‌ها با هم اختلاف دارند، هرچند این تفاوت‌ها ناچیز باشند.

جدول ۱- غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل در نمونه‌های آب

Gross beta (mBq L-1)	Gross alpha (mBq L-1)	pH	Sampling code
۱۷۸	۶۸	۷٫۴	BDW 1
۳۳۶	۱۳۵	۷٫۱	BDW 2
۶۳۴	۱۷۳	۷٫۳	BDW 3
۴۸۲	۲۱۰	۷٫۲	BDW 4
۶۵	۲۷۷	۷٫۸	BDW 5
۵۲۹	۶۸	۷٫۵	BDW 6
۳۱۱	۷۹	۷٫۶	BDW 7
۵۹۲	۲۰۳	۷٫۸	BDW 8
۶۸۲	۲۸۱	۷٫۲	BDW 9
۲۶۳	۵۵	۷٫۴	BDW 10
۵۸۱	۲۴۴	۷٫۲	BDW 11
۴۲۱	۴۸	۷٫۵	BDW 12
۶۱۱	۱۱۳	۷٫۴	BDW 13
۷۰۱	۱۶۱	۷٫۳	BDW 14
۵۰۲	۱۸۷	۷٫۵	BDW 15
۱۵۳	۹۱	۷٫۶	BDW 16
۴۶۴	۲۳۵	۷٫۷	BDW 17
۷۲۹	۲۶۰	۷٫۲	BDW 18
۳۷۹	۵۹	۷٫۶	BDW 19
۵۵۷	۱۴۲	۷٫۵	BDW 20
۶۰۳	۱۹۶	۷٫۳	BDW 21
۱۰۵	۶۴	۷٫۳	BDW 22
۳۸۹	۱۶۸	۷٫۸	BDW 23
۶۷۳	۲۶۹	۷٫۱	BDW 24
۳۸۱	۸۵	۷٫۵	BDW 25
۵۲۳	۲۷۲	۷٫۴	BDW 26
۵۴۱	۲۹۶	۷٫۶	BDW 27
۲۲۷	۲۲۴	۷٫۴	BDW 28
۶۴۴	۲۴۹	۷٫۳	BDW 29
۵۵۳	۷۴	۷٫۵	BDW 30

میانگین پرتوزایی آلفا و بتای کل در نمونه‌های آب استان هرمزگان به ترتیب ۱۶۶ mBq/l و ۴۶۰ mBq/l بدست آمد که این پارامترها در استان تهران ۱۳۷/۵ mBq/l و ۱۸۴/۷ mBq/l

بشر با ۱۰ میلی‌لیتر آب دوبار تقطیر، شسته می‌شود و به ویال مخصوص ۲۰ میلی‌لیتری دستگاه شمارنده سنتیلاسیون مایع منتقل و ۱۰ میلی‌لیتر مایع سنتیلاتور^۳ OptiPhase HiSafe3 به آن اضافه می‌گردد.

پس از آماده‌سازی نمونه‌ها مطابق با استاندارد، هر نمونه دوبار و به مدت ۲۴۰ دقیقه با شمارنده سوسوزن مایع شمارش می‌شود و از میانگین شمارش‌ها برای تعیین میزان پرتوزایی استفاده می‌گردد.

کمترین حد آشکارسازی

با توجه به مقادیر بسیار پایین اکتیویته در آب، شاخصه مهمی که دقت این روش را نشان می‌دهد، مفهوم حداقل اکتیویته قابل تشخیص (MDA)^۴ است. برای اطمینان از اینکه مقادیر اندازه‌گیری‌شده، قابل استناد است یا خیر، MDA برای آلفا و بتای کل از معادله (۱) محاسبه شد که مقدار آن به ترتیب ۰/۰۲۵ Bq/L و ۰/۰۳۵ Bq/L بدست آمد (Currie, ۱۹۶۸).

$$MDA = \frac{2.71 + 4.65 \sqrt{N_B \times T}}{\varepsilon \times V \times T \times 60} \quad (1)$$

نتایج و بحث

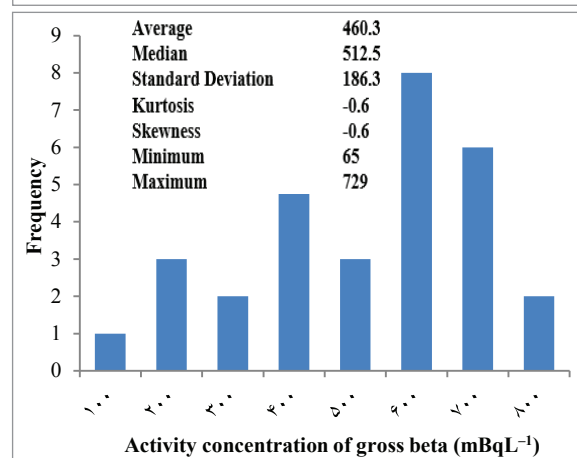
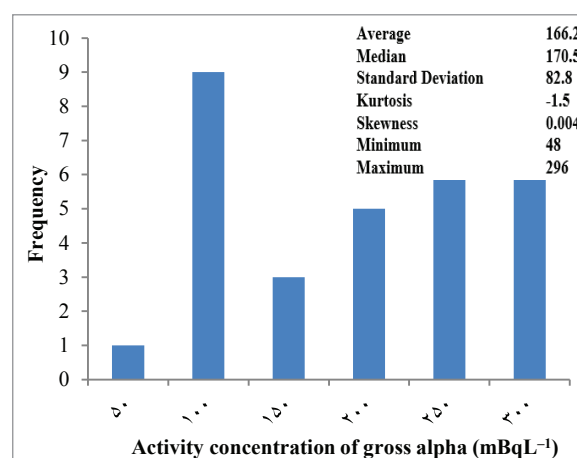
نتایج حاصل از محاسبه و اندازه‌گیری میزان پرتوزایی آلفا و بتای کل در نمونه‌ها در جدول (۱) مشاهده می‌شود. مقادیر بیان‌شده در این جدول با استفاده از معادله (۲) و میانگین شمارش نمونه‌ها بدست آورده شد.

$$A_{\alpha/\beta} = \frac{N_s - N_b}{\varepsilon \times V \times 60} \quad (2)$$

در معادله (۲)، N_s شمارش نمونه و N_b شمارش زمینه بر حسب شمارش در دقیقه، ε بازده آشکارسازی، V حجم نمونه بر حسب لیتر و ۶۰ ضریب تبدیل واپاشی در دقیقه به واپاشی در ثانیه است. همانطور که نتایج نشان می‌دهد غلظت آلفای کل در بازه ۴۸ mBq/l تا ۲۹۶ mBq/l قرار می‌گیرد و میانگین آن ۱۶۶/۲ mBq/l است. همچنین غلظت بتای کل در نمونه‌ها از ۶۵ mBq/l تا ۷۲۹ mBq/l و با میانگین ۴۶۰/۳ mBq/l اندازه‌گیری شد. علت اختلاف غلظت‌های اندازه‌گیری شده نمونه‌ها این است که میزان پرتوزایی طبیعی در آب، به خصوصیات زمین‌شناسی محل برداشت آن بستگی دارد. این عناصر پرتوزا در آب‌ها عمدتاً از رادیوایزوتوپ‌های زنجیره‌های واپاشی طبیعی اورانیوم-۲۳۸، توریوم-۲۳۲ و پتاسیم-۴۰ موجود در خاک و سنگ بستر ایجاد می‌شود. برخی از رادیوایزوتوپ‌ها، به دلیل واکنش آب زیرزمینی با خاک و سنگ بستر، به راحتی در آب حل می‌شوند که این امر به ترکیب کانی‌شناسی و ژئوشیمیایی خاک و سنگ، شرایط اکسیداسیون و زمان ماند آب زیرزمینی در خاک و سنگ بستر بستگی دارد (Dinh Chau و همکاران،

و در استان گیلان 52 mBq/l و 110 mBq/l و در کشور اسپانیا 542 mBq/l و 2231 mBq/l و در کشور ترکیه 88 mBq/l و 305 mBq/l و در کشور ایتالیا 184 mBq/l و 207 mBq/l گزارش شده است.

آمار توصیفی اساسی مانند حداقل، حداکثر، میانگین، انحراف معیار، چولگی و کشیدگی غلظت اکتیویته آلفا و بتای کل در نمونه‌های آب در شکل (۲) ارائه شده است.



شکل ۲- آمار توصیفی و فراوانی میزان پرتوزایی نمونه‌های آب استان

در علم آمار چولگی یا Skewness معیاری از تقارن یا عدم تقارن تابع توزیع می‌باشد. برای یک توزیع کاملاً متقارن چولگی صفر و برای یک توزیع نامتقارن با کشیدگی به سمت مقادیر بالاتر از میانه، چولگی مثبت و برای توزیع نامتقارن با کشیدگی به سمت مقادیر کوچکتر از میانه، مقدار چولگی منفی است. نتایج این تحقیق و چولگی منفی داده‌ها نشان می‌دهد که تعداد داده (نمونه) بیشتری از مقدار میانگین وجود دارد. اهمیت ویژه به نظارت پرتوزایی در آب و تعیین میزان غلظت رادیوایزوتوپ‌های آب‌های مصرفی، به دلیل مضر بودن آلودگی مربوط به مواد پرتوزا است (حتی اگر مانند نتایج این تحقیق

مقادیر آن پایین باشد)، زیرا مواد پرتوزا علاوه بر وارد کردن صدمه به سلامت، خطر ابتلا به برخی از سرطان‌ها را افزایش می‌دهد، حتی اگر مقادیر کمی از عناصر پرتوزا بلعیده یا استنشاق شود.

همه کشورهای جهان استانداردهای کیفیت آب خود را با توجه به الزامات و اولویتهای ملی خود و با توجه به حدود توصیه شده استانداردهای بین‌المللی تعیین می‌کنند. با توجه به دستورالعمل استاندارد ملی ایران برای کنترل خطرات رادیولوژیکی در آب غلظت آلفای کل از بالاترین حد پیشنهاد شده یعنی 500 mBq/l کمتر هستند و همچنین غلظت بتای کل کمتر از مقدار پیشنهادی برای بتا یعنی 1000 mBq/l هستند. علاوه بر این، نتایج نشان می‌دهد که غلظت بتای کل بیشتر از غلظت آلفای کل در نمونه‌هاست.

نتیجه‌گیری

از آنجاییکه در منابع و تحقیقات موجود هیچ اطلاعات مکتوبی در مورد میزان پرتوزایی منابع آب شرب استان هرمزگان یافت نشد، برای اولین بار به منظور اطمینان از عدم خطر پرتوزایی ناشی از مصرف این نمونه‌های آب، تحقیق و مطالعه حاضر انجام پذیرفت. با توجه به ویژگی اقلیمی استان هرمزگان و اهمیت تأمین آب شرب سالم برای عموم مردم، ۳۰ نمونه آب از منابع مختلف آب استان هرمزگان مورد بررسی و اندازه‌گیری میزان پرتوزایی قرار گرفت. بدین منظور برخلاف اکثر تحقیقات دیگران که از روش طیف‌سنجی گاما و یا شمارنده‌های تناسبی برای اندازه‌گیری پرتوزایی استفاده می‌کنند، از روش سنتیلاسیون مایع با استفاده از شمارنده سوسوزن مایع (LSC) مدل ۱۲۲۰ Quantulus که یکی از دقیق‌ترین و بهترین روش‌های شمارش همزمان ذرات گسیلنده آلفا و بتا در نمونه‌های آب است، استفاده شد. با توجه به الزامات و توصیه‌های استانداردهای بین‌المللی و ملی، ابتدا غربالگری اولیه برای اندازه‌گیری آلفا و بتای کل انجام می‌شود تا مشخص شود که غلظت آن‌ها زیر حد مجاز هست یا خیر؛ سپس اگر میزان پرتوزایی بیش از حد مجاز باشد، بررسی غلظت رادیوایزوتوپ‌ها به صورت تکی باید انجام بگیرد. نتایج آنالیز، غلظت آلفا کل را از 48 mBq/l تا 296 mBq/l و با میانگین 166.2 mBq/l نشان دادند. غلظت بتای کل در نمونه‌ها از 65 mBq/l تا 729 mBq/l و با میانگین 460.3 mBq/l بدست آمدند. هرچند نتایج نشان دادند که میزان پرتوزایی آلفا و بتای کل همه آب‌ها از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) و موسسه استاندارد ملی ایران که به ترتیب 500 mBq/l و 1000 mBq/l است پایین‌تر است، ولی لازم است سازمان و متولیان نظارت بر بهداشت و

Physics and Chemistry. 79(12): 1196-1202.

Mehdizadeh S., Faghihi R., Sina S. and Derakhshan S. 2013. Measurements of natural radioactivity concentration in drinking water samples of Shiraz city and springs of the Fars province, Iran, and dose estimation. *Radiation protection dosimetry*, 157(1): 112-119.

Mingote R. M., Nogueira R. A. and Da Costa H. F. 2019. Gross alpha and beta activities in drinking water from Goiás state. Brazil. *Brazilian Journal of Radiation Sciences*, 7(3).

Parhoudeh M., Khoshgard K., Zare M.R. and Ebrahimi A. 2019. Natural Radioactivity Level of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K Radionuclides in Drinking Water of Residential Areas in Kermanshah Province, Iran using Gamma Spectroscopy. *Iranian Journal of Medical Physics*, 16(1): 98-102.

Pourhabib Z., Binesh A. and Mohammadi S. 2011. A study on heavy radioactive pollution: Radon and Radium in streams and drinking water of Ramsar region by measured Prassi system. *Iranian Journal of Physics Research*, 11(4): 397-403.

Ranjbar H. and Tabasi M. 2021. Evaluation of natural radioactivity in Tehran's water using the gross alpha and beta measurements. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, 8(2): 129-132.

Turhan Ş. 2020. The natural radioactivity in drinking water by gross alpha and beta measurements and radiological quality assessment. *Radiochimica Acta*, 108(6): 491-498.

Turhan Ş., Özçitak E., Taşkın H. and Varinlioğlu A. 2013. Determination of natural radioactivity by gross alpha and beta measurements in ground water samples. *Water research*, 47(9): 3103-3108.

WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, fourth ed., WHO Library Cataloguing-in-Publication Data NLM classification: WA 675, Geneva.

سلامت مردم جهت کنترل و پایش آب آشامیدنی، غربالگری و اندازه‌گیری‌های پرتوزایی را به طور مستمر و مداوم انجام دهند و تنها به نتایج این تحقیق اکتفا نشود.

پی‌نوشت

- 1-Liquid Scintillation Counter
- 2-Heater Stirrer
- 3-LSC Cocktail
- 4-Minimum Detectable Activity

منابع

استاندارد ملی ایران ۱۰۵۳. ۱۳۸۸. آب آشامیدنی - ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. تجدیدنظر پنجم.

Abbasi A. and Mirekhtiary F. 2017. Gross alpha and beta exposure assessment due to intake of drinking water in Guilan, Iran. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 314(2): 1075-1081.

Currie L.A. 1968. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Analytical chemistry*, 40(3): 586-593.

Dinh Chau N., Dulinski M., Jodlowski P., Nowak J., Rozanski K., Slezia M. and Wachniew P. 2011. Natural radioactivity in groundwater—a review. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 47(4): 415-437.

Hosseini SA. 2014. Measurement of natural radioactivity in Chahbahar-Sistan and Blouchestan in Iran. *ISMJ*, 17(2): 207-214.

ISO 11704:2010 Water Quality-Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water-Liquid scintillation counting method.

Labidi S., Mahjoubi H., Essafi F. and Ben-Salah R. 2010. Natural radioactivity levels in mineral, therapeutic and spring waters in Tunisia. *Radiation*

A Review of Reverse Osmosis Membrane Synthesis Methods

M. Esmailpour¹, A.A. Asgharinezhad¹, M. Faghihi^{1*}

1- Assistant Professor, Chemistry and Process Department, Niroo Research Institute, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: mfaghihi@nri.ac.ir)

Received: 05-03-2022

Revised: 01-06-2022

Accepted: 19-06-2022

Available Online: 21-09-2022

مروری بر روش های سنتز غشاهای اسمز معکوس

محسن اسماعیل پور^۱، علی اکبر اصغری نژاد^۱، مرتضی فقیهی^{۱*}

۱- استادیار، گروه شیمی و فرآیند، پژوهشگاه نیرو، تهران، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: mfaghihi@nri.ac.ir)

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۳/۱۱

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۲/۱۴

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۲۹

Abstract

The issue of water consumption in the world has been raised as a vital issue in recent decades. Membrane technology is one of the optimal methods to replace thermal methods for freshwater production. Among the methods of desalination and water production, the reverse osmosis membrane method invented in recent decades has quickly found its place in the industry. Today, about half of the world's freshwater production capacity is provided by reverse osmosis membrane technology. The main part of the reverse osmosis process is the membrane, which is generally made of a polymeric material. The fabrication of these polymer membranes and the optimization of their formulations and properties have attracted the attention of researchers in recent years, and their results have been commercialized in some large companies. Due to the importance of this issue in various industries, including power plants, in this article, a review of reverse osmosis membrane synthesis methods has been done. Also, the optimal synthesis method, which is the interfacial polymerization method, is introduced and some points are provided in this regard. Older methods, including cellulose acetate casting, were first used by researchers. However, due to the challenges of these old methods, researchers developed the interfacial polymerization method by making a thin film composite with polyamide material as the main component of the reverse osmosis membrane.

Keywords: Reverse Osmosis, Membrane, Polyamide, Interfacial Polymerization.

چکیده

بحث مصرف آب در دنیا از دهه های اخیر به عنوان یک مسأله حیاتی مطرح شده است. تکنولوژی غشایی از جمله روش های بهینه جهت جایگزینی با روش های حرارتی برای تولید آب شیرین است. در بین روش های شیرین سازی و تولید آب، روش غشایی اسمز معکوس که در دهه های اخیر ابداع شده به سرعت در صنایع جای خود را باز کرده است. امروزه در حدود نیمی از ظرفیت تولید آب شیرین دنیا از تکنولوژی غشایی اسمز معکوس تأمین می شود. قلب فرآیند اسمز معکوس، غشاء مورد استفاده در آن است که بیشتر از جنس مواد پلیمری می باشد. ساخت این غشاء های پلیمری و بهینه کردن فرمولاسیون و خواص آنها در سال های اخیر مورد توجه محققان واقع شده و نتایج آنها در برخی شرکت های بزرگ نیز تجاری سازی شده است. باتوجه به اهمیت این موضوع در صنایع مختلف از جمله صنایع نیروگاهی، در این مقاله، مروری بر روش های سنتز غشاء اسمز معکوس انجام گرفته است. همچنین روش بهینه سنتز که روش پلیمریزاسیون بین سطحی است معرفی شده و نکاتی در این خصوص ارائه شده است. روش های قدیمی شامل ریخته گری با سلولز استات در ابتدا توسط محققان مورد استفاده قرار گرفت. اما باتوجه به چالش های این روش های قدیمی، محققان روش پلیمریزاسیون بین سطحی را با ساخت کامپوزیت فیلم نازک با ماده پلی آمید به عنوان جزء اصلی غشا اسمز معکوس ابداع نمودند.

واژه های کلیدی: اسمز معکوس، غشاء، پلی آمید، پلیمریزاسیون بین سطحی.

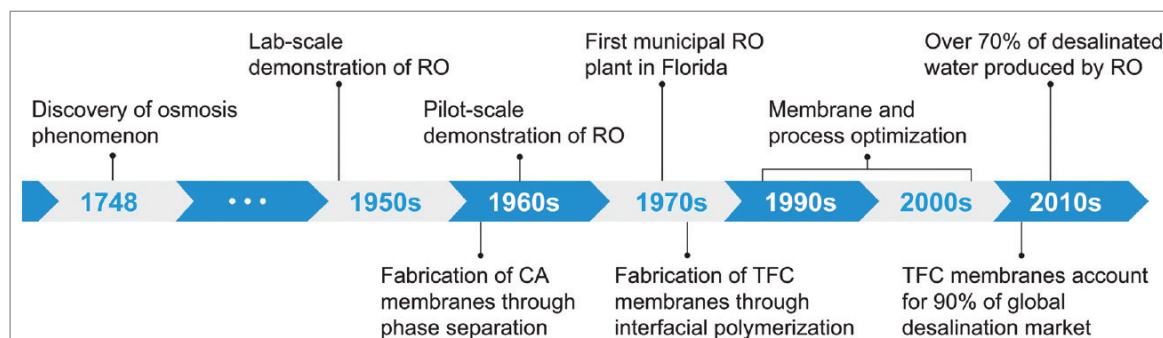
شیرین‌سازی آب می‌تواند شامل روش‌های مختلفی از جمله حرارتی (سوخت فسیلی)، غشایی، الکترودیالیز و خورشیدی (انرژی تجدیدپذیر) باشد.

در روش حرارتی، اعمال انرژی حرارتی موجب تبخیر آب شده و با سرمایش آب، ناخالصی و املاح آب جداسازی می‌شود. در دهه‌های گذشته از فرآیندهای حرارتی از جمله تبخیر چندمرحله‌ای (MSF)^۱ و تقطیر چند اثری (MED)^۲ زیاد استفاده شده است. چالش‌های موجود در روش‌های حرارتی از جمله مصرف انرژی بالا، آلاینده‌ی بیشتر، هزینه بالا، کاهش منابع سوخت‌های فسیلی و زیست تخریب پذیر بودن باعث شد در دهه‌های اخیر به روش‌های جایگزین پرداخته شود (Diaz و همکاران، ۲۰۲۱). با ظهور فرآیند غشایی برای شیرین‌سازی آب تمایل صنعتگران و محققان به سمت این فرآیند بیشتر شده است. در حال حاضر فرآیند غشایی اسمز معکوس (RO)^۳ بزرگترین سهم در واحدهای بزرگ آب شیرین‌سازی و تصفیه آب در دنیا را دارد. هزینه‌های عملیاتی واحدهای RO به دلایل ذیل کمتر از هزینه‌های فرآیندهای حرارتی هستند: قیمت کمتر (در مواردی نظیر تجهیزات اولیه مورد نیاز، میزان سرمایه‌گذاری اولیه، میزان مصرف انرژی)، جریان بیشتر (میزان جریان محصول)، میزان نمک زدایی بالاتر که می‌تواند در فشارهای اعمالی تانداژه‌ای کم ایجاد شود و استفاده از تجهیزات بازایی فشار که می‌تواند در کاهش قیمت موثر باشند. از لحاظ آماری نیز مصرف غشاهای اسمز معکوس در بحث شیرین‌سازی در دنیا با شیب تندی در حال افزایش است. در سال ۲۰۱۱ میلادی بیش از ۵۰٪ تاسیسات شیرین‌سازی آب در دنیا از روش اسمز معکوس استفاده شده (Li و همکاران، ۲۰۱۳)، درحالی‌که بقیه آنها بر پایه روش‌های حرارتی شیرین‌سازی آب استوار می‌باشد. سهم ظرفیت تولید آب به روش RO در سال‌های اخیر روند رو به رشدی داشته و در برخی منابع به سهمی بالاتر از ۶۵٪ از تولیدات کل آب شیرین تولیدی دنیا را به فرآیند غشایی RO در سال‌های اخیر تخصیص داده است. Panagopoulos و Haralambous (۲۰۲۰) بیان کردند در سال ۲۰۱۹ واحدهای شیرین‌سازی آب در دنیا در حدود ۱۴۰ میلیون متر مکعب در روز آب تولید می‌کنند بحران کم آبی و روند رو به رشد احداث واحدهای اسمز معکوس به‌ویژه در منطقه خاورمیانه نشان از اهمیت تحقیق بر روی فرآیند اسمز معکوس و به‌ویژه ساخت غشاهای آن دارد که به‌عنوان قلب این فرآیند محسوب می‌شود. ازاین‌رو در این مقاله سعی شده است روش‌های ساخت غشاهای اسمز معکوس بررسی شده و بهترین روش ساخت معرفی شود.

روش‌های مختلفی برای ساخت غشاها وجود دارد. اغلب روش‌های ساخت بیشتر به مواد تشکیل‌دهنده غشاء وابسته است تا به محدوده کاری غشاء (میکروفلتراسیون، اولترافیلتراسیون و ...). فرآیندهای ساخت می‌توانند اندازه حفرات را به‌ویژه در غشاهای کامپوزیتی کنترل کند که منجر به تولید دسته‌های مختلف غشایی از نظر ابعاد حفرات می‌شود. وارونگی فازی^۴ و الکتروریسی^۵ از مهمترین روش‌های معمول در ساخت غشاها به‌ویژه در کاربردهای تصفیه آب هستند. روش‌های جدید وارونگی فازی شامل وارونگی فازی ضد حلالی (NIPS)^۶ و جداسازی فازی القاء حرارتی و وارونگی فازی القاء تبخیری (VIPS)^۷ می‌باشند. روش‌های متنوع و پیچیده‌تر دیگری هم برای ساخت غشاهای کامپوزیتی و اصلاح سطحی غشاها پیشنهاد شده است. از آن جمله می‌توان به پلیمریزاسیون درجا، ریخته‌گری فیلمی، رسوب به کمک یونی، سنتز هیدروترمال، روکش دهی و جذب سطحی اشاره کرد (Warsinger و همکاران، ۲۰۱).

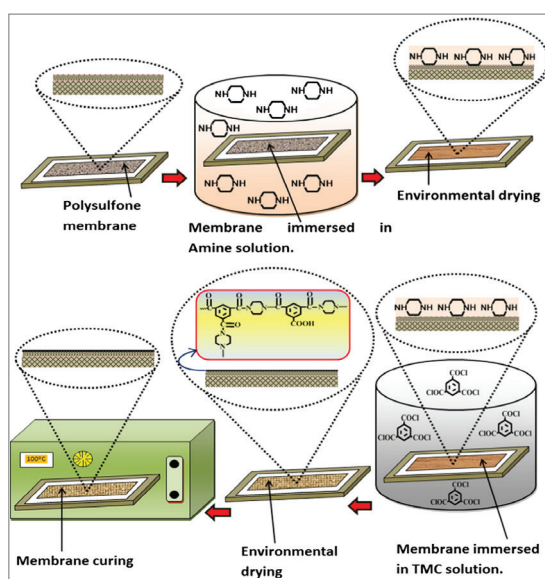
روش‌های سنتز غشاء اسمز معکوس

روش ابداعی اولیه برای سنتز غشاء اسمز معکوس شامل ریخته‌گری^۸ دستی بود که بیش از ۷۰ سال بیش توسط محققان به کار گرفته شد. در این روش از غشاء سلولز استات به‌عنوان ماده اصلی استفاده می‌شد (Abdelrasoul و همکاران، ۲۰۱۷). اما از جمله چالش‌های مهم در این روش بحث تراوایی و نمک زدایی کم این نوع غشاها بود. از طرفی نیاز به تولید انبوه باعث شد محققان هم به فکر ماده جایگزین با سلولز استات باشند و هم روش سنتز را بهینه کنند (Lim و همکاران، ۲۰۲۱). ازاین‌رو در دهه‌های بعد روش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP)^۹ ابداع شد. پلیمریزاسیون بین سطحی مهمترین روش برای تولید تجاری غشاء کامپوزیت فیلم نازک (TFC)^{۱۰} برای RO و NF^{۱۱} می‌باشد. اولین غشاء TFC ساخته شده با روش پلیمریزاسیون بین سطحی توسط Cadotte و همکاران (۱۹۸۰) ابداع شد و یک تحول چشمگیر در ساخت و کاربرد غشاهای اسمز معکوس (RO) ایجاد کرد. در شکل (۱) روند تغییرات روش سنتز غشاهای اسمز معکوس در گذر زمان نشان داده است. با وجود تحقیقات گسترده در سال‌های اخیر، همچنان فرآیند IP صنعتی که در ابتدای دهه ۱۹۸۰ میلادی ابداع شد، به طور عموم در تولید غشاء اسمز معکوس مورد استفاده قرار می‌گیرد. ساخت لایه پلی آمیدی نازک و بدون نقص به‌عنوان لایه اصلی غشاهای RO همچنان در فرآیندهای صنعتی چالشی می‌باشد. باتوجه‌به اهمیت افزایش نمک‌زدایی و کاهش هزینه‌های خرابی و گرفتگی غشا، پرداختن به روش سنتز و بهبود آن در سال‌های آینده همچنان مد نظر محققان خواهد بود (Li و Elimelech، ۲۰۲۱).



شکل ۱- نمودار زمانی توسعه فرآیندهای نمک زدایی مبتنی بر غشا (Li و Elimelech, ۲۰۲۱).

را تولید می‌کنند. با روش IP می‌توان غشاء فشرده با ضخامت ۱۰۰-۲۰۰ nm تهیه کرد، از این رو این روش در ابعاد صنعتی و آزمایشگاهی مورد توجه و استفاده می‌باشد.



شکل ۲- طرحواره واکنش IP برای ساخت غشاء کامپوزیت فیلم نازک (Ray و Vyas, ۲۰۱۵).

امروزه غشاءهای TFC سهم بیشتری را در بازار غشاءهای RO به خود اختصاص داده‌اند. در غشاء RO از طریق مکانیزم حل شونده-نفوذ^{۱۴} انتقال جرم از لایه پلیمری صورت می‌گیرد. در طی دهه‌های گذشته تلاش‌های متعددی توسط محققان بر روی ساخت لایه جداکننده غشاء RO صورت گرفته است. در این بین از موادی مثل پلی‌آمیدهای آروماتیک و آلیفاتیک، پلی-سولفون‌آمید و پلی‌استر آمید استفاده شد. در میان مواد مختلف، پلی‌آمیدهای مشتق شده از دی‌آمین آلیفاتیک مانند پلی‌اتیلن ایمین (PEI)^{۱۵} و پلی‌پیرازین (PIP)^{۱۶} و دی‌آمین آروماتیک مانند MPD^{۱۷} برای تولید غشاء کامپوزیتی RO بهترین عملکردی را نشان دادند. در نتیجه امروزه پلی‌آمیدها بیشترین کاربرد را در ساخت غشاءهای TFC RO در بازار تجاری غشاء دارند (Ray و Gohil, ۲۰۱۷).

روش اولیه ابداعی به این صورت بود که لایه نگهدارنده پلی سولفون میکرومتخلخل در محلولی از آمین قرار داده شد و سپس غشاء آغشته شده به آمین در محلولی از هگزان دارای دی ایزوسیانات قرار داده شد. با اعمال درجه حرارت ۱۰۰ °C واکنش اتصالات عرضی در غشاء آغاز شد. غشاءهای TFC بر پایه پلی اوره میزان نمک‌زدایی بهتری و جریان آب بیشتری را نسبت به غشاء سلولز استات نشان دادند.

به دلیل مزایای روش پلیمریزاسیون بین سطحی در بهینه کردن خواص لایه نازک غشاء و لایه زمینه میکرومتخلخل، دسته‌های مختلفی از غشاءهای TFC ساخته شده‌اند. عوامل مختلفی مثل غلظت منومر، نوع حلال، زمان واکنش و روش‌های تکمیلی می‌تواند بر مورفولوژی و ترکیب درصد لایه ممانعت‌کننده غشاء تأثیرگذار باشد (Lalia و همکاران, ۲۰۱۳).

اگر چه غشاءهای کامپوزیت فیلم نازک (TFC) در صنعت با اقبال زیادی روبه‌رو هستند، اما در بین محققان توجه ویژه‌ای هم برای ساخت غشاءهای نامتقارن از طریق فرآیند ساخت تک مرحله‌ای وجود دارد. جدای از روش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP)، تکنیک‌های پوشش‌دهی دیگری مانند پیوندزنی نوری، پوشش‌دهی غوطه وری، تابش باریکه الکترونی و پلیمریزاسیون پلاسمایی می‌توانند برای نشان دادن لایه جداکننده فوق نازک بر روی غشاء نگهدارنده استفاده کردند. در این میان روش IP گستردگی بیشتری در ساخت غشاء داشته و تحقیقات بیشتری را به خود اختصاص داده است (Lau و همکاران, ۲۰۱۲).

روش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP)

Ray و Vyas (۲۰۱۵) طرحواره‌ای را برای ساخت غشاء TFC از طریق واکنش IP پیشنهاد داده‌اند (شکل ۲). همان طور که در (شکل ۲) مشاهده می‌شود، لایه نگهدارنده که از جنس غشاء MF^{۱۸} یا UF^{۱۹} است در محلولی حاوی منومر آمینی قرار داده می‌شود. سپس اجازه داده می‌شود تا سطح خشک شود و در محلولی از اسید کلریدریک قرار داده می‌شود. این دو منومر در سطح مشترک حلال‌ها با هم واکنش داده و لایه فشرده پلیمری

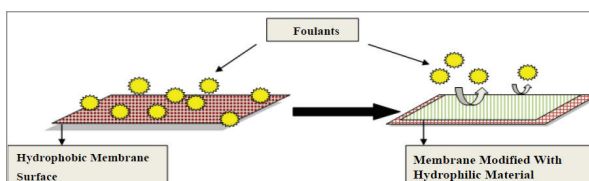
خصوص کنترل واکنش پلیمریزاسیون ماده غشایی است. بهینه سازی واکنش پلیمریزاسیون بین سطحی می‌تواند شامل سینتیک، ضریب نفوذ مواد اولیه، زمان واکنش، قابلیت حل کنندگی حلال، ترکیب درصد محلول، سرعت هسته زایی، زمان واکنش پخت، محدوده جرم ملکولی پلیمر و خواص لایه نگهدارنده میکرومتخلخل می‌باشد (Lee و همکاران، ۲۰۱۱).

در کنار فعالیت‌ها جهت شناخت منومرهای جدید در واکنش IP، تلاش‌هایی برای بهبود واکنش IP از طریق افزودن بهبود دهنده‌ها و فعال کننده‌های آلی به محلول MPD و TMC^{۲۵} صورت گرفته است. بهبود دهنده‌ها می‌توانند در واکنش شرکت کنند و در تماس با گروه‌های عاملی لایه نازک قرار بگیرند و خواص سطحی و مقاومت به رسوب غشاء RO را بهبود بخشند. برای مثال Tarboush و همکاران (۲۰۰۸) به محلول حاوی TMC بهبود دهنده‌های پلی اتیلن گلیکول و متیلن بیس فنیل ایزوسانات^{۲۶} را اضافه نمودند تا آبدوستی سطح را بهبود بخشند. نتایج این گروه بهتر شدن خاصیت آبدوستی و مقاومت به رسوب را در اثر افزودن این بهبود دهنده‌ها را نشان داد.

افزودن پلی‌وینیل الکل (PVA)^{۲۷} به کامپوزیت فیلم نازک جهت غشاء نانوفیلتراسیون نیز یکی دیگر از راه‌های بهبود غشاء TFC است. به این منظور مقادیر مختلف PVA به پیرازین^{۲۸} در حین واکنش IP در کنار TMC به مجموعه اضافه می‌شود تا عملکرد ضد رسوبی غشاء کامپوزیتی را بهبود بخشد. افزودن زنجیرهای آبدوست PVA به لایه فعال پلی‌آمیدی تأثیرات موثری در تولید سطح نرم‌تر و افزایش آبدوستی غشاء دارد که موجب کاهش رسوب پروتئین در سطح غشاء به‌ویژه در بازه‌های کارکرد طولانی می‌گردد. کاربرد افزودنی‌ها مثل بزرگ ملکول‌های آبدوست‌کننده^{۲۹} سطح یک راه موثر در تغییر عملکرد غشاء TFC می‌باشد. در برخی موارد ساخت غشاء از بزرگ ملکول‌های آبدوست کننده سطح برای لایه پلی‌آمیدی استفاده شده و مشاهده شده که در حین پلیمریزاسیون درجا بزرگ ملکول‌ها توانسته‌اند به سمت سطح تماسی پلیمر و هوا مهاجرت کنند و سطح غشاء را آبدوست تر کنند و غشاء کامپوزیتی با بهبود عملکرد جریان تولید کنند. یکی دیگر از راه‌های بهبود سطح غشاء TFC استفاده از نانوذرات است. در تحقیق Kim و همکاران (۲۰۰۳) غشاء اسمز معکوس TFC را با نانوذرات TiO_2 از طریق اتصالات هیدروژنی با گروه‌های عاملی COOH لایه فیلم نازک پلی‌آمیدی ایجاد کردند. آنها گزارش نمودند که این بهبود با نانوذرات مقاومت بایوزیستی غشاء را افزایش داده است.

اضافه کردن افزودنی^{۳۰} به محلول می‌تواند نقش مهمی را در تغییر حلالیت منومر، نفوذ^{۳۱}، هیدرولیز و پرتونه‌شدن^{۳۲} داشته باشد. بسیاری از اختراعات در زمینه غشاء اشاره دارد که افزودن الکل‌ها، اترها، ترکیبات حاوی گوگرد، پلیمرهای قابل حل در آب یا

در سال‌های اخیر محققان سعی کرده‌اند که اصلاح در روش‌های ساخت غشاء را انجام دهند تا به خواص بهتری در عملکرد دست یابند. روش‌های مختلفی برای اصلاح غشاءهای پلیمری مانند اصلاح سطحی^{۱۸} و اصلاح توده‌ای^{۱۹} وجود دارد. اصلاح سطحی از طریق پوشش‌دهی سطحی^{۲۰} و عامل‌دار کردن سطحی^{۲۱} با روش‌هایی مثل اصلاح پلاسمایی یا تابش UV^{۲۲} انجام می‌گیرد. اصلاح توده‌ای شامل پلیمریزاسیون رادیکالی و اختلاط غشاء با افزودنی‌های آبدوست از طریق پلیمریزاسیون بین سطحی می‌باشد. البته اصلاح سطحی در برخی موارد قادر به بهبود درون حفره‌های غشاء نیست و احتمال دارد خاصیت آبدوستی با روش اصلاح سطحی به طور کامل صورت نگیرد. اما با استفاده از روش اختلاط افزودنی با پلیمر و روش پلیمریزاسیون، خاصیت آبدوستی در سراسر غشاء رخ می‌دهد و می‌تواند خواص ضد رسوبی، آبدوستی و جریان یا گذردهی آب را بیشتر سازد. این نوع اصلاح غشاء پلیمری در شکل (۳) نشان داده شده است (Zahid و همکاران، ۲۰۱۸).

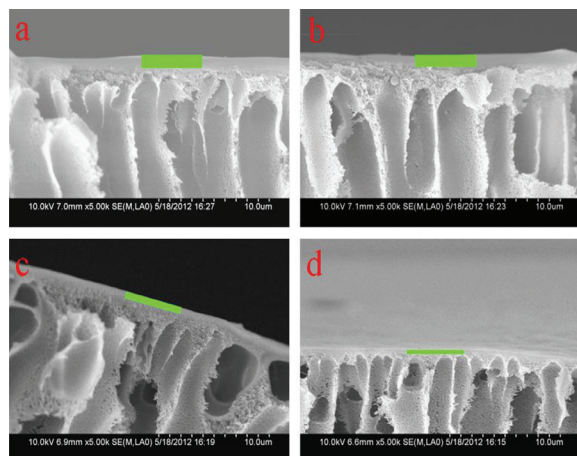


شکل ۳- طرحواره‌ای از رسوب‌گذاری ذرات بر روی غشاء قبل و بعد از اصلاح پلیمر (Zahid و همکاران، ۲۰۱۸).

مهمترین زمینه در اصلاح سطحی غشاء بحث آبدوست کردن^{۳۳} غشاء است که به افزایش تراوایی و بهبود مقاومت در برابر کلر منجر خواهد شد. اگر چه تحقیقاتی در زمینه افزودن گروه‌های عاملی آب دوست مثل کربوکسیل وجود دارد، ولی یافتن منومر مناسب به همراه پیچیدگی‌های واکنش همچنان یک مساله چالشی در این زمینه است. از این رو استفاده از گروه‌های عاملی برای اصلاح سطحی غشاء مورد توجه بیشتری واقع شده است. حلال‌های قابل امتزاج با آب مثل اسیدها و الکل‌ها برای اصلاح سطحی غشاء قابل استفاده هستند. از مخلوط الکل (اتانول و ایزوپروپانول) و اسید (هیدروفلوریک و هیدروکلریک اسید) در آب برای بهبود جریان و نمک‌زدایی غشاء به دلیل هیدرولیز جزئی^{۳۴} برای اصلاح سطحی غشاء استفاده شده است. حضور باندهای هیدروژنی می‌تواند بر هم کنش بین اسید و آب را بهبود بخشد که منجر به تولید بارهای سطحی بیشتری شده و آب دوستی و جریان آب را افزایش می‌دهند (Lee و همکاران، ۲۰۱۱).

یکی دیگر از موارد اصلاح غشاءهای اسمز معکوس بحث در

نشان دادند ضخامت لایه سطح^{۳۹} غشاء پلی سولفون (در حدود $10\ \mu\text{m}$) با افزودن ترکیب متیل گلوکامین کاهش یافته است و با افزودن ۳۰٪ وزنی متیل گلوکامین ضخامت لایه سطح $3\ \mu\text{m}$ شده است.



شکل ۴- عکس FESEM از سطح مقطع غشاء پلی سولفون دارای مقادیر مختلف متیل گلوکامین: (a) ۰٪، (b) ۱۰٪، (c) ۲۰٪ و (d) ۳۰ درصد وزنی (shi و همکاران، ۲۰۱۳).

عملکرد غشاء و انواع رسوب گذاری در آن

بیشتر عملکرد غشاء (جریان، نمک زدایی و رسوب گیری) به طور مشخصی تحت تأثیر خواص پلیمر غشاء، ساختار حفرات و ویژگی های سطحی غشاء است. از مهمترین خواص موثر در عملکرد غشاء می توان به بلورینگی پلیمر غشاء، ساختار حفرات، آبدوستی/آب گریزی، بار غشاء و زبری سطح را نام برد (Lalia و همکاران، ۲۰۱۳).

میزان جریان در غشاء می تواند به تخلخل، اندازه حفرات و پیچش^{۴۰} حفرات وابسته باشد. با انتخاب روش ساخت و کنترل در روش ساخت می توان به مورفولوژی مختلف برای حفرات غشاء دست پیدا کرد. یکی دیگر از خواص تأثیرگذار در عملکرد غشاء، بحث آبدوستی و آب گریزی آن است. آبدوستی و آب گریزی غشاء می تواند بر خواص ضد رسوب و جریان محصول^{۴۱} اثر داشته باشد. غشاء با سطح آبدوستی کمتر به رسوب گیری با مواد آلی، میکروارگانیسم ها و ذرات غیرآلی باردار حساس خواهد بود. این مسأله به دلیل کاهش در برهم کنش بین رسوب و سطح غشاء می باشد (Lalia و همکاران، ۲۰۱۳).

میزان بار سطحی غشاء نیز از عواملی است که در نمک زدایی نقش ایفاء می کند. سطح غشاء RO بیشتر دارای بار منفی است تا میزان نمک زدایی نمک های حل شده در آب را افزایش دهد و جذب رسوبات آلی دارای بارهای منفی و میکروارگانیسم ها را کاهش دهد. بار منفی سطح غشاء RO با حضور گروه های سولفونیک و

پلی هیدرید الکل ها به محلول آمینی می تواند تراوایی غشاء حاصله را بهبود دهد، بدون آنکه میزان نمک زدایی را تغییر دهد. به طور مثال امتزاج پذیری آب و هگزان با افزودن دی متیل سولفوکساید^{۳۳} به محلول بهتر شده است. این امر موجب نفوذ بهتر منومر آمین شده و منجر به تشکیل لایه بازدارنده نازک تر و بهبود جریان شده است (Ihm و Kwak، ۱۹۹۹).

مطالعاتی در خصوص استفاده از سورفکتانت ها به عنوان افزودنی در غشاء نامتقارن برای جداسازی گازها و تراوش تبخیری در منابع انجام شده، اما استفاده از سورفکتانت ها در مورد غشاء TFC کمتر در مقالات وجود دارد. سورفکتانت می تواند بازده پلیمریاسیون در شکل گیری لایه پلی آمید را افزایش دهد که این کار از طریق حرکت منومر از فاز آبی به لایه آلی می باشد. سورفکتانت می تواند ترشوندگی سطح بالایی لایه غشاء را افزایش داده و بازده پلیمریاسیون را بیشتر کند.

Jegal و همکاران (۲۰۰۲) از سه نوع سورفکتانت برای سنتز لایه پلی آمیدی استفاده کردند. در بین سورفکتانت های استفاده شده، تنها تری اتیل بنزیل آمونیوم بروماید (TEBAB)^{۳۴} توانست خواص غشاء کامپوزیت حاصل از آن را افزایش دهد و با افزودن ۰/۲٪ وزنی از این ماده، ۴۰٪ افزایش در جریان آب مشاهده شد. استفاده از سورفکتانت های دیگر مانند تری متیل بنزیل آمونیوم بروماید (TMBAB)^{۳۵} و تری اتیل بنزیل آمونیوم کلراید (TEBAC) بهبود قابل توجهی در شرایط سنتز بین سطحی و خواص غشاء ایجاد نکردند.

Mansourpanah و همکاران (۲۰۰۹) تأثیر سورفکتانت های مختلف را بر روی خواص فیلم نازک غشاء بررسی نمودند. نتایج نشان داد حضور سورفکتانت آنیونی سدیم دودسیل سولفات (SDS)^{۳۶} در محلول آلی می تواند منجر به شکل گیری عیوب و شکاف ها در سطح لایه نازک غشاء شود.

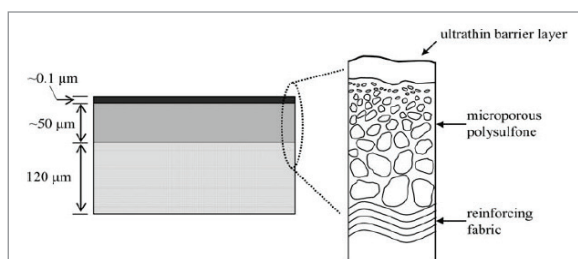
در تحقیق Yang و همکاران (۲۰۲۱) با اصلاح روش سنتز، محصول پلی آمید غشا با یکنواختی بهتر ساخته شد. این گروه با اعمال فشار جریان منومر MPD بر پایه غشاء و گردش جریان منومر TMC سعی داشتند که بهبودی در ساختار لایه جداکننده پلی آمیدی ایجاد کنند. ماژول الیاف توخالی ساخته شده در این تحقیق میزان تراوایی $4/49\ \text{L}/(\text{m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{bar})$ و نمک زدایی ۹۸/۹٪ در فشار عملکردی ۲۰ bar و محلول خوراک با غلظت NaCl برابر با ۱۰۰۰ ppm نشان داد.

در کار shi و همکاران (۲۰۱۳) از غشاء پلی سولفونی برای جداسازی بور^{۳۷} از آب استفاده کردند. این گروه برای عملکرد بهتر جداسازی بور از یک ترکیب به نام متیل گلوکامین^{۳۸} در ساخت غشاء استفاده کردند. نتایج عکس های مورفولوژی از سطح مقطع غشاء پلی سولفونی و غشاهای پلی سولفونی دارای مقادیر مختلف متیل گلوکامین در شکل (۴) آمده است. نتایج

غشاء کامپوزیت فیلم نازک

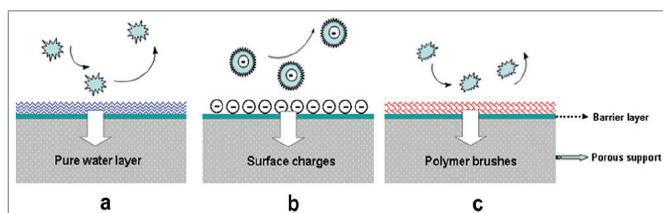
غشاهای فشرده^{۴۶} بیشتر جریان پایین و جدپذیری بالایی دارند، درحالی‌که غشاهای متخلخل جدپذیری پایین و تراوایی بالایی را نشان می‌دهند. برای افزایش تراوایی غشاهای فشرده، تلاش می‌شود ضخامت غشاء تا جاییکه ممکن است کاهش یابد. این کاهش ضخامت باید طوری باشد که حداقل استحکام مکانیکی لایه فشرده جهت غشاء فراهم آید. از این رو ساخت غشاء کامپوزیت لایه نازک (TFC) مورد توجه محققان قرار گرفت. این غشاهای کامپوزیت فیلم نازک از دو لایه اصلی تشکیل می‌شوند که لایه بالایی به صورت فشرده و نازک بوده و بر روی لایه متخلخل قرار می‌گیرد. وظیفه اصلی لایه متخلخل حفظ استحکام مکانیکی غشاء است، درحالی‌که لایه فشرده وظیفه جدپذیری را بر عهده دارد. کلیات روش ساخت غشاء کامپوزیت فیلم نازک شامل دو مرحله است که ابتدا لایه متخلخل ضخیم ساخته شود و پس از آن لایه فشرده نازک بر روی آن قرار داده می‌شود. در میان تمام روش‌های ساخت غشاء TFC روش‌های پوشش دهی غوطه‌وری و پلیمریزاسیون بین سطحی (IP) به طور وسیع‌تری مورد استفاده واقع می‌شود. در بین این دو روش نیز روش پلیمریزاسیون بین سطحی توجه بیشتری را به خود جلب کرده و بیشتر مورد استفاده قرار گرفته است (Madaeni و همکاران، ۲۰۱۵).

در شکل (۶) طرحواره‌ای از غشاء کامپوزیت فیلم نازک نشان داده شده است. لایه بافته شده زیرین بیشتر از جنس پلی استر است و بر روی آن لایه متخلخل قرار دارد که بیشتر از جنس پلی سولفون است. بر روی پلی سولفون لایه نازک و فشرده که لایه اصلی جداکننده است و بیشتر از جنس پلی آمید است قرار دارد (Petersen, ۱۹۹۳). غشاهای کامپوزیت فیلم نازک هزینه ساخت بیشتری از غشاء های ساده دارند، ولی به دلیل عملکرد بهتر در دهه های گذشته مورد توجه قرار گرفته و سهم بیشتری در بازار غشاء اسمز معکوس را به خود اختصاص داده‌اند. عمده غشاهای صنعتی جهت فرآیند RO به صورت TFC ساخته و در صنعت استفاده می‌شوند (Geise و همکاران، ۲۰۱۰).



شکل ۶- طرحواره‌ای از غشاء کامپوزیت فیلم نازک اسمز معکوس (Geise) (TFC RO) و همکاران، ۲۰۱۰)

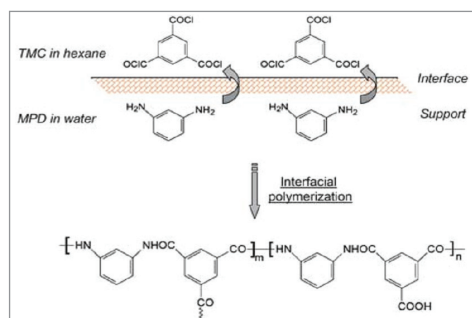
یا گروه‌های کربوکسیلیک اسید در سطح لایه غشاء ایجاد می‌شود. در خصوص رسوب‌گیری غشاء میزان زبری سطح نیز می‌تواند عامل موثر دیگری باشد. برخی نتایج نشان داده‌اند غشاء سلولز استات آبدوست RO با سطح نرم‌تر، کمتر در معرض رسوب کلوئیدی نسبت به غشاء آب‌گریز و زبرتر پلی آمید می‌باشد. نتایج تحقیقات برای غشاءهای صنعتی هم نشان دادند که با افزایش زبری سطح، میزان جریان آب کاهش یافته است (Lalia و همکاران، ۲۰۱۳). چهار نوع عمده رسوب‌گذاری در غشاءهای RO وجود دارد: غیرآلی (رسوبات نمکی مثل هیدروکسیدهای فلزی و کربنات‌ها)، آلی (مثل مواد ذاتاً آلی نظیر هیومیک اسید^{۴۲}، کلوئید (ذرات معلق مانند سیلیکا) و بیولوژیک (مثل باکتری و قارچ). رسوب‌گذاری در غشاء RO به بر هم کنش بین سطح غشاء با رسوب بستگی خواهد داشت. مطالعات نشان می‌دهد خواص فیزیکی شیمیایی سطح غشاء RO مانند آبدوستی، زبری و بار سطحی تأثیرات مهمی در شکل‌گیری رسوب در غشاء دارند. افزایش در آبدوستی می‌تواند منجر به افزایش مقاومت رسوبی غشاء RO شود، زیرا بسیاری از رسوبات مثل پروتئین به طور طبیعی آب‌گریز هستند. یک لایه از آب به راحتی می‌تواند روی سطح آبدوست غشاء قرار گیرد و مانع نشست رسوب روی غشاء شود، این موضوع در شکل (۵-الف) مشاهده می‌شود. همچنین سطوح نرم‌تر میزان رسوب کمتری دارند و رسوب در سطوح زبرتر بیشتر قرار می‌گیرد (Cao و Kang، ۲۰۱۲).



شکل ۵- طرحواره از مکانیزم ضد رسوب: (الف) لایه آب خالص، (ب) دفع الکترواستاتیکی و (ج) دفع فضایی (Cao و Kang، ۲۰۱۲)

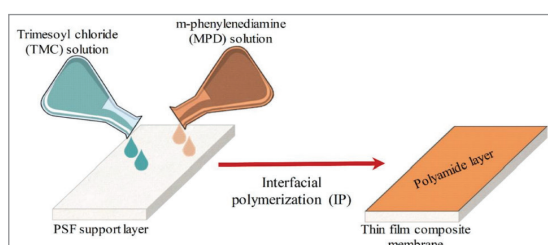
یکی دیگر از راه‌های ضد رسوب کردن غشاء RO بحث دفع الکترواستاتیکی (شکل ۵-ب) است که بار سطحی یا گروه‌های عاملی سطح غشاء موجب دفع رسوب می‌شود. در این حالت دانستن بار سطحی رسوب اهمیت پیدا می‌کند و غشاء دارای بار سطحی برای مقابله با هر نوع رسوبی مناسب نیست. نوع سوم کمک به افزایش مقاومت رسوبی استفاده از ملکول‌های آبدوست با زنجیر بلند (شکل ۵-ج) مثل پلی اتیلن گلیکول (PEG)^{۴۳} می‌باشد. این نوع ممانعت در برابر رسوب دفع فضایی^{۴۴} نام دارد که در آن زنجیر آبدوست پلیمر بر روی غشاء پیوند^{۴۵} داده می‌شود و ممانعت فضایی برای رسیدن رسوب به سطح غشاء ایجاد می‌کند. این نوع ممانعت فضایی بیشتر در MF و UF کاربرد دارد و برای RO و NF کمتر استفاده می‌شود (Cao و Kang، ۲۰۱۲).

سولفون و لایه نازک بالایی پلی آمیدی به ضخامت ۲۰۰-۱۰۰ nm. لایه پلی آمیدی از واکنش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP) بین یک منومر دی آمین^{۵۷} مانند ام-فنینل دی آمین (MPD) و منومر اسید کلرید مثل تری میسول کلراید (TMC) بر روی لایه نگهدارنده میانی پلی سولفون ایجاد می شود. در شکل (۸) طرحواره واکنش IP برای تولید لایه پلی آمیدی نشان داده شده است (Wang و Li، ۲۰۱۰).



شکل ۸- طرحواره واکنش IP برای تولید لایه فعال پلی آمیدی غشاء از منومرهای MPD و TMC (Wang و Li، ۲۰۱۰)

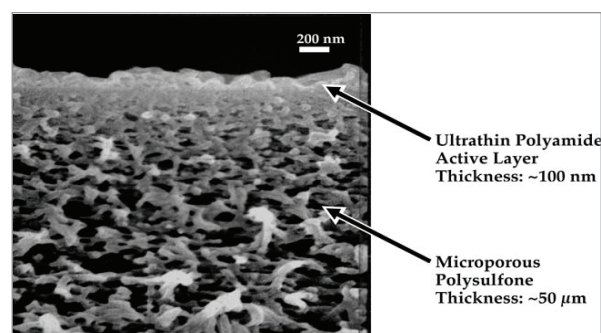
در واکنش IP، محلول امتزاج ناپذیر^{۵۸} آبی MPD و محلول آلی TMC ترکیب شده و لایه نازک PA بلافاصله بین دو فاز و در سطح مشترک^{۵۹} و در سمت محلول آلی TMC تشکیل می شود. این شکل گیری در سمت حلال آلی به دلیل حلال پذیری^{۶۰} کم TMC در آب و حلال پذیری به نسبت خوب MPD در حلال آلی می باشد. لایه نازک PA اجزاء حل شده در آب را جدا می کند، درحالی که لایه نگهدارنده استحکام مکانیکی لازم غشاء را برای مقابله با فشارهای عملیاتی تأمین می کند. طرحواره ای از روش IP برای ساخت لایه نازک PA از منومرهای MPD و TMC بر روی لایه نگهدارنده پلی سولفون در شکل (۹) آمده است (Ali و همکاران، ۲۰۲۰).



شکل ۹- طرحواره روش تهیه غشاء PA-TFC بر روی لایه نگهدارنده پلی سولفون (Ali و همکاران، ۲۰۲۰)

واکنش IP بین گروه های آمین و کلرید اسید در بخش آلی سطح مشترک آلی-آبی صورت می گیرد. منومر آمین در حین واکنش باید از لایه های مختلف حلالی و پلیمری عبور کرده و به سمت آلی سطح مشترک برسد. از این رو انتخاب نوع حلال در شکل گیری لایه پلیمری غشاء در حین واکنش IP حائز اهمیت است. انتخاب

لایه بالایی غشاء TFC RO به صورت فشرده و با ابعادی در حدود ۱۰۰ nm است، در شکل (۷) عکس SEM غشاء نشان داده شده است. لایه میانی از جنس پلی سولفون است که لایه ای نگهدارنده با ساختار میکرومتخلخل^{۶۸} است. لایه پایین نیز پارچه بافته شده یا بافته نشده^{۶۹} است که بیشتر از جنس پلی استر انتخاب می شود. لایه زیرین تقویت بیشتر غشاء و کمک به استحکام مکانیکی را انجام می دهد (Rangarajan و همکاران، ۱۹۹۱).



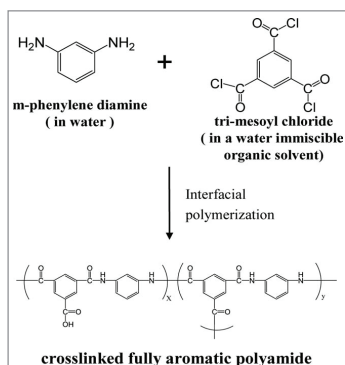
شکل ۷- عکس SEM از غشاء TFC RO پلی آمیدی (Geise و همکاران، ۲۰۱۰)

غشاهای TFC از پلیمرهای مختلفی مثل پلی اوره، پلی آمید، پلی اوره آمید، پلی اتر آمید و پلیمرهای مشابه ساخته شده که نمک زدایی بالا و تراوایی خوبی را در کاربردهای RO نشان داده اند. لایه متخلخل محافظ غشاء TFC می تواند از پلیمرهایی مثل پلی سولفون (PSF)^{۵۱}، پلی اترسولفون (PES)^{۵۱}، پلی سولفون و پلی اترسولفون سولفوناته شده^{۵۲}، پلی اترکتون، پلی وینیلیدن دی فلوراید (PVDF)^{۵۳}، پلی وینیلیدن دی فلوراید سولفوناته شده و پلی آکریلونیتریل (PAN)^{۵۴} از طریق انواع روش های ریخته گری^{۵۵} اشاره کرد. پلی سولفون شناخته شده ترین ماده در ساخت لایه نگهدارنده متخلخل است. افزودنی هایی مثل پلی اتیلن گلیکول و پلی وینیل پیرولیدون (PVP)^{۵۵} به عنوان محلول برای لایه محافظ پلی سولفون استفاده می گردند تا تخلخل^{۵۶} را افزایش داده و منجر به افزایش تراوایی غشاء کامپوزیتی شوند (Theresa و همکاران، ۲۰۱۱).

روش بهینه سنتز غشاء اسمز معکوس

با وجود روش های تحقیقاتی مختلف برای تهیه غشاء اسمز معکوس، در دهه های اخیر روش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP) به عنوان روش بهینه سنتز غشاء اسمز معکوس در صنعت استفاده می شود. در این روش غشاء اسمز معکوس با ساختار کامپوزیت فیلم نازک ساخته می شود. همان طور که اشاره شد، ساختار غشاء کامپوزیت فیلم نازک اسمز معکوس (TFC RO) از سه لایه تشکیل می شود: لایه اول از جنس پلی استر بافته نشده متخلخل، لایه میانی پلی

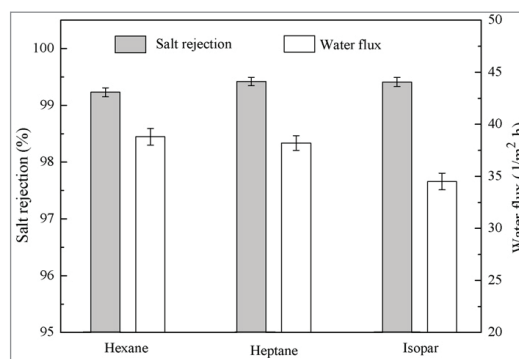
پلی سولفونی به سمت لایه پلی استری نزدیکتر شده، میزان تخلخل افزایش می یابد. پس از تهیه لایه نگهدارنده، لایه فعال و نازک پلی آمیدی با روش IP بر روی لایه میانی تشکیل می شود. تشکیل لایه پلی آمیدی در صنعت از طریق واکنش IP با دو منومر MPD و TMC صورت می گیرد که واکنش آن در شکل (۱۱) نشان داده شده است (Geise و همکاران، ۲۰۱۰).



شکل ۱۱- واکنش IP برای تولید پلی آمید آروماتیکی از منومرهای MPD و Geise (TMC و همکاران، ۲۰۱۰)

روش IP به عنوان موثرترین روش در ساخت غشاهای TFC می باشد که به دلیل قابلیت تکرارپذیری^{۶۶} و مقیاس پذیری^{۶۷} مورد توجه است. خواص کلی غشاهای TFC وابسته به ترکیب شیمیایی و غلظت منومرهاست که منجر به تغییر در خواص تخلخل، ضخامت، بار سطحی، دانسیته اتصالات عرضی و مورفولوژی غشاهای خواهد شد. همچنین واکنش IP به رطوبت، دما و میزان خلوص واکنش دهنده حساس بوده و بر روی میزان واکنش پلیمریزاسیون اثرگذار است. پارامترهای دیگری که می تواند در خواص فیزیکی شیمیایی غشاهای پلی آمیدی تأثیر داشته باشد عواملی از قبیل نسبت واکنش دهنده ها، نسبت فعالیت واکنش دهنده ها، میزان حلالیت پلیمر در حلال پس از تشکیل، سینتیک کلی و سرعت نفوذ واکنش دهنده ها، حضور محصول جانبی، هیدرولیز، واکنش اتصال عرضی و واکنش تکمیلی فیلم غشایی می باشد. بیشتر محققان بر روی ساخت بهینه سازی غشاهای TFC با تغییر در نوع منومر و ترکیب درصد و غلظت آنها، زمان واکنش و دمای واکنش اتصال عرضی تحقیقات انجام می دهند. Ooi و Ahmad (۲۰۰۵) بر روی اثر منومر TMC بر روی غشاهای TFC تحقیق کردند و گزارش دادند با افزایش غلظت TMC از ۰/۰۵ به ۰/۱٪ اندازه حفرات کاهش یافته و بعد از میزان ۰/۱٪ از TMC، تأثیر اندازه حفرات کمتر شده و جریان غشاهای در مقادیر بالاتر از TMC (بیش از ۰/۱۵٪) کاهش یافته است. Joshi و Saha (۲۰۰۹) در خصوص تأثیر غلظت منومر پیرازین (PIP) در میزان ثابت غلظت ۰/۱٪ از TMC را بررسی نمودند. آنها مشاهده کردند بعد از غلظت ۱/۵٪ از PIP دانسیته فیلم نازک افزایش یافته که منجر به افزایش نمک زدایی و کاهش جریان می شود. همچنین

حلال در میزان حلالیت و نفوذ منومر آمینی در منطقه واکنش^{۶۸} نقش مهمی ایفا می کند. دانسیته، ویسکوزیته و کشش سطحی حلال آلی می تواند روی نفوذ و شرکت منومر MPD در واکنش موثر باشد. همان طور که در شکل (۱۰) نشان داده شده است، انتخاب سه حلال آلی مختلف، در خواص عملکردی غشاهای به ویژه در میزان تراوایی تأثیر داشته است (Yu و همکاران، ۲۰۰۹).



شکل ۱۰- تأثیر انتخاب حلال آلی در واکنش IP خواص عملکردی غشاهای Yu و همکاران، ۲۰۰۹)

در تهیه غشاهای کامپوزیت فیلم نازک به روش پلیمریزاسیون بین سطحی، غشاهای نگهدارنده متخلخل در محلول آبی شامل مواد واکنش دهنده اولیه (برای مثال منومر دی آمین) غوطه ور می شود. بستر موجود در تماس با محلول آلی حاوی مواد واکنش دهنده ثانویه (مثل تری آسید هالید) قرار داده می شود. حلال آلی طوری انتخاب می شود که غیر قابل امتزاج با محلول آبی باشد و از این رو واکنش در سطح مشترک دو حلال انجام می گیرد. یک لایه فشرده اما بسیار نازک پلیمری بر روی سطح غشاهای نگهدارنده شکل می گیرد که از تشکیل بیشتر پلی آمید جلوگیری کرده و در عمل واکنش را متوقف می کند. لایه جداکننده تشکیل شده بسیار نازک است که می تواند در ایجاد تراوایی بالا موثر باشد و از طرفی فشرده بوده که منجر به نمک زدایی مناسب غشاهای می شود. بیشتر فیلم های نازک غشاهای TFC بر پایه منومر آمین بوده و از واکنش بین منومرهای مثل امفیلین دی آمین (MPD) و تری میسول کلراید (TMC) صورت می گیرد (Theresa و همکاران، ۲۰۱۱).

در مرحله اول ساخت غشاهای TFC RO تجاری، لایه میکرومتخلخل پلی سولفونی بر روی لایه پارچه ای پلی استری با استفاده از وارونگی فاز می شکل می گیرد. پلی سولفون در یک حلال قطبی قابل امتزاج با آب مثل دی متیل فرمامید (DMF)^{۶۹} حل شده و بر روی پارچه پلی استری ریخته شده و پارچه در حمام حاوی ضدحلال^{۶۹} پلیمر (بیشتر آب) غوطه ور می شود. وقتی پلی سولفون در معرض ضدحلال قرار می گیرد، پلیمر لخته شده^{۶۹} و میکروحفره ها^{۶۹} در غشاهای شکل می گیرد. سطح لایه میانی غشاهای که در تماس با ضدحلال است ساختاری با حفرات کوچک تشکیل می دهد و هر چه در لایه

زمان واکنش بین منومرها در شکل‌گیری غشاء و عملکرد نمک زدایی و جریان آن موثر است. با تنظیم نسبت منومرهای آمین/کلرید اسید می‌توان عملکرد و خواص غشاء را تغییر داد.

پارامترهای زمان واکنش و نسبت منومرها در واکنش IP جهت تولید غشاء PA می‌تواند به عنوان سینتیک واکنش دخیل باشند و به قابلیت حل شوندگی و نفوذ آمین‌ها در فاز آلی وابسته می‌باشد. تشکیل لایه فعال PA در واکنش IP می‌تواند شامل سه مرحله رشد فیلم، اتصال عرضی و هیدرولیز باشد (Ray و Gohil، ۲۰۱۷).

تلاش‌های زیادی بر روی بهبود روش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP) صورت گرفته تا این روش که از دهه ۱۹۶۰ میلادی ابداع شده را پیشرفت دهند. بیشتر این تحقیقات بر روی اصلاح خواص بین سطحی غشاهای صفحه صاف TFC و یا شکل‌دهی لایه پلی‌آمیدی عاری از عیوب در زمینه الیاف توخالی بوده است. یکی از نگرانی‌هایی که در واکنش IP وجود دارد افزایش منومرهای کلرید اسید چند عامله در سطح لایه فعال است که نفوذ منومرهای آمین را به سوی فاز آلی با محدودیت بیشتری روبه‌رو می‌سازد. برای رفع این مشکل برخی محققان از منومرهای آمینی استفاده کردند تا با گروه‌های واکنش نداده آسیل کلراید در یک محیط آبی واکنش دهند. غشایی که با این روش بهبود یافته IP تهیه شده، میزان بیشتری از گروه‌های عاملی آمین (NH_2) در سطح خود داشته و خواص ضد رسوب بهتری دارد (Lau و همکاران، ۲۰۱۲).

جمع‌بندی

باتوجه به محدودیت منابع آبی در جهان، رشد شهرنشینی و پیشرفت صنایع، بحث تأمین آب شیرین و تصفیه و بازیابی آب‌های مصرفی از جایگاه مهمی در کشور و در جهان برخوردار است. باتوجه به مصرف بالای آب در صنایع کشور و کمبود منابع آبی، بحث بازیابی آب در دهه‌های گذشته مطرح شده و همچنان به عنوان یک چالش بررسی می‌شود. استفاده از تکنولوژی غشایی یکی از فرصت‌های فنی و تحقیقاتی پیش‌رو در بازیابی آب است. ساخت غشاء اسمز معکوس به عنوان مهمترین تکنولوژی تأمین و بازیابی آب در این پروژه مد نظر قرار گرفته است. استفاده از تکنولوژی غشایی با استفاده از پلیمرها برای فرآیند RO بیش از ۳۰ سال است که در صنعت مورد استفاده واقع شده است. روش‌های قدیمی که در ابتدا برای ساخت غشاهای اسمز معکوس ابداع شد، ریخته‌گری دستی با استفاده از سلولز استات بود. اما به دلیل چالش‌هایی مثل تراوایی و نمک زدایی پایین، پلیمرهای جایگزین و همچنین روش‌های سنتز دیگری مد نظر محققان قرار گرفت. پلیمرهایی مختلفی مثل پلی‌اوره، پلی‌آمیدها و پلی‌اترآمیدها در ساخت غشاء TFC برای فرآیند RO طی سال‌های گذشته مورد استفاده قرار گرفته

است. اما در این بین و تاکنون بهترین گزینه صنعتی در ساخت لایه جداکننده در غشاءهای TFC پلی‌آمید آروماتیکی بوده که از واکنش پلیمریزاسیون بین سطحی (IP) بین یک منومر پلی‌آمین (که بهترین آن منومر MPD می‌باشد) و یک منومر پلی‌آسیل هالید آروماتیکی (که بهترین آن TMC است) برای فرآیند RO تهیه شده است. تا به امروز، بیشترین غشاء TFC RO تجاری بر پایه فیلم نازک پلی‌آمیدی ساخته شده و عملکرد مناسبی در نمک زدایی و تصفیه آب از خود نشان داده است. در سال‌های اخیر بر روی بهبود روش پلیمریزاسیون بین سطحی فعالیت‌هایی صورت گرفته است، اما همچنان روش IP به عنوان روش برتر سنتز غشاهای اسمز معکوس می‌باشد. استفاده از مواد نانو در ساخت غشاهای TFC نیز در سال‌های گذشته بررسی شده است، اما همچنان مواد نانو نتوانسته در محصولات صنعتی غشاهای RO وارد شود.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از حمایت‌های معاونت پژوهشی پژوهشگاه نیرو صمیمانه تشکر می‌نمایند. این مطالعه در قالب پروژه امانی در پژوهشگاه نیرو صورت گرفته است.

پی‌نوشت

- 1-Multi Stage Flash
- 2-Multi Effect Distillation
- 3-Reverse osmosis
- 4-Phase inversion
- 5-Electrospinning
- 6-Non Solvent Induced Phase Inversion
- 7-Vapor Induced Phase Inversion
- 8-Casting
- 9-Interfacial Polymerization
- 10-Thin Film Composite
- 11-Nanofiltration
- 12-Microfiltration
- 13-Ultrafiltration
- 14-Solution Diffusion
- 15-Polyethylenimine
- 16-Poly piperazine
- 17-m-Phenylenediamine
- 18-Surface modification
- 19-Bulk modification
- 20-Surface coating

63-Non-solvent
64-Coagulate
65-Micropores
66-Reproducibility
67-Scalability

منابع

Abdelrasoul A., Duan H. and Lohi A. 2017. Development of Conventional RO Membranes. Biomimetic and Bioinspired Membranes for New Frontiers in Sustainable Water Treatment Technology. Chapter 5. IntechOpen. London.

Ahmad A.L. and Ooi B.S. 2005. Properties-performance of thin film composites membrane: study on trimesoyl chloride content and polymerization time. *Journal of Membrane Science*, 255: 67-77.

Ali F.A.A., Alam J., Shukla A.K., Alhoshan M., Abdo B.M.A. and Al-Masry W.A. 2020. A novel approach to optimize the fabrication conditions of thin film composite RO membranes using multi-objective genetic algorithm II. *Polymers*, 12: 494.

Cadotte J.E., Petersen R.J., Larson R.E. and Erickson E.E. 1980. New thin-film composite seawater reverse-osmosis membrane. *Desalination*, 32: 25-31.

Diaz J.J.F., Mendez M.C.L., Miranda J.P.R., Herazo L.C.S. and Mahecha F.C. 2021. Commercial Thermal Technologies for Desalination of Water from Renewable Energies: A State of the Art Review. *Processes*, 9: 262-241.

Geise G.M., Lee H.S., Miller D.J., Freeman B.D., McGrath J.E. and Paul D.R. 2010. Water purification by membranes: the role of polymer science. *Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics*, 48: 1685-1718.

Gohil J.M., Ray P. 2017. A review on semi-aromatic polyamide TFC membranes prepared by interfacial polymerization: Potential for water treatment and desalination. *Separation and Purification Technology*, 181: 159-182.

Jegal J., Min S.G. and Lee K.H. 2002. Factors affecting the interfacial polymerization of polyamide active layers

21-Surface grafting
22-Ultraviolet
23-Hydrophilization
24-Partial hydrolysis
25-Trimesoyl chloride
26-4,4'-methylene bis(phenyl isocyanate)
27-Polyvinyl alcohol
28-Piperazine
29-Hydrophilic macromolecules
30-Additive
31-Diffusivity
32-Protonation
33-Dimethyl sulfoxide
34-Triethyl benzyl ammonium bromide
35-Trimethyl benzyl ammonium bromide
36-Sodium dodecyl sulfate
37-Boron
38-N-methyl-D-glucamine
39-Skin
40-Tortuosity
41-Permeate
42-Humic acid
43-Polyethylene glycol
44-Steric
45-Graft
46-Dense
47-Scanning Electron Microscopy
48-Microporous
49-Nonwoven
50-Polysulfone
51-Polyethersulfone
52-Sulfonated
53-Polyvinylidene difluoride
54-Polyacrylonitrile
55-Polyvinylpyrrolidone
56-Porosity
57-Diamine
58-Immiscible
59-Interface
60-Solubility
61-Reaction zone
62-Dimethylformamide

- es in polymeric membranes for water treatment. *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment*, 1:3-41.
- Mansourpanah Y., Madaeni S.S. and Rahimpour A. 2009. Fabrication and development of interfacial polymerized thin-film composite nanofiltration membrane using different surfactants in organic phase; study of morphology and performance. *Journal of Membrane Science*, 343:219-228.
- Panagopoulos A. and Haralambous K.J. 2020. Environmental impacts of desalination and brine treatment – Challenges and mitigation measures. *Marine Pollution Bulletin*, 161: 111773.
- Petersen R.J. 1993. Composite reverse osmosis and nanofiltration membranes, *Journal of Membrane Science*, 83: 81-150.
- Rangarajan R., Desai N.V., Mody R.C., Mohan D. and Rao A.V. 1991. Development of fabric reinforced polysulfone membranes. *Desalination*, 85(1): 81-92.
- Saha N.K. and Joshi S.V. 2009. Performance evaluation of thin film composite polyamide nanofiltration membrane with variation in monomer type. *Journal of Membrane Science*, 342: 60-69.
- Shi Q., Meng Q., Xu R.S., Du X.L. and Zhang Y.F. 2013. Synthesis of hydrophilic polysulfone membranes having antifouling and boron adsorption properties via blending with an amphiphilic graft glycopolymer. *Journal of Membrane Science*, 444: 50-59.
- Tarboush B.J.A, Rana D., Matsuura T., Arafat H.A. and Narbaitz R.M. 2008. Preparation of thin-film-composite polyamide membranes for desalination using novel hydrophilic surface modifying macromolecules. *Journal of Membrane Science*, 325: 166-175.
- Theresa M., Pendergast M. and Hoek E.M.V. 2011. A review of water treatment membrane nanotechnologies. *Energy & Environmental Science*, 4: 1946.
- Vyas B.B. and Ray P. 2015. Preparation of nanofiltration membranes and relating surface chemistry with potential and topography: application in separation and desalting of amino acids. *Desalination*, 362: 104-116.
- Warsinger D.M., Chakraborty S., Tow E.W., Plumlee for formation of polyamide composite membranes. *Journal of Applied Polymer Science*, 86: 2781-2787.
- Kang G.D. and Cao Y.M. 2012. Development of anti-fouling reverse osmosis membranes for water treatment: A review. *Water Research*, 46: 584-600.
- Kim S.H., Kwak S.Y., Sohn B.H. and Park T.H. 2003. Design of TiO₂ nanoparticles selfassembled aromatic polyamide thin-film composite (TFC) membrane as an approach to solve biofouling problem. *Journal of Membrane Science*, 211: 157-165.
- Kwak S.Y. and Ihm D.W. 1999. Use of atomic force microscopy and solid-state NMR spectroscopy to characterize structure-property-performance correlation in high-flux reverse osmosis (RO) membranes. *Journal of Membrane Science*, 158: 143-153.
- Lalia B.S., Kochkodan V., Hashaiekeh R. and Hilal N. 2013. A review on membrane fabrication: Structure, properties and performance relationship. *Desalination*, 326: 77-95.
- Lau W.J., Ismail A.F., Misdan N. and Kassim M.A. 2012. A recent progress in thin film composite membrane: A review. *Desalination*, 287: 190-199.
- Lee K.P., Arnot T.C. and Mattia D. 2011. A review of reverse osmosis membrane materials for desalination—Development to date and future potential. *Journal of Membrane Science*, 370:1-22.
- Li C., Goswami Y., and Stefanakos E. 2013. Solar assisted sea water desalination: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19: 136-163.
- Li D. and Wang H. 2010. Recent developments in reverse osmosis desalination membranes. *Journal of Materials Chemistry*, 20:4551-4566.
- Li X. and Elimelech M. 2021. Fabrication of desalination membranes by interfacial polymerization: history, current efforts, and future directions. *Chemical Society Reviews*, 50: 6290-6307.
- Lim Y.J., Goh K., Kurihara M. and Wang R. 2021. Sea-water desalination by reverse osmosis: Current development and future challenges in membrane fabrication – A review. *Journal of Membrane Science*, 629: 119292.
- Madaeni S.S., Ghaemi N. and Rajabi H. 2015. Advanc-

- osmosis. *Journal of Membrane Science*, 626: 119187.
- Yu S., Liu M., Liu X. and Gao C. 2009. Performance enhancement in interfacially synthesized thin-film composite polyamide-urethane reverse osmosis membrane for seawater desalination. *Journal of Membrane Science*, 342: 313–320.
- Zahid M., Rashid A., Akram S. and Rehan Z.A. 2018. A comprehensive review on polymeric nano-composite membranes for water treatment. *Journal of Membrane Science & Technology*, 8(1): 1000179.
- M.H., Bellona Ch., Loutatidou S., Karimi L., Mikelonis AM., Achilli A., Ghassemi A., Padhye L.P., Snyder Sh.A. Curcio S., Vecitis Ch., Arafat H.A. and Lienhard V . 2018. A review of polymeric membranes and processes for potable water reuse. *Progress in Polymer Science*, 81: 209–237.
- Yang T., Wan C.F., Zhang J., Gudipati C. and Chung T.S. 2021. Optimization of interfacial polymerization to fabricate thin-film composite hollow fiber membranes in modules for brackish water reverse



مجتبی شفیع^۱، شیوا قلی‌زاده سرابی^۱، عطاءاله جودوی^۲، میثم مجیدی خلیل‌آباد^۳، فاطمه قبادی حمزه خانی^۴

۱ - استادیار پژوهش، مرکز پژوهشی آب و محیط زیست شرق (EWERI)، مشهد، ایران. ۲ - استادیار، گروه مهندسی آب، مرکز آموزش عالی کاشمر، کاشمر، ایران. ۳ - کارشناس طرح

تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور، شرکت مدیریت منابع آب ایران، تهران، ایران. * moj.shafiei@gmail.com

داده‌ها و اطلاعات مهم‌ترین زیربنای تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری در مدیریت منابع آب و مواجهه با چالش‌های نوظهور تغییر اقلیم می‌باشند. در ایران بین تولیدکنندگان داده‌ها (کارشناسان) و مصرف‌کنندگان داده‌ها (سیاست‌گذاران) در حوزه مدیریت منابع آب شکاف شناختی و اطلاعاتی قابل توجهی وجود دارد. به این معنی که هرچند در کشور، داده‌های زیاد و متنوعی برداشت و تولید می‌شود، اما در پالایش داده‌ها، تولید اطلاعات مورد نیاز مدیران، انتشار و دسترسی به آنها، ضعف بزرگی در کشور وجود دارد. رویکرد تدوین اطلس دیجیتال منابع آب و تجارب مرتبط با آن می‌تواند نقش موثری به عنوان بستری برای ارائه اطلاعات مفید و اشتراک‌گذاری آنها در راستای بهبود حکمرانی آب باشد. یادداشت تحلیلی حاضر با هدف ارائه مفاهیم و تجارب در حوزه توسعه اطلس دیجیتال منابع آب تدوین شده است. در این یادداشت ضمن بررسی تاریخچه توسعه اطلس منابع آب در ایران، بررسی اسناد بالادستی در این حوزه و ارزیابی مهم‌ترین چالش‌های پیش‌رو برای توسعه اطلس دیجیتال منابع آب در ایران، چشم‌انداز و راهبردهایی در تدوین اطلس دیجیتال منابع آب در سطح وزارت نیرو پیشنهاد شده است.

واژه‌های کلیدی: اطلس، اسناد بالادستی، راهبرد، چشم‌انداز

مقدمه

در سال‌های اخیر با پیشرفت علوم کامپیوتر و اینترنت، توسعه اطلس‌های دیجیتالی، بسیار مورد توجه قرار گرفته است. مفهوم بنیادین برای تعریف اطلس‌های دیجیتالی شرح یا روایت^۵ است (Kraak و Ormeling، ۲۰۰۳)؛ به بیان دیگر، اطلس‌های دیجیتالی مجموعه‌ای نظام‌مند و یکپارچه از داده‌های جغرافیایی هستند که به شکل آنالوگ یا دیجیتال، یک منطقه جغرافیایی و یا موضوعات خاصی را با استفاده از ابزارهایی برای بازیابی اطلاعات، روایت کرده، مورد تجزیه و تحلیل قرار داده و به شکل نمایشی، ارائه می‌دهند (Koop، ۱۹۹۳). به عبارت دیگر اطلس‌های دیجیتالی نمایش و تجزیه و تحلیلی نوآورانه از داده‌ها و اطلاعات هستند که می‌توانند با هزینه‌ای کمتر از اطلس‌های کاغذی، با دسترسی راحت‌تر در اختیار طیف وسیع‌تری از کاربران قرار بگیرند.

یادداشت تحلیلی حاضر با هدف ارائه بخشی از تجارب و نتایج طرح مطالعاتی با عنوان «تدوین نقشه‌راه اطلس منابع آب» در دفتر استانداردها و ضوابط فنی شرکت مدیریت منابع آب ایران و در هفت بخش ارائه شده است. بخش دوم به معرفی مهم‌ترین رویکردها در تهیه اطلس‌های دیجیتال و تجارب برخی کشورها می‌پردازد. در بخش سوم، مروری بر تاریخچه و شرایط حال حاضر مرتبط با اطلس منابع آب در ایران انجام شده است. در ادامه در بخش چهارم، براساس مطالعه انجام شده، خلاصه‌ای از مهم‌ترین چالش‌ها در تدوین اطلس منابع آب کشور بیان شده است. همچنین در بخش پنجم اسناد بالادستی موجود در کشور در رابطه با تهیه اطلس منابع آب به اختصار معرفی شده‌اند. در بخش ششم به طور خلاصه چشم‌انداز و راهبردهای کلان پیشنهادی در تدوین اطلس منابع آب ایران ارائه شده‌اند. در نهایت در بخش هفتم، نتیجه‌گیری و خلاصه‌ای از یادداشت حاضر بیان شده است.

اهمیت داده‌ها و اطلاعات به مثابه جریان خون در رگ‌های سازمان‌ها می‌باشد که همراه خود اطلاعات مفید، دانش و تجربه را در سطوح مختلف سازمان‌ها و بین کارشناسان و سیاست‌گذاران انتقال می‌دهند و موجب افزایش کارایی و هوشمندتر شدن سیستم می‌شود. یکی از معضلات مرتبط با داده‌ها و اطلاعات در مدیریت منابع آب، عدم تولید اطلاعات مناسب (از داده‌های اندازه‌گیری شده) متناسب با نیازهای مدیریتی و اهداف سیستم می‌باشد. این امر به صورت «سندروم داده‌های غنی اما اطلاعات فقیر»^۱ شناخته می‌شود. در چنین شرایطی داده‌های متعددی اندازه‌گیری و جمع‌آوری می‌شود، اما سازوکارهای مناسب برای تولید اطلاعات مفید و استفاده از آنها و همچنین انتقال آنها به بدنه تصمیم‌گیری وجود ندارد (Ward و همکاران، ۱۹۸۶). بنابراین بهبود کارایی در سیستم مدیریت منابع آب نیازمند توجه جدی به چالش‌های حوزه داده‌ها و تولید اطلاعات و ارائه آنها به بخش تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری و همچنین عموم افراد می‌باشد. قابل ذکر است که اطلاعات^۲ شکل پردازش شده و پالایش شده داده‌ها^۳ می‌باشند که به صورت‌های مختلف مانند نمودار، نقشه، شاخص‌ها و مدل‌ها قابل ارائه می‌باشند.

جمله‌ای کهن وجود دارد که «یک تصویر، به اندازه هزاران کلمه ارزش دارد». یکی از رویکردهای مرسوم در تدوین و ارائه اطلاعات، تهیه اطلس‌ها^۴ می‌باشد. اطلس‌ها عموماً به عنوان مجموعه‌ای از نقشه‌ها شناخته می‌شوند که حجم زیادی از داده‌ها و اطلاعات در آنها نمایش داده شده است و غالباً با اهداف خاصی به شکل کتاب‌هایی (کاغذی و الکترونیک) تدوین می‌شوند (Da Silva Ramos و Cartwright، ۲۰۰۶).

در سال‌های اخیر با پیشرفت علوم کامپیوتر و اینترنت، توسعه اطلس‌های دیجیتالی بسیار مورد توجه قرار گرفته است که ابعاد جدیدی را برای کاربرد اطلاعات ایجاد کرده‌اند. اطلس‌های دیجیتالی نمایش و تجزیه و تحلیلی نوآورانه از داده‌ها و اطلاعات هستند که می‌توانند با هزینه‌ای کمتر از اطلس‌های کاغذی، با دسترسی راحت‌تر در اختیار طیف وسیع‌تری از کاربران قرار بگیرند. از مهم‌ترین مزیت‌های اطلس‌های دیجیتالی می‌توان به قابلیت جستجو، پویانمایی / انیمیشن، قابلیت سفارشی‌سازی، قابلیت ادغام با رسانه‌های متنوع، دسترسی سریع و قابلیت انتقال اشاره نمود (Borchert, ۱۹۹۹). اطلس‌های دیجیتالی به سه گروه عمده تقسیم‌بندی شده‌اند (Taylor و Siekierska, ۱۹۹۱)، شرح این اطلس‌ها در ادامه ارائه شده است.

الف - اطلس‌های نمایشی^۶: اطلس‌های نمایشی مشابه اطلس‌های کاغذی هستند که در محیط دیجیتال توسعه داده شده‌اند و دارای کاهش هزینه تولید، امکان مشاهده و استفاده از چندین نقشه در یک زمان، و قابلیت دسترسی راحت به نقشه‌ها بر

خلاف ساختار گزارشات کاغذی می‌باشند.

ب - اطلس‌های تعاملی^۷: اطلس‌هایی که نقشه‌ها را بر حسب تقاضا تولید می‌کنند. این امکان را برای کاربران ایجاد می‌نمایند که با بانک داده‌ها در تعامل و ارتباط باشد، از طریق عملیاتی از قبیل نمایش با رنگ و شرایط دلخواه، طبقه‌بندی روش‌ها یا تعداد کلاس‌های نمایش داده شده، این امکان را برای کاربران فراهم می‌نمایند.

ج - اطلس‌های تحلیلی^۸: اطلس‌هایی تحلیلی بر پایه GIS ساماندهی شده‌اند. در این اطلس‌ها دسترسی و تحلیل داده‌ها مستقیماً از طریق نقشه‌ها امکان‌پذیر است. همچنین می‌توان با تلفیق بانک‌های مختلف داده، بانک داده جدید تولید نمود. تجارب متعدد بین‌المللی در سایر کشورها در حوزه ارائه اطلس‌های دیجیتال در بخش آب وجود دارد. در جدول (۱)، نمونه‌هایی از مهم‌ترین تجارب کشورها نمایش داده شده است. همچنین در ایران اخیراً طرحی با عنوان اطلس ملی آب در سازمان نقشه‌برداری تدوین شده است. این اطلس ملی فقط از نوع نمایشی (تصویر ثابت) است و برای کاربرد عموم تدوین و مقرر شده است که اطلاعات آن هر ۱۰ سال یک بار به‌نگام شود.

جدول ۱- نمونه‌ای از اطلس‌های دیجیتال تحت وب در سایر کشورها

نام اطلس	رویکرد	مقیاس	کشور	سال انتشار	آدرس وب (لینک کوتاه شده)
اطلس آب اورگن	نمایشی با قابلیت بزرگنمایی	استان	آمریکا	۲۰۱۷	https://b2n.ir/y98958
اطلس منابع آب نیل	نمایشی با قابلیت بزرگنمایی	حوضه	تانزانیا	۲۰۱۶	https://b2n.ir/a08328
اطلس منابع آب نیوفاندلند	فقط نمایشی	استان	کانادا	۱۹۹۲	https://b2n.ir/b76483
اطلس منابع آب غنا	نمایشی با قابلیت بزرگنمایی	کشور	غنا	۲۰۱۴	https://b2n.ir/b22095
اطلس منابع آب هندوستان	نمایشی - تعاملی	کشور	هند	۲۰۱۵	https://b2n.ir/b77396
اطلس منابع آب بریتیش کلمبیا	نمایشی - تعاملی - تحلیلی	استان	کانادا	۲۰۱۳	https://b2n.ir/x57450
اطلس ملی آب - سازمان نقشه‌برداری	نمایشی	حوضه درجه ۲	ایران	۱۴۰۱	https://b2n.ir/y69812

مروری بر تاریخچه و دستورالعمل‌های مرتبط با اطلس منابع آب در کشور

در شکل (۱)، تاریخچه مختصر تهیه اطلس منابع آب در کشور به‌صورت نمودار زمانی ترسیم شده است. شواهد و بررسی‌های انجام شده نشان می‌دهد، به‌طور کلی مطالعات اطلس منابع آب در کشور در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰۰ در اواخر دهه ۶۰، در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ برای چهار حوضه‌آبریز دریاچه مَک، ارومیه، سفیدرود و رودخانه‌های مازندران در دهه ۷۰ و در مقیاس ۱:۵۰۰۰۰۰ در دهه ۸۰ انجام شده است. همچنین این مطالعات در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ نیز یک‌بار با داده‌های منتهی به سال آبی ۸۰-۱۳۷۹ تهیه شده و بار دیگر منتهی به سال آبی ۸۵-۱۳۸۴ به‌روزرسانی شده است و دارای نقشه‌های رقومی dwg و shp نیز هست. در

سال ۱۳۷۰ در مرکز تحقیقات آب (تهاب سابق)، کمیته‌ای تحت عنوان «کمیته اطلس منابع آب» تشکیل شد و حاصل کار این کمیته، ۲۶ دستورالعمل در زمینه‌های مختلف منابع آب می‌باشد، که به‌عنوان مجموعه دستورالعمل‌های کمیته اطلس منابع آب شناخته می‌شوند. از این ۲۶ دستورالعمل تنها دو مورد مستقیماً مرتبط با تهیه گزارش‌های اطلس منابع آب در سطح حوضه‌های درجه دو می‌باشد (دستورالعمل‌های شماره ۲۱ و ۲۲). سایر دستورالعمل‌ها، مرتبط با روش انجام و ارائه مطالعات منابع آب می‌باشد، که در واقع نتایج آنها و تلفیق مطالعات آنها در گزارش اطلس منابع آب نمایش داده می‌شود. دستورالعمل‌های مذکور در آدرس <https://data.wrm.ir> قابل دسترسی می‌باشند. بر اساس دستورالعمل شماره ۲۱، «گزارش اطلس منابع آب» از سه بخش: بخش اول - نگرشی کوتاه بر خصوصیات جغرافیایی و طبیعی

حوضه آبریز، بخش دوم - نظری اجمالی بر منابع آب حوضه آبریز و بخش سوم - شرح نقشه‌ها، تشکیل شده است. همچنین در دستورالعمل شماره ۲۲ اطلس منابع آب، نحوه تهیه و ارائه نقشه‌های اطلس بیان شده که شامل ۱۰ سری نقشه است. تا کنون دستورالعمل‌های ۲۶ گانه در ارائه فرمت و نحوه محاسبه در تدوین گزارشات بهنگام‌سازی بیلان آب در کشور مورد توجه بوده است. بر این اساس، دستورالعملی برای تهیه و ارائه گزارش‌های بهنگام‌سازی بیلان آب با نام «دستورالعمل نحوه تهیه گزارش بیلان آب» در سال ۱۳۹۰ بازنگری و تدوین شده است. این دستورالعمل در دو بخش: الف - تهیه گزارش‌های مطالعات پایه منابع آب، و ب - تهیه گزارش بیلان آب محدوده‌های مطالعاتی ارائه شده است. در بخش الف، به‌طور تفصیلی مطالعات پایه شامل هواشناسی، آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی و کیفیت آب، بحث شده و گزارش‌ها و نقشه‌های مربوطه تهیه می‌گردد و در بخش ب، هدف ارائه تلفیق نتایج بخش الف و ارائه بیلان در هر محدوده مطالعاتی است. لازم به ذکر است که بخش الف تنها به ازای هر حوضه درجه ۲ (یک جلد) است و بخش ب تعداد گزارشات بیلان به تعداد محدوده‌های مطالعاتی (در هر حوضه درجه ۲) و به تفکیک ارائه می‌شود. بررسی انجام شده همچنین نشان داد که «دستورالعمل نحوه تهیه گزارش بیلان آب» به نوعی بازنگری شده بخشی از مجموعه دستورالعمل‌های ۲۶ گانه است. به‌طور مثال بخش «الف» آن در بردارنده بخشی از

دستورالعمل‌های ۳ تا ۱۶ است. بخش «ب» آن در بردارنده بخشی از دستورالعمل‌های شماره ۱۸، ۱۹ و همچنین ۲۱ که دستورالعمل گزارش اطلس می‌باشد، است. تاکنون در کشور چهار بار مطالعات بیلان انجام شده است. دو بار آن بخشی از مطالعات اطلس منابع آب بوده است و منتهی به سال آبی ۸۰-۱۳۷۹ و ۸۵-۱۳۸۴ بوده است. پس از آن به صورت جدا و در قالب پروژه بهنگام‌سازی بیلان که منتهی به سال آبی ۹۰-۱۳۸۹ بوده، انجام شده است. لذا عملاً در حال حاضر «گزارش‌های بهنگام‌سازی بیلان آب» به نوعی جایگزین ارائه «گزارش اطلس منابع آب» شده است. اکنون آخرین نسخه این گزارش‌ها برای تمامی محدوده‌های مطالعاتی در حوضه‌های ۳۰ گانه کشور و به تفکیک محدوده‌های مطالعاتی در دوره‌های مختلف، قابل دسترسی است. همان‌طور که در بخش اول در تعریف اطلس‌ها بیان شده، اطلس‌ها هیچ‌گونه تولید داده و اطلاعاتی ندارند، بلکه آنها تنها از موجودی اطلاعات استفاده می‌نمایند و روایتی از وضعیت یک سامانه را در قالب مشخص نمایش می‌دهند. بدین‌صورت می‌توان اذعان داشت که جداول ارائه شده از وضعیت ایستگاه‌های سنجش، نقشه‌های ده‌گانه ارائه شده و نمودارهای مرتبط با وضعیت کیفی منابع آب و چرخه بیلان آب در گزارش بهنگام‌سازی بیلان، خود بخشی از گزارش اطلس منابع آب است که در سال‌های اخیر فقط به‌صورت گزارش بهنگام‌سازی بیلان ارائه و معرفی شده است.



شکل ۱- خلاصه تاریخچه اطلس منابع آب در کشور

شده و نتایج حاصل از پرسش‌نامه در استخراج نقاط قوت و ضعف حوزه تدوین اطلس‌ها؛ چهار مورد چالش محدودیت‌زا قابل بیان می‌باشد:

الف - عدم وجود چشم‌انداز مشترک در تهیه و ارائه داده‌ها و اطلاعات در سیستم مدیریت منابع آب کشور:
سیستم مدیریت منابع آب کشور به تنهایی شامل وزارت نیرو نمی‌باشد، بلکه بخش کشاورزی و سازمان هواشناسی نیز در این امر تأثیرگذار و تأثیرپذیر می‌باشند. در شرکت آب و فاضلاب (آبفا) کشور، سامانه‌های منسجمی تدوین شده‌اند؛ از جمله سامانه «سپتا» با هدف پایش اطلاعات مرتبط با تولید و مصرف

چالش‌های محدودیت‌زا در تدوین اطلس دیجیتال منابع آب ایران

به‌طور کلی، چالش به مجموعه عوامل، شرایط یا اتفاقات داخلی یا خارجی گفته می‌شود که می‌تواند تأثیر زیادی بر عملکرد و توانایی کنونی یا آینده یک حوزه کاری داشته باشد. از این رو برخی چالش‌ها یا مجموعه عوامل که می‌توانند نقش موثری در تدوین مولفه‌های نقشه راه (از جمله چشم‌انداز یا راهبردها) داشته باشند، به صورت «چالش محدودیت‌زا» قابل بیان می‌باشند و توافق بر سر چالش‌های محدودیت‌زا از اهمیت زیادی در تدوین نقشه‌های راه برخوردار است. در این مطالعه براساس مجموعه جلسات کارشناسی برگزار

آب شهری کشور و «سیمابفا» که با هدف به‌روزرسانی و جمع‌آوری اطلاعات تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب می‌باشد. شرکت مدیریت منابع آب نیز اخیراً سامانه «تباب» (سامانه تولید و مدیریت اطلاعات منابع آب کشور) را توسعه داده است که در مراحل ابتدایی بهره‌برداری است. سازمان هواشناسی با توجه به رسالت اصلی خود در ذیل وزارت راه، تعامل ضعیفی با مجموعه وزارت نیرو دارد و اطلاعات آنها نقش موثر و کارایی لازم را در بهبود سیستم مدیریت آب کشور ندارد. از طرفی وزارت جهاد کشاورزی بزرگترین مصرف‌کننده منابع آب، فعالیت‌های موازی و ارتباط بسیار ضعیفی در به اشتراک‌گذاری به موقع اطلاعات مرتبط دارد و اخیراً سامانه‌ای با نام «نگاه» با هدف بهنگام‌سازی سند ملی الگوی مصرف بهینه آب کشاورزی نیز تدوین نموده است. همه این سامانه‌ها با اهداف مختلفی تدوین شده‌اند، اما تاکنون چشم‌انداز و سازوکار مشخصی جهت ارتباط سامانه‌های ذکر شده و اشتراک‌گذاری داده‌ها و تولید اطلاعات متناسب در مدیریت منابع آب کشور تدوین نشده است. در این زمینه نیاز به قانون‌گذاری و اصلاح اسناد بالادستی مرتبط می‌باشد. بنابراین بخشی از کارایی و اثربخشی اطلس منابع آب منوط به شناخت، بررسی و ورود به حل این مسأله می‌باشد.

ب - توافق در خصوص دستورالعمل‌های موجود مرتبط:

در بخش قبل، دستورالعمل‌های مرتبط با اطلس منابع آب مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد که تنها دو مورد کاملاً مرتبط با تدوین اطلس منابع آب می‌باشد. بنابراین، باور گذشته که تمام ۲۶ دستورالعمل تدوین شده توسط کمیته اطلس منابع آب از سازمان تباب سابق، مرتبط با بحث ارائه اطلس منابع آب می‌باشد، نیاز به اصلاح دارد. همچنین بررسی‌ها نشان داده است که برخی از فرمت‌ها و استانداردهای دستورالعمل‌های مرتبط با اطلس منابع آب (دستورالعمل شماره ۲۱ و ۲۲) در حال حاضر در گزارشات بهنگام‌سازی بیلان آب در محدوده‌های مطالعاتی و حوضه‌های درجه ۲ استفاده می‌شوند. بنابراین دستورالعمل تدوین یا ارائه اطلس، مجموعه‌ای از فرمت‌های نمایش و روایت اطلاعات و داده‌ها به صورت نقشه، شکل، نمودار یا جدول است. از طرف دیگر با توجه به رویکردهای ارائه شده در بخش اول و امکان دیجیتالی کردن اطلس‌ها و استفاده از امکانات وب، ارائه دستورالعمل‌ها در این زمینه کمی متفاوت خواهد بود و نیازمند در نظر گرفتن امکانات و زیرساخت‌ها در این زمینه می‌باشد.

ج - توافق در خصوص مقیاس‌ها:

در تدوین اطلس‌ها، در خصوص مقیاس مکانی (نحوه نمایش

اطلاعات مکانی) و مقیاس زمانی (نحوه نمایش نتایج تحلیل داده‌های دارای سری زمانی و به‌روزرسانی آنها) نکاتی قابل توجهی مطرح می‌باشد. قابل ذکر است که، مقیاس مکانی با میزان بزرگنمایی عوارض مختلف در نقشه‌ها، دو مفهوم کاملاً متفاوت می‌باشند. چنانچه میزان بزرگنمایی عوارضی که در مقیاس یکسان تهیه نشده‌اند، یکسان باشد، ممکن است برخی از عوارض در نقشه کاملاً مشهود نباشند. در حال حاضر اطلاعات مکانی موجود از عوارض مختلفی از جمله نقشه زمین‌شناسی، شبکه رودخانه‌ای، نقشه توپوگرافی و ... با مقیاس‌های مکانی متفاوت و بسیار مختلفی در دسترس هستند. از این رو نمایش این اطلاعات در قالب‌ها و میزان بزرگنمایی یکسان، مشکل مقیاس این عوارض را مرتفع نخواهد ساخت. همچنین براساس اطلاعات بدست آمده در حال حاضر تنها داده‌های توپوگرافی، زمین‌شناسی و ... در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ موجود می‌باشند. بنابراین این مقیاس در ابتدا می‌تواند مد نظر قرار گیرد. در خصوص مقیاس زمانی نیز، براساس بررسی انجام شده و همچنین مرور تجارب سایر کشورها، به نظر می‌رسد که با توجه به اهداف مدیریتی از تدوین اطلس آب/منابع آب، به لحاظ تحلیلی، مقیاس زمانی سالانه و متوسط بلندمدت، برای ارائه آمار و اطلاعات آنها مناسب باشد. اما برای داده‌های نقطه‌ای (مانند ایستگاه‌های بارانسنجی یا تبخیرسنجی)، امکان ارائه در مقیاس ماهانه وجود دارد. همچنین در خصوص به‌روزرسانی نیز، اگر به‌روزرسانی مداوم در مقیاس سالانه (حداقل در برخی از بخش‌ها که اطلاعات هر سال به‌روز می‌گردد) انجام نشود، از کارایی اطلس آب/منابع آب در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی کاسته خواهد شد.

د - تدوین اطلس منابع آب یا اطلس آب:

«اطلس آب» به طور کلی شامل تمامی اطلاعات مرتبط با آب می‌شود و می‌تواند دربرگیرنده اطلاعات آب و فاضلاب، اطلاعات کشاورزی، محیط‌زیستی، سازه‌های آبی و حتی اطلاعات اقتصادی و حقوقی باشد. با توجه به رسالت شرکت مدیریت منابع آب ایران، دستورالعمل‌ها و تجارب موجود، اغلب در زمینه اطلاعات منابع آبی بوده است. اما از طرف دیگر و همچنین با توجه به بررسی سوابق اطلس در سایر کشورها، امروزه «اطلس آب» بیشتر مورد توجه بوده است. به‌طور کلی برآیند بررسی‌های انجام شده، نشان می‌دهد که برنامه‌ریزی برای داشتن «اطلس آب» در میان‌مدت و بلندمدت امکان‌پذیر خواهد بود. در بازه زمانی کوتاه‌مدت (به‌طور مثال کمتر از ۵ سال)، رویکردهای فعلی وزارت نیرو و شرکت مدیریت منابع آب در ارائه «اطلس منابع آب» قابل پیاده‌سازی و پیگیری است.

به طور کلی اسناد بالادستی شامل برنامه های جامع و قوانین لازم الاجرا و یا حمایتی در حوزه های مختلف در تمامی سطوح (بین المللی، ملی، استانی، سازمانی و ...) می باشند. اهمیت اسناد بالادستی این است که برنامه ها یا راهبردهای هر سازمان می بایست در امتداد و در راستای راهبردها و ضوابط اسناد بالادستی باشند. بنابراین این اسناد، ضمانت اجرایی راهبردهای هر پروژه (یا سازمان) و سیاست های آن خواهند بود. در جدول (۲) مهم ترین اسناد بالادستی مرتبط در ارائه اطلس آب یا منابع آب، ارائه شده است. در ادامه به طور مختصر ارتباط راهبردهای مرتبط آنها معرفی شده است.

جدول ۲- اسناد بالادستی مرتبط با حوزه تدوین و ارائه اطلس آب/منابع آب در کشور

عنوان	مرجع تصویب کننده	سال
قانون انتشار و دسترسی آزاد به اطلاعات	مجلس	۱۳۸۷
قانون توزیع عادلانه آب	مجلس	۱۳۶۲
برنامه راهبردی وزارت نیرو ۱۴۰۴	وزارت نیرو	۱۳۹۲
وظایف حاکمیتی و تصدی وزارت نیرو در بخش آب و آبفا	وزارت نیرو	۱۳۸۹
نظام نامه آمار و اطلاعات وزارت نیرو	وزارت نیرو	۱۳۸۷
نظام نامه سامانه اطلاعات مکان مرجع وزارت نیرو	وزارت نیرو	۱۳۸۸
نقشه راه مطالعات پایه منابع آب کشور	وزارت نیرو (معاونت آب و آبفا)	۱۳۹۹

۱) قانون انتشار و دسترسی آزاد به اطلاعات: این قانون، تنها قانون ناظر بر شفافیت امور عمومی در کشور است که کلیه مؤسسات عمومی و مؤسسات خصوصی ارائه دهنده خدمات عمومی را شامل می شود و برای همه شهروندان، حق دسترسی بدون تبعیض به اطلاعات را شناسایی کرده است.

۲) قانون توزیع عادلانه آب: در قانون توزیع عادلانه آب به نقش کلان وزارت نیرو، جهاد کشاورزی و شهرداری ها در مدیریت آب و ارتباطات آنها از ابعاد مرتبط با مالکیت آب و مسائل حقوقی آن، اشاره شده است. در ماده های این قانون، بارها به تبادل اطلاعات بین وزارت نیرو و جهاد کشاورزی اشاره شده است. به طور مثال در ماده ۳ و ۴، وزارت نیرو مکلف به بررسی و ارائه وضعیت آب زیرزمینی و تعداد منابع آن

می باشد. همین طور در ماده ۱۹، وزارت جهاد کشاورزی مکلف به ارائه اطلاعات مرتبط با میزان مصارف کشاورزی، سطح زیرکشت و نوع کشت به وزارت نیرو می باشد.

۳) برنامه راهبردی وزارت نیرو ۱۴۰۴: سند برنامه راهبردی وزارت نیرو ۱۴۰۴، افق حرکتی آینده وزارت نیرو را ترسیم نموده و نگاه بلندمدت و راهبردی را در تمامی سطوح وزارت نیرو داشته است. در این سند موارد ذیل در ارتباط مستقیم و غیرمستقیم مرتبط با مفاهیم و ضرورت اطلس آب ارائه شده است:

الف - ارزش های وزارت نیرو، ارزش شماره پنج با عنوان: گردش شفاف اطلاعات، پاسخگویی مسئولانه، تعامل سازنده با جامعه و ارتقاء سطح اعتماد عمومی. بر این اساس اطلس آب می تواند در گردش شفاف اطلاعات در سطوح مختلف سازمانی و جامعه کمک کند و مرجعی برای تعامل سازنده با جامعه باشد.

ب- راهبرد شماره ۲، ذیل راهبردهای حوزه فرآیند و ساختار: کاهش سطوح عمودی سازمانی، حذف موازی کاری و دوباره کاری با هدف تسهیل و تسریع در فرآیند تصمیم سازی و تصمیم گیری و توسعه اختیارات واحدهای سازمانی. از آنجایی که تدوین اطلس آب و حتی منابع آب، نیازمند ایجاد/ تغییر ساختارهایی هرچند جزئی در وزارت نیرو است و شاید حتی موجب تقویت ارتباطات بین وزارتخانه ای نیز شود، این راهبرد مد نظر خواهد بود. همچنین این راهبرد می تواند پشتوانه و ضمانت اجرایی برخی تغییرات نیز باشد، تغییراتی که گردش اطلاعات در مجموعه وزارت نیرو را تقویت نماید و در نهایت موجب شفاف سازی در پاسخگویی و تعامل با جامعه باشد.

ج - راهبرد شماره ۵، ۸ و ۱۱، ذیل راهبردهای حوزه فناوری اطلاعات و ارتباطات؛ که این موارد تأکید بر استفاده از فناوری های مکانی و ارتباطی در به اشتراک گذاری اطلاعات و همچنین استقرار نظام یکپارچه اطلاعات مکانی و آمار صنعت آب و برق می باشند.

۴) وظایف حاکمیتی و تصدی وزارت نیرو در بخش آب و آبفا: وظایف ابلاغی طی نامه شماره ۴۶۹۴۱/۱۲/۱۰۰ مورخ ۱۳۸۹/۰۶/۰۷ وزیر نیرو می باشد که در بخش های مختلف وظایف حاکمیتی در بخش آب و آبفا، وظایف تصدی در بخش آب، وظایف تصدی در بخش آب و فاضلاب، وظایف حاکمیتی در بخش انرژی، بخش تحقیقات و منابع انسانی و ... بیان شده است. در بخش وظایف حاکمیتی مشترک (عمومی) وظیفه شماره ۵۲ آن مرتبط با ماهیت اطلس می باشد:

- تولید و انتشار آمار و اطلاعات پایه در بخش آب و آبفا و تسهیل دسترسی عمومی به آنها.
- همچنین در بخش وظایف حاکمیتی بخش تحقیقات و منابع انسانی، وظایف شماره ۱۵ و ۱۷ آن مرتبط می باشد.

بر اساس نتایج طرح مطالعاتی، جلسات کارشناسی و مطابق با اسناد بالادستی مرتبط (بخش ۵) و در راستای حل چالش‌های محدودیت‌زا (بخش ۴)؛ چشم‌انداز تدوین اطلس آب کشور به صورت ذیل تعریف شده است:

«وزارت نیرو سال ۱۴۲۰ در راستای گردش شفاف اطلاعات، تسهیل و تسریع فرآیندهای تصمیم‌سازی، پاسخگویی مسئولانه و تعامل سازنده با جامعه؛ داری اطلس آب دیجیتال به صورت تحلیلی و تحت‌وب با سطوح دسترسی مشخص می‌باشد». به طور کلی، چشم‌انداز دورنمایی از دست‌یابی به اهداف می‌باشد و ارائه‌دهنده تصویری مطلوب، شفاف، واقعی و جذاب در آینده می‌باشد.

به‌منظور مشخص نمودن مسیر حرکت برای رسیدن به چشم‌انداز، راهبردها یا استراتژی‌ها تدوین می‌شوند. در یک راهبرد منابع سازمانی، مهارت‌ها و توانایی‌ها ترکیب می‌شوند تا مزیت رقابتی به سمت چشم‌انداز حاصل شود. در ذیل راهبردها، مجموعه اقدامات یا اقدامات اجرایی قابل استخراج هستند (شکل ۲). به عبارت دیگر هر راهبرد شامل مجموعه اقداماتی مشخص می‌باشد. براساس نتایج طرح مطالعاتی، سه راهبرد اصلی در نظر گرفته شده است:

راهبرد ۱- تقویت و ایجاد چارچوب نهادی برای افزایش عملکرد و اثربخشی اطلس آب:

به طورکلی نهادها، قواعد بازی در جامعه هستند یا به بیان رسمی‌تر، محدودیت‌های ساخته دست بشر هستند که تعاملات انسانی و سازمانی را شکل می‌دهند. طراحی و اصلاح چارچوب‌های نهادی و شناخت پیچیدگی سیستم نهادی در بهبود عملکرد/کارایی و اثربخشی یک سازمان /پروژه، اهمیت بالایی دارد. در این موضوع توجه به دو مفهوم لازم است: (۱) منابع سازمانی و (۲) ساختار سازمانی. منابع سازمانی شامل همه‌ی دارایی‌ها، توانمندی‌ها، فرآیندهای سازمانی، ویژگی‌های بنگاه، دانش، اطلاعات و هر چیزی است که تحت کنترل یک سازمان (یا بنگاه اقتصادی) است و به آن کمک می‌کند استراتژی‌های خود را پیاده کرده و کارایی و اثربخشی خود را افزایش دهد. منابع سازمانی خود به دسته سرمایه‌های فیزیکی، سرمایه‌های انسانی و سرمایه‌های سازمانی تقسیم می‌شوند. ساختار سازمانی به‌عنوان نوعی ابزار مدیریتی برای اجرای اقدامات و تحقق اهداف یک سازمان است. به عبارتی، ساختار سازمانی، آیینه تمام‌نمای مقررات، رویه‌ها، استانداردها، جایگاه تصمیم‌گیری، الگوهای ارتباطات، مراتب گزارش‌دهی

• مطالعه و بررسی مستمر فن‌آوری‌های نوین اطلاعاتی مورد نیاز صنعت.

• تدوین و استقرار نظام آماری و اطلاعاتی در وزارت نیرو.

(۵) **نظام‌نامه آمار و اطلاعات وزارت نیرو:** این نظام‌نامه به منظور سامان‌دهی و نظام‌مند کردن فرآیند تولید داده‌های آماری و به‌کارگیری آن در صنعت آب و برق کشور تدوین شده است.

(۶) **نظام‌نامه سامانه اطلاعات مکان - مرجع وزارت نیرو:** این نظام‌نامه با رویکرد توسعه استفاده از سامانه‌های اطلاعاتی با ویژگی‌هایی چون سرعت، دقت و سهولت دسترسی و همچنین وجود اطلاعات مکانی دقیق و بهنگام از وضعیت صنعت آب، برق و آب و فاضلاب کشور، تدوین شده است. مهم‌ترین اهداف این سند موارد ذیل است:

• گسترش و ارتقاء سطح فرهنگ و دانش استفاده از سامانه‌های اطلاعات مکان مرجع.

• تدوین ساز و کارهای لازم جهت بهره‌گیری از اطلاعات مکان - مرجع.

• یکسان‌سازی، هماهنگی و سامان‌دهی فعالیت‌های مربوط به اطلاعات مکان - مرجع.

• استانداردسازی تعاریف و مفاهیم مربوط به اطلاعات مکان - مرجع در چارچوب اسناد ملی و بین‌المللی.

(۷) **نقشه راه مطالعات پایه منابع آب کشور:** با هدف ارائه راهبردها و اقدامات زمان‌مند جهت تأمین داده‌ها، اطلاعات و تحلیل‌های پایه در زمینه آب تا افق ۱۴۱۰ می‌باشد. این نقشه راه در ۴ مولفه شامل الف) آمار و اطلاعات و گزارش‌های تولیدی، ب) شبکه پایش، ج) ساختار و نیروی انسانی و د) منابع مالی تدوین شده است. بررسی اقدامات این نقشه راه نشان داد که اغلب آنها به طور غیر مستقیم با موضوع تدوین اطلس آب/منابع آب کشور مرتبط می‌باشند. مهم‌ترین موارد اقدامات تعریف شده که به طور مستقیم اثرگذار یا اثرپذیر بر/از موضوع اطلس می‌باشند، شامل موارد ذیل است:

• تدوین معیارهای محرمانه بودن داده‌ها براساس ضوابط قانون دسترسی آزاد به اطلاعات (اقدامات کوتاه‌مدت)

• ایجاد بستر به اشتراک‌گذاری آمار و اطلاعات تهیه شده توسط عموم مردم (اقدامات میان‌مدت)

• توسعه شبکه بین‌نهادی به اشتراک‌گذاری اطلاعات آب کشور (اقدامات میان‌مدت)

• انتشار آمار غیرمحرمانه بر اساس قانون دسترسی آزاد به اطلاعات بدون دریافت هزینه (کل افق ۱۱ ساله برنامه)

• انتشار اطلاعات به صورت موقت در سامانه انتشار اطلاعات (کل افق ۱۱ ساله برنامه)

و گزارش‌گیری، تفکیک و تلفیق وظایف و فعالیت‌ها، جریان اطلاعات، سلسله مراتب اختیارات و مسئولیت است. بنابراین نیازمند تعریف مجموعه اقداماتی از جنس نهادی برای موفقیت در مسیر چشم‌انداز اطلس دیجیتال منابع آب کشور می‌باشیم.

راهبرد ۲- ایجاد و تقویت چارچوب مدیریت و نمایش داده‌ها و اطلاعات در اطلس آب:

در تهیه اطلس دیجیتال منابع آب، نیازمند تعریف اقداماتی هستیم که با توجه به ماهیت داده‌های مرتبط با آب بتوان آنها را به نحو مطلوبی استانداردسازی، فرمت‌دهی و سازماندهی نمود. با توجه اهمیت رویکرد توسعه اطلس‌ها به صورت تعاملی و تحلیلی که می‌تواند از انواع داده‌ها از جمله چندرسانه‌ای و تصویر نیز استفاده نماید؛ برای موفقیت در مسیر چشم‌انداز بایستی چارچوبی استاندارد برای مدیریت انواع داده‌ها در مدیریت آب پیشنهاد داده و سپس در طول زمان آن را تدوین و تکوین نمود.

راهبرد ۳- ایجاد و تقویت رویکردها و زیرساخت‌های مرتبط با تحول دیجیتال در اطلس آب:

به طور کلی، تحول دیجیتال را به عنوان مجموعه اقدام‌های سازمان‌ها برای بکارگیری فناوری‌های جدید دیجیتال و بهره‌برداری از منافع آنها تعریف می‌کنند. عموماً، تحول دیجیتالی را به عنوان یک تحول سازمانی مورد توجه قرار می‌دهند و آن را در سه بخش بررسی می‌کنند: تحول در تجربه مشتری، تحول در فرآیندهای عملیاتی و تحول در مدل کسب و کار. همچنین استفاده از فناوری‌های دیجیتال موجب افزایش عملکرد، صرفه‌جویی در زمان و کاهش هزینه‌ها می‌شود. برخی از فناوری‌های رو به گسترش دیجیتال شامل: هوش مصنوعی، واقعیت افزوده، پلتفرم‌های اجتماعی، بلاکچین، اینترنت اشیاء، رایانش ابری و تحلیل بزرگ داده‌ها را می‌توان نام برد. به طور مثال سازمان‌ها به جای اینکه درگیر خرید و نگهداری از سخت‌افزار شوند، می‌توانند از امکانات رایانش ابری استفاده نمایند. بنابراین در تهیه مسیر تدوین اطلس دیجیتال آب در کشور، تعریف اقدامات مبتنی بر فناوری‌های دیجیتال، اجتناب‌ناپذیر است و این اقدامات می‌توانند توانمندساز باشند، بدین معنی که سرعت و عملکرد سایر اقدامات را نیز افزایش دهند.

نکته حائز اهمیت دیگر، در تدوین نقشه‌های راه (یا برنامه‌ریزی‌های راهبردی)، ارائه سیاست‌ها در بازه‌های زمانی کوتاه‌مدت، میان‌مدت و بلندمدت می‌باشد که در واقع کمک به جهت‌دهی تدوین اقدامات در ذیل راهبردها و اولویت‌بندی (تعیین توالی و تناسب) آنها می‌باشد و ضمن اینکه به عنوان مراحل اصلی در ارزیابی پیشرفت اقدامات نقشه‌راه قابل استفاده می‌باشند. براساس مطالعه انجام شده، سه سیاست به صورت ذیل پیشنهاد می‌شود (شکل ۳):

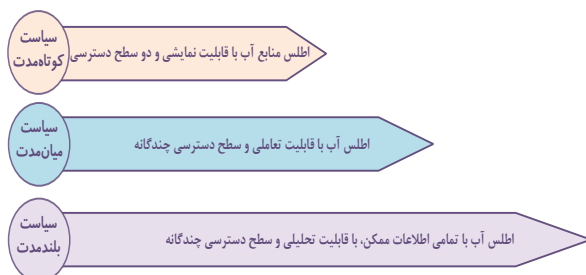
سیاست کوتاه‌مدت - بازه ۵ سال: تکمیل اطلس منابع آب با قابلیت نمایشی و حداقل دو سطح دسترسی. منابع داده‌ای و اطلاعاتی در این سیاست شامل داده‌ها و اطلاعات دفتر مطالعات پایه منابع آب می‌باشد. در این بازه ساختار کلان و زیرساخت‌ها یا به عبارتی ظرف اصلی اطلس آب شکل‌دهی خواهد شد و با توجه به اطلاعات منابع آبی، مورد آزمون و ارائه قرار خواهد گرفت.

سیاست میان‌مدت - بازه ۱۰ سال: تکمیل اطلس آب با اضافه شدن اطلاعات آبفا و سازمان هواشناسی و افزوده شدن قابلیت تعاملی اطلس. در این سیاست، منابع داده‌ای و اطلاعاتی آب و فاضلاب کشور و سازمان هواشناسی و در صورت امکان جهاد کشاورزی نیز در حالت نمایشی اضافه خواهند شد. اطلاعات مرتبط با خروجی سیاست کوتاه‌مدت (داده‌های مطالعات پایه) قابلیت تعاملی به آن اضافه خواهد شد (همانطور که بخش ۲ ارائه شده، منظور از تعاملی، سفارشی‌سازی اطلاعات و ایجاد ارتباط بین لایه‌ها و نقشه‌ها می‌باشد).

سیاست بلندمدت - بازه ۲۰ سال: پس از ۲۰ سال، هدف تکمیل تمامی اطلاعات اطلس آب کشور و اضافه شدن قابلیت تحلیلی در داده‌ها و اطلاعات به همراه سطوح دسترسی چندگانه با قابلیت‌های متنوع مد نظر می‌باشد.



شکل ۲- شمایی کلی از ارتباط اقدامات، راهبردها، چشم‌انداز و سیاست‌ها در نقشه راه اطلس آب کشور



شکل ۳- سیاست‌های سه‌گانه (در بازه‌های ۵، ۱۰ و ۲۰ ساله) در نقشه راه اطلس دیجیتال آب

- 2-Information
- 3-Data
- 4-Atlas
- 5-Narrative
- 6-View-only atlases
- 7-Interactive atlases
- 8-Analytical atlases

منابع

- شفیعی، م.، قلی‌زاده سرابی، ش.، جودوی، ع. و مجیدی، م. ۱۴۰۱. گزارش «پیش‌نویس تدوین نقشه راه بهنگام‌سازی اطلس منابع آب». شرکت مدیریت منابع آب ایران. طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور، ۱۰۹ صفحه، [./https://waterstandard.wrm.ir](https://waterstandard.wrm.ir).
- Borchert A. 1999. Multimedia Atlas Concepts. In: Cartwright W, Peterson MP, Gartner G. (eds) Multimedia Cartography. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Da Silva Ramos C. and Cartwright W. 2006. Atlases from Paper to Digital Medium. In: Stefanakis E., Peterson M.P., Armenakis C, Delis V (eds) Geographic Hypermedia. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Koop, O. 1993. Tools for the electronic production of atlases. In Seminar on Electronic Atlases, Visegrád, Hungary, april-1993 (pp. 129-137). Cartographic Institute of Eötvös Loránd University.
- Kraak MJ. and Ormeling F. 2003. Visualization of Geospatial Data. Prentice Hall, 205 p.
- Siekierska EM. and Taylor DFR. 1991. Electronic Mapping and Electronic Atlases: New Cartographic Products for the Information Era—the Electronic Atlas of Canada. CISM (Geomatica) Journal, Cartography in Canada 1987 to 1991, 45 (1): 11–21.
- Ward R. C., Loftis J. C., McBride G. B. 1986. The “data-rich but information-poor” syndrome in water quality monitoring. Environmental management, 10(3): 291-297.

خلاصه و نتیجه‌گیری

هدف یادداشت تحلیلی حاضر معرفی اهمیت و رویکردهای مختلف در تدوین اطلس‌های دیجیتال آب و منابع آب می‌باشد. همچنین چگونگی پیاده‌سازی و تحقق توسعه اطلس منابع آب دیجیتال در وزارت نیرو با چشم‌اندازی مشخص در افق ۲۰ ساله به طور خلاصه بیان شده است. در راستای تحقق چشم‌انداز تعریف شده، راهبردهای سه‌گانه به همراه سیاست‌های سه‌گانه پیشنهاد شده‌اند. چشم‌انداز، راهبردهای ارائه شده و سیاست‌های متناظر آنها در واقع مولفه‌های اصلی در تدوین نقشه راه تولید اطلس دیجیتال منابع آب و آب کشور می‌باشند. با توجه به اهمیت روزافزون داده‌ها و اطلاعات، پردازش آنها و گردش آنها در سیستم مدیریت آب کشور، ضرورت نگاه ویژه وزارت نیرو به این حوزه بیش از پیش احساس می‌شود. از طرف دیگر با توجه به اثرات تغییر اقلیم و نوسانات اقلیمی، امروزه مسائل و مشکلات نوظهوری در حوزه مدیریت آب (از جمله سیلاب‌های متعدد و خارج فصل و...) مشاهده می‌شود. بنابراین، توسعه دانش در حوزه کاربرد فناوری‌های دیجیتال در مدیریت آب و نگاه راهبردی به توسعه سامانه‌های مدیریت اطلاعات و اطلس‌های دیجیتال در تمامی سطوح مدیریتی آب کشور، ضروری است. قابل ذکر است که با توجه به هدف اصلی یادداشت حاضر، مجموعه اقدامات پیشنهادی و نتایج مرتبط با جلسات کارشناسی، پرسش‌نامه‌ها، بررسی نقاط قوت، ضعف، تهدید و فرصت و همچنین تحلیل ذی‌نفعان، در این مختصر ارائه نشده است.

تشکر و قدردانی

یادداشت حاضر بر مبنای قرارداد پژوهشی با عنوان «تدوین نقشه راه بهنگام‌سازی اطلس منابع آب» و با حمایت مالی طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور، تهیه شده است. همچنین، نویسندگان از نظرات و نکات ارزشمند جناب آقای مهندس نعمت‌الله دهبندی و آقای مهندس مجتبی آل‌بهبهانی، تشکر و قدردانی می‌نمایند.

پی‌نوشت

- 1-Data-rich but information-poor syndrome



مسائل شهری از جمله مسائلی هستند که متأثر از عوامل گوناگونی هستند و باید از دیدگاه‌های مختلف بررسی شوند. یکی از مشکلات شهر مشهد، وضعیت وخیم رودخانه کشف رود است. این رودخانه از شمال مشهد می‌گذرد و دارای قدمت تاریخی مهمی است. مسیر این رود روزگاری نقش جاده ابریشم را داشته و تمدن‌ساز بوده، اما در اثر بی توجهی، به محلی برای دفع فاضلاب‌های صنعتی و فضولات حیوانی و انسانی تبدیل شده و آسیب‌های مختلف اجتماعی، بهداشتی، اقتصادی، فرهنگی و غیره به اطراف رودخانه وارد کرده است. این رودخانه می‌تواند منبع مهمی برای رونق کشاورزی، صنایع و گردشگری باشد؛ اما به ظرفیت‌های آن کمتر توجه شده و عموماً به آن با نگاه تهدیدمحور مانند جریان یافتن پساب‌های خطرناک شهری و استفاده در جهت تولیدات ناسالم کشاورزی پرداخته شده است. از طرف دیگر نظر به تغییرات روزافزون اقلیمی، فرهنگی، اقتصادی و غیره لازم است شبکه مسائل امروز و آینده مرتبط با این رودخانه با یک نگاه جامع توسط پژوهشگران، نخبگان و دغدغه‌مندان تبیین شود. همچنین، حل مسائل پیرامون رودخانه کشف رود نیاز ضروری به فعال‌سازی جامعه محلی دارد تا مسئولیت‌پذیری نسبت به سرنوشت رودخانه حاصل و در نتیجه اقدام جمعی رخ دهد. هدف از این یادداشت، معرفی و ارائه یک سازوکار مناسب در خصوص تعیین شبکه مسائل احیاء پیرامون رودخانه کشف رود در قالب سلسله جلسات گفتگو با نخبگان، متخصصان و مسئولین است.

تعریف-پیرامون رودخانه

رودخانه عنصر طبیعی است که با محیط پیرامون خود ارتباط دارد و بر اجتماع، اقتصاد و کشاورزی پهنه اطراف خود موثر است. این پهنه مرتبط با رودخانه به صورت سیستمی می‌تواند یک مجموعه در نظر گرفته شود که سرنوشت مشترکی با رودخانه دارد؛ معادل آن در متون انگلیسی corridor است و در این یادداشت از آن به عنوان «پیرامون رودخانه» یاد می‌شود.

چالش‌ها و سابقه اقدامات مرتبط با رودخانه کشف رود

مشکلات مربوط به رودخانه کشف رود مکرر در رسانه‌ها بیان و توسط مسئولین پیگیری شده است. فهرست برخی از این موارد که در سال‌های اخیر در رسانه‌ها مطرح و خبرساز شده در ادامه آمده است:

۱- تجاوز به بستر و حریم کشف رود و تغییر کاربری آن: وجود آلودگی‌های فراوان در اطراف کشف رود، احداث انبار، کارگاه‌های صنعتی سبک، کارگاه‌های خدماتی و آغل دام، وجود قالی‌شوئی‌ها و کارگاه‌های آلاینده در بستر رودخانه (تقی‌زاده، خبر فاخر، ۱۴۰۰؛ عسکری، خراسان، ۱۳۹۴)

۲- آسیب‌پذیری ساکنان پیرامون رودخانه موقع سیلابی شدن کشف رود (صحراگرد، رکنا، ۱۳۹۸)

۳- بوی نامطبوع رودخانه (روزنامه خراسان، ۱۳۹۹/۱۲/۱۳)

۴- اختلال در امنیت اجتماعی و ناامنی در پیرامون رودخانه (افق مشهد، ۱۳۹۸، کد خ ۲۱۶۲۲؛ مشرق، ۱۳۹۸، کد خ ۹۴۶۸۳۸)

۵- تخلیه نخاله‌های ساختمانی، پسماندهای گوناگون، فاضلاب خانگی، صنعتی و تجاری، زه‌آب‌های کشاورزی حاوی سموم و کودهای شیمیایی و فاضلاب‌های تصفیه نشده (تقی‌زاده، خبر فاخر، ۱۴۰۰؛ روزنامه ایران، ۱۳۸۸)

۶- آلوده شدن خاک اطراف کشف رود (شبکه اطلاع‌رسانی راه دانا، ۱۳۹۸، کد خ ۱۵۵۱۱۳۷)

۷- اشاره به وجود ده‌ها موتور تلمبه که با انتقال فاضلاب خام از رودخانه کشف رود به زمین‌های کشاورزی مجاور و آبیاری آن‌ها، منجر به تولید محصولات کشاورزی بیماری‌زا (۱۶ محصول) و ابتلا به بیماری‌های پوستی و انگلی شده است (روابط عمومی جهاد کشاورزی شهرستان مشهد، ۱۴۰۰/۹/۲۹؛ بنائی، ایسنا، ۱۳۹۵؛ مشهد امروز، ۱۳۹۹، کد خ: ۱۶۶۴۶)

۸- افزایش سطح آلودگی در منطقه و رشد عوامل بیماری‌زا مانند انواع بیماری‌های قارچی، میکروبی، ویروسی و آفاتی مانند پشه سالک و مالاریا در نتیجه جاری شدن فاضلاب (ایسنا، ۱۳۹۳، کد خ: ۹۳۰۷۰۸۰۴۶۹۴)

۹- اشاره به به‌روز نبودن و ناکافی بودن تعداد تصفیه‌خانه‌های موجود و همچنان آلاینده بودن آب تصفیه شده خروجی برخی تصفیه‌خانه‌ها (اله‌پور، صبح امروز، ۱۴۰۱/۴/۱۶؛ همتی، تسنیم، ۱۳۹۹)

۱۰- عدم وجود و یا عدم انتشار آمار و اطلاعات به روز در مورد میزان آلوده بودن پساب‌ها، میزان سطح زیرکشت با آب‌های آلوده و میزان آلودگی محصولات کشاورزی تولید شده (پژمانفر، صبح امروز، ۱۴۰۱/۴/۱۶)

۱۱- عدم کفایت بودجه‌های دولتی و لزوم جذب سرمایه (رزم حسینی، خبرگزاری صدا و سیما، ۱۳۹۸)

۱۲- دریافت فاضلاب توسط تصفیه‌خانه‌ها بیش از ظرفیت‌شان و در نتیجه جاری شدن فاضلاب مازاد در رودخانه

۱۳- عدم رصد صحیح تانکرهای حمل فاضلاب و نیاز به رصد برخط با استفاده از GPS (پژمانفر، صبح امروز، ۱۴۰۱/۴/۱۶)

۱۴- فروش غیرقانونی فاضلاب خام و استفاده در بخش کشاورزی (ایسنا، ۱۳۹۵، کد خ: ۹۵۱۰۱۸۱۰۷۴۰)

۱۵- ارتباط مستقیم با زندگی ۶۰۰ هزار نفر از همسایگان مشهدی (همتی، سایت اداره کل حفاظت محیط زیست خراسان رضوی، ۱۳۹۸)

۱۶- اعلام نیاز به تعیین الگوی کشت مناسب پیرامون رودخانه کشف رود (یزدان‌پناه، ۱۳۹۹، تحلیل بازار، کد خبر: ۱۴۰۷۸۴)

۱۷- غیرقابل استفاده شدن خاک حاشیه کشف رود برای کشاورزی (ضرابی، ۱۴۰۱، ایرنا)

۱۸- و غیره

مباحث مطرح شده توسط روزنامه‌ها ممکن است علمی، دقیق و جامع نباشند. اما تعدد این اخبار؛ با موضوع پیرارودخانه کشف‌رود؛ نشان دهنده این است که این رودخانه تبدیل به یک مسأله حاد اجتماعی شده است. همچنین، راه‌حل‌ها و یا آسیب‌های مطرح شده ممکن است از دیدگاه صاحب‌نظران مختلف محل بحث و اختلاف نظر باشد. از طرفی، علی‌رغم پیگیری‌ها و تلاش‌های انجام شده توسط مسئولین، برخی از مشکلات همچنان به قوت خود باقی است و ریشه‌ای حل نشده است و همچنان تأثیرات سوئی بر پیرارودخانه کشف‌رود دارند. به نظر می‌رسد مسائل به طور جامع تبیین نشده، نقش دستگاه‌ها در حل مسائل به طور واضح مشخص نشده و به برخی مشکلات نسبت به برخی دیگر توجه بیشتری شده است.

روش پیشنهادی

روش پیشنهادی برای ترسیم شبکه جامع مسائل مرتبط با پیرارودخانه کشف‌رود، برگزاری سلسله جلسات «گفتگو برای تعیین شبکه مسائل رودخانه کشف‌رود» با حضور نخبگان، متخصصان و نمایندگان نهادهای مربوطه است. هدف از این سلسله جلسات این است که ابتدا شبکه مسائل اولیه ترسیم، سپس در گروه‌های تخصصی به بحث

و تبادل نظر با رویکردهای مختلف پرداخته شود و در مرحله بعد شبکه مسائل جمع‌بندی و به طور کامل و جامع ترسیم شود (شکل ۱). همچنین با توجه به نقش تمدن‌ساز این رودخانه در گذشته، چشم‌انداز روشنی برای تأثیرگذاری بر اقتصاد، فرهنگ و کشاورزی شهر ترسیم نمود. در نهایت ماتریس سه بعدی مسائل، نگرش‌ها و مسئولیت‌ها تهیه شود و نقش هر نهاد، سازمان و ارگان مشخص شود. باید تلاش شود تا همه حوزه‌های تأثیرپذیر و تأثیرگذار بر پیرارودخانه کشف‌رود در روش پیشنهادی مدنظر قرار گیرند. این حوزه‌ها شامل موارد زیر می‌باشند:

۱- اقتصادی (تولید و گردشگری)؛

۲- اکوسیستم؛

۳- کشاورزی؛

۴- حقوقی (مالکیت‌ها)؛

۵- اجتماعی و فرهنگی (اشتغال،

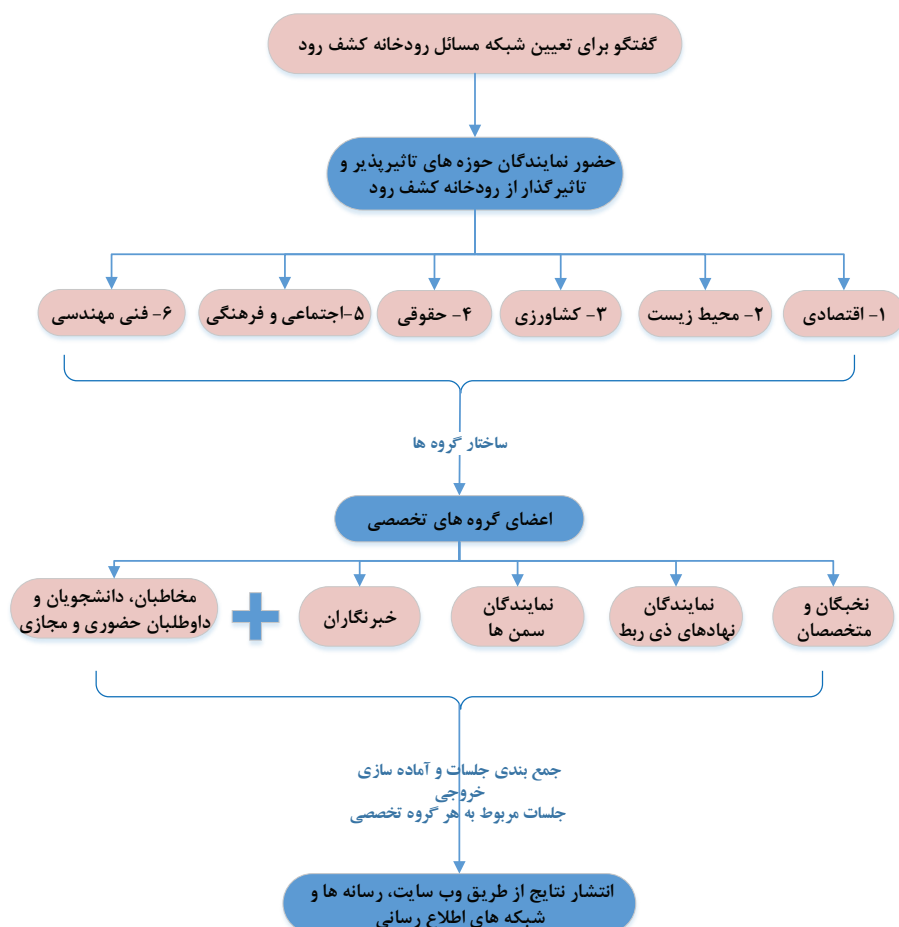
امنیت اجتماعی)؛

۶- فنی و مهندسی (شکل ۱).

جلسات گفتگو با موضوع هر کدام از حوزه‌های ذکر شده و با حضور افراد موافق و مخالف برگزار شوند (شکل ۱). باید سخنرانان حاضر در این جلسات موضوعی، با پیشنهاد مؤسسات، ارگان‌ها و دانشگاه‌های صاحب‌نظر در این زمینه، انتخاب شوند تا زمینه برای حضور افراد متخصص، بدون اعمال نظر و سلايق اعضای برگزارکننده فراهم گردد. ساختار پیشنهادی کلی برای برگزاری این سلسله جلسات در شکل ۱ نشان داده شده است.

اعضای گروه‌های تخصصی

هر جلسه‌ی گفتگو با محوریت یکی از گروه‌های تخصصی قید شده در قسمت قبل برنامه‌ریزی می‌شود. افراد متخصص و مرتبط با احیای پیرارودخانه کشف‌رود در هر کدام از این جلسات به عنوان سخنران حضور می‌یابند. سخنرانان از لیست پیشنهادی مؤسسات درگیر در موضوع تعیین شبکه مسائل احیای پیرارودخانه کشف‌رود انتخاب خواهند شد. نکته‌ی مهم در انتخاب سخنرانان، ایجاد يك دیدگاه جامع و ترسیم شبکه مسائل در حوزه‌ی موردنظر برای پرهیز از یک جانبه‌نگری در ترسیم مسائل است که توسط اعضای گروه‌های تخصصی به دقت بررسی و اجرا خواهد شد (شکل ۱).



شکل ۱- ساختار پیشنهادی «گفتگو برای تعیین شبکه مسائل رودخانه کشف‌رود»

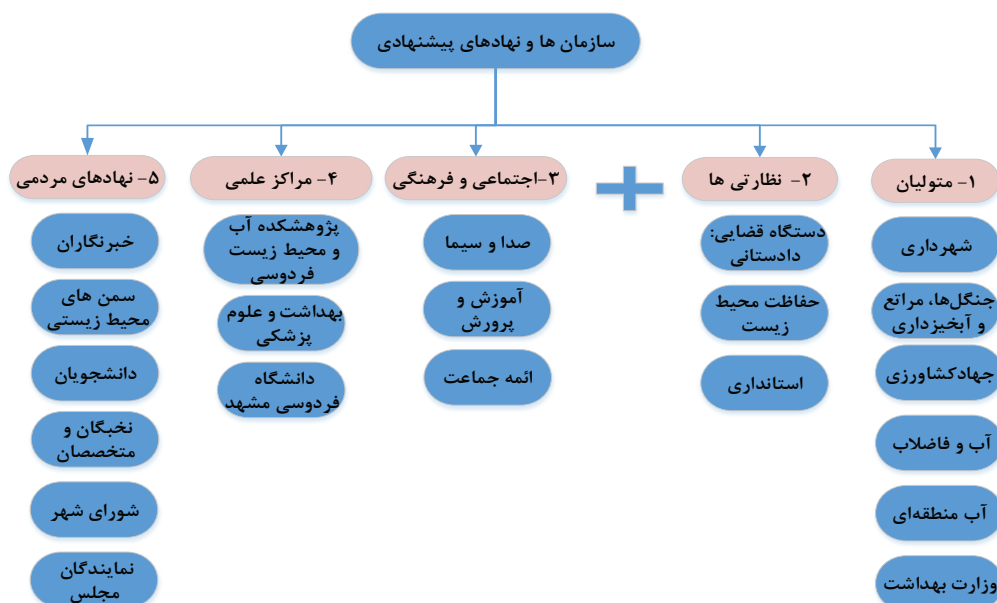
برای پربارتر شدن جلسات گفتگو و استماع نظرات از دیدگاه تخصص‌های مختلف، نمایندگانی از همه‌ی سازمان‌هایی که به‌نوعی نسبت به احیای پیرارودخانه کشف‌رود دغدغه، تخصص و مسئولیت دارند، به عنوان سخنران در جلسات حضور خواهند داشت. این افراد که از سوی سازمان مربوطه معرفی می‌شوند، باید دارای موضع شفاف و مشخص در خصوص موضوع بحث باشند تا بتوانند مسائل را به روشنی بیان و در تحقق چشم‌انداز موثر باشند. فهرست سازمان‌هایی که پیشنهاد می‌شود تا در صورت امکان در هر کدام از حوزه‌های قیدشده نماینده معرفی نمایند، به شرح زیر می‌باشد. به طور کلی می‌توان مدعوین را به بخش‌های متولیان، نظارتی‌ها، اجتماعی و فرهنگی، مراکز علمی و نهادهای مردمی تقسیم‌بندی کرد (شکل ۲).

۱. سازمان‌های مردم نهاد (شبکه سمن‌های محیط‌زیستی استان)
۲. دستگاه قضایی (دادستانی)
۳. نمایندگان مجلس، شورا و شهرداری مشهد
۴. پژوهشکده آب و محیط زیست دانشگاه فردوسی مشهد
۵. شرکت‌های آب و فاضلاب مشهد و خراسان رضوی و آب منطقه‌ای خراسان رضوی
۶. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و محیط‌زیست خراسان رضوی
۷. سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور
۸. جهاد کشاورزی
۹. بهداشت و علوم پزشکی مشهد
۱۰. آموزش و پرورش
۱۱. و غیره (حسب مورد)

عمل به هرگونه قانون و اجرای هرگونه طرح، پروژه و برنامه مصوب در آینده، نیازمند همراهی آحاد جامعه به شرط آگاهی و جلب اعتماد ایشان است. بنابراین لازم است که عموم مردم نیز به تدریج در جریان دستاوردهای این جلسات قرار بگیرند و فرآیند رشد جمعی نیز حاصل شود. فضا سازی رسانه‌ای در نهایت منجر به ایجاد اعتماد عمومی و حتی جلب مشارکت‌های مردمی اعم از همکاری در اجرای قانون، فعالیت‌های داوطلبانه، وقف و غیره خواهد شد. این فضا سازی رسانه‌ای اگر بر حضور حداقل یک نهاد دانشگاهی و پژوهشی مانند پژوهشکده آب و محیط زیست به عنوان نهاد همراهی نخبگان در تعیین چارچوب‌ها و سیاست‌ها در کنار سازمان‌های متولی تأکید کند قطعاً به جلب افکار عمومی کمک خواهد کرد. اطلاع‌رسانی رسمی جلسات، چه در خصوص برگزاری جلسات و چه در خصوص انتشار نتایج، باید از طریق وب‌سایت و شبکه‌های اجتماعی انجام شود.

خروجی نهایی

خروجی نهایی مجموعه جلسات، تعیین شبکه مسائل رودخانه کشف‌رود به صورت جامع و با دیدگاه‌های مختلف می‌باشد. در راه‌حل پیشنهادی تلاش شد تا همه حوزه‌های تأثیرگذار و تأثیرپذیر از مسائل مرتبط با رودخانه کشف‌رود مدنظر قرار گیرند. در نتیجه انتظار می‌رود خروجی این جلسات منجر به فهرستی از دغدغه‌های متخصصین هر حوزه به‌علاوه یک مقاله سیاستی در هر حوزه تخصصی شود. همچنین، همگرایی دستگاه‌ها، نهادها، سمن‌ها، گروه‌های مرجع شهری و آگاه‌سازی افکار عمومی بستری مناسب برای هر گونه تصمیم‌گیری برای حل مسائل مرتبط با رودخانه کشف‌رود باشد.



شکل ۲- سازمان‌های مدعو پیشنهادی

(برداشتی از کتاب شهرهای حساس به آب؛ ایده و برنامه عمل. به تألیف آقای دکتر محمد فاضلی و همکاران)

ثمانه توکلی امینیان^۱، سیده سعیده شرافت^۲

۱- مدیر دفتر توسعه پایدار، مدیریت مصرف و مطالعات اجتماعی شرکت آب و فاضلاب مشهد، ایران.

۲- کارشناس پایدار اجتماعی و فرهنگی شرکت آب و فاضلاب مشهد، ایران.

رایانامه: s&d@abfamashhad.ir

بیشتر شهرهای ایران در مناطق جغرافیایی با محدودیت شدید منابع آبی واقع شده‌اند. توسعه شهرها به دلایل گوناگون، سبب افزایش تقاضای آبی شده و نیاز به تأمین آب شهرها روز به روز بیشتر می‌شود. تا کنون این افزایش تقاضا به دلیل تمرکز بر رویکرد تأمین آب، بیشتر از طریق راهکارهایی نظیر انتقال آب از منابع فراحوضه‌ای و برداشت‌های بیش‌از حد از آبخوان‌ها پاسخ داده شده است؛ که منجر به تخریب منابع آبی و کاهش ظرفیت تأمین شده است.

از این رو، مقابله با این بحران و سازگاری با کم آبی، نیازمند تحول بنیادین در سیاست توسعه شهری و مدیریت آب شهرهاست. و این مهم جز از طریق تغییر ریل مدیریت آب از مدیریت عرضه به مدیریت تقاضا محقق نمی‌شود. در این راستا برای حل این چالش، مشارکت تمامی گروه‌داران اعم از سیاست‌گذاران و تصمیم‌گیران، شهروندان، رسانه‌ها، بخش خصوصی و نهادهای دولتی و غیردولتی مورد نیاز است. در این راستا ایده «شهر حساس به آب» به عنوان بستری برای جلب مشارکت همه گروه‌داران با هدف حساس‌کردن و تغییر شرایط ذهنی آن‌ها و به کارگیری تمامی ظرفیت‌های ارتباطی و اجتماعی جامعه در مسیر مدیریت مصرف آب، مطرح می‌شود.

مدیریت مصرف و جنبه‌های آن

از آنجا که طراحی شهری حساس به آب، برآمده از ضرورت انکارناپذیری به نام «مدیریت مصرف» می‌باشد، لذا در این بخش، ضمن بیان اهم الزامات و پشتوانه‌های قانونی این موضوع، رویکردهای مدیریت مصرف به صورت کلی بیان می‌گردد.

الف) اهم الزامات و اسناد بالادستی مدیریت مصرف

طرح‌های حوزه مدیریت مصرف از منظر اسناد بالادستی، الزامات حکومتی و اهداف سازمانی، دارای پشتوانه‌های قانونی است که اهمیت آن را در بُعد کشوری مطرح می‌سازد. اهم قوانین این حوزه به شرح زیر می‌باشد:

۱) قانون اساسی جمهوری اسلامی ایران

۲) سیاست‌های کلی نظام: سیاست‌های اصلاح الگوی مصرف مصوب ۱۳۸۹، سیاست‌های اقتصاد مقاومتی مصوب ۱۳۹۲، سیاست‌های محیط‌زیست مصوب ۱۳۹۴

۳) راهبردها و برنامه‌های وزارت نیرو: راهبردهای وزارت نیرو در افق ۱۴۰۴، راهبردهای آب و فاضلاب در افق ۱۴۰۴، برنامه وزیر نیرو

۴) سند الگوی پیشرفت اسلامی - ایرانی

۵) اسناد بین‌المللی غیر الزام‌آور

ب) رویکردهای مدیریت مصرف

در مقوله مدیریت مصرف، و بر اساس منابع مطالعاتی داخلی و خارجی، چهار رویکرد کلان زیر (شکل ۱) مطرح است:



شکل ۱- رویکردهای مدیریت مصرف

در رابطه با اولویت اجرا و میزان اثربخشی رویکردهای فوق، با توجه به اینکه هر روش، بخش از سیاست‌های اجرایی مدیریت مصرف را هدف‌گذاری می‌کند، به نظر می‌رسد استفاده توأمان از رویکردها بر اساس اهداف مد نظر ضروری بوده و از آنجا که سیاست‌گذاری و امکانات اجرایی هر کدام از روش‌ها متفاوت است، اثربخشی هر یک نیز متفاوت خواهد بود.

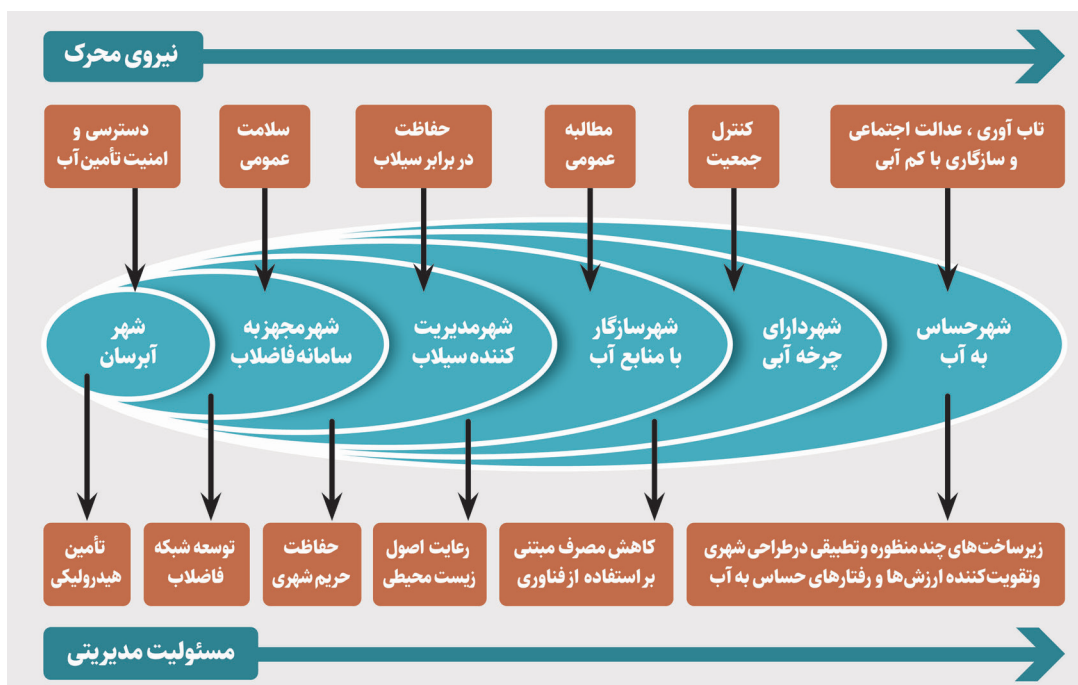
مبنای طرح شهر حساس به آب



برای حرکت به سمت رویکرد مدیریت مصرف در شهرها و تبدیل آن‌ها به عنوان شهری دارای پایداری آبی، باید بسترهای فنی، قانونی، اداری، سیاسی و اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی متناسب با رویکرد مدیریت تقاضا در شرایط محدودیت آبی فراهم شود. بنابراین الگوی شهر حساس به آب به معنای

آب به میزان کافی و کیفیت مناسب و با قابلیت اعتماد بالا را به همه شهروندان، در حال و آینده، و به شیوه‌ای سازگار با محیط زیست را ارائه می‌کنند. این چشم‌انداز سبز و بلندمدت، مستلزم هماهنگی تمامی گروداران و حمایت‌های نهادی و همچنین اجرای سیستم‌های مشارکتی در جامعه است.

جامعه‌ای که شهروندان آن، دانش و تمایل به انتخاب عاقلانه در مورد آب را داشته و فعالانه درگیر مسائل حوزه آب و حفاظت از آن می‌شوند مطرح گردید. در واقع، اصطلاح «شهر حساس به آب» به طور کلی برای توصیف یک جامعه ایده‌آل جدید استفاده می‌شود؛ جایی که در آن، شهرها به خوبی، خدمات تأمین و توزیع



شکل ۲- مراحل گذار به شهر حساس به آب

- گوناگون از جمله تولید اطلاعات دانشی، علمی، هنری و رسانه‌ای
- شناسایی و تحلیل ذی‌نفعان آب در شهر (دولتی، خصوصی و اجتماعی) و چگونگی برقراری ارتباط با آن‌ها
- ایجاد فضای گفت و گو و تعامل اجتماعی در زمینه مسائل آب شهری
- افزایش سرمایه اجتماعی و ایجاد ارتباط میان همه فعالان، کنشگران، گروداران و سیاست‌گذاران شهر از طریق چرخش اطلاعات و دانش آبی در میان جامعه و دولت و تلاش برای ایجاد موازنه و تقارن اطلاعاتی و افزایش دقت آن
- توسعه ظرفیت‌های شهروندان در محله‌های شهری با کمک نهادهای مدنی و شناسایی و سازماندهی شبکه تشکل‌های مردم‌نهاد آب در شهر
- بهره‌گیری از ظرفیت‌های حوزه دانش‌بنیان کشور در امر تولید و بکارگیری فناوری‌های نوین کاهش مصرف آب
- توسعه رویکردهای مبتنی بر استفاده مجدد از پساب در شهر با اولویت کاربری‌های پرمصرف و فضاهای سبز شهری
- توسعه سامانه‌های هوشمند تأمین و توزیع آب، در جهت مدیریت توزیع و مصرف

اهداف اجرای طرح شهر حساس به آب

به منظور دستیابی به هدف، باید برنامه‌ریزی‌ها بر پایه رویکردی اجتماعی - ارتباطی و شناسایی اقدامات و فعالیت‌ها در راستای حساس کردن جامعه و ایجاد عزم عمومی در شهر، برای کاهش مصرف آب، اجرا گردد.



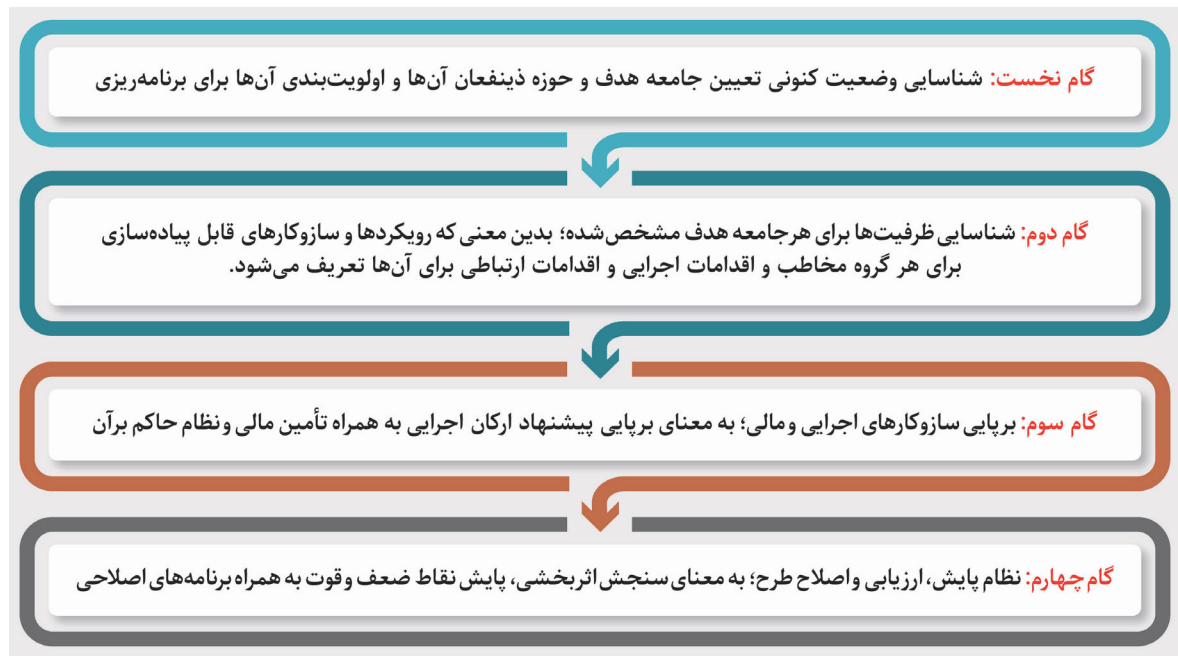
برای طرح، اهدافی تفصیلی نیز می‌توان بیان نمود که به شرح زیر می‌باشد:

- تحلیل نظام انگیزه‌های شهروندان در مصرف آب و آگاهی‌رسانی و اطلاع‌رسانی به شهروندان درباره مدیریت مصرف آب از روش‌های

گام‌های اجرایی طرح شهر حساس به آب

رفتار مصرف‌کنندگان شهری، راهکارهای دست‌یافتنی، واقع‌گرایانه و قابل اجرا و سازوکار ایجاد تغییر در گروه‌های مختلف مصرف‌کننده آب، در جهت مدیریت مصرف و کاهش آب مصرفی، ارائه دهد. لذا برای رسیدن به این هدف، گام‌های اجرایی زیر (شکل ۳) به عنوان یک رویکرد کلی پیش‌بینی شده است:

طرح شهر حساس به آب به دنبال آن است تا بتواند با روشن‌سازی ابعاد گوناگون مبحث مدیریت مصرف به ویژه از منظر اجتماعی آن و ایجاد درک صحیح از شرایط موجود، و بر پایه تغییر در نگرش و



شکل ۳- گام‌های اجرایی طرح شهر حساس به آب

به منظور اجرای طرح، ابتدا لازم است تا ساختارهای مورد نیاز شکل گیرد. ساختار مذکور در قالب سه رکن اصلی سیاست‌گذاری، اجرایی و تأمین مالی شکل می‌گیرد:



شکل ۴- ارکان ساختار اجرایی شهر حساس به آب

بر اساس ساختاری که در رکن اجرایی طرح بیان شد، وظایفی برای هر یک از کارگروه‌های پیش‌گفته، به شرح زیر متصور است:



شکل ۴- وظایف کارگروه‌های ساختار اجرایی شهر حساس به آب



گروه تحقیقات شرکت آب و فاضلاب مشهد طبق روال هر ساله و در جهت رفع چالش‌های مرتبط با صنعت آب و فاضلاب از طریق انجام پژوهش‌های کاربردی، اولویت‌های تحقیقاتی سال ۱۴۰۱ را در قالب دو گروه اولویت‌های پژوهشی و فناورانه تعیین نموده است. در همین راستا این اولویت‌ها به شرح لیست ذیل اعلام می‌گردد. لذا، از کلیه اعضای هیأت علمی دانشگاه‌ها و موسسات پژوهشی، دانشجویان دوره‌های تحصیلات تکمیلی، مخترعین، واحدهای فناور، شرکت‌های دانش‌بنیان و کلیه پژوهشگران حوزه آب و فاضلاب به منظور انجام طرح‌های پژوهشی و فناوری این شرکت دعوت به همکاری می‌گردد. علاقمندان می‌توانند ضمن مراجعه به پورتال تحقیقات شرکت آب و فاضلاب مشهد و آگاهی از اولویت‌های پژوهشی در سامانه جامع نرم‌افزاری تحقیقات (محقق) ثبت نام نموده و نسبت به ارائه پروپوزال اقدام نمایند.

نشانی پورتال تحقیقات آبفا مشهد: <https://rd.abfamashhad.ir>

نشانی سامانه محقق آبفا مشهد: <https://research.abfamashhad.ir>

لیست اولویت‌های پژوهشی شرکت آب و فاضلاب مشهد در سال ۱۴۰۱

موضوعات حوزه آب

۱. بررسی اثر تغییرات دما بر مصرف آب شهری؛ مطالعه موردی: شهر مشهد
۲. بررسی اثر بخشی کمی و کیفی به‌سازی چاه‌های آب شرب (مطالعه موردی: چاه‌های آب شهر مشهد)
۳. مقایسه عملکرد سامانه‌های سنجش لحظه‌ای کیفیت آب ساخت داخل با نمونه‌های مشابه خارجی
۴. بررسی تأثیر رقیق سازی هیپوکلریت سدیم بر کاهش تولید کلرات و کلریت و تعیین نسبت ترقیق بهینه
۵. بررسی میزان انطباق نتایج به دست آمده از آزمایش جار با عملکرد فرآیند انعقاد و لخته‌سازی در مقیاس واقعی (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه‌های آب شهر مشهد)
۶. بررسی امکان تعیین نسبت اختلاط منابع آب مختلف با تکیه بر طیف جذب فرابنفش

موضوعات حوزه فاضلاب

۱. مدل‌سازی دینامیکی واحدهای بیولوژیکی تصفیه خانه فاضلاب با استفاده از مدل‌های نرم افزاری و انتخاب مدل بهینه/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب التیمور مشهد
۲. حفاظت ایمن و بهینه از تونل و ترانشه در پروژه‌های اجرای شبکه آب و فاضلاب
۳. تبیین شاخص‌های عملکردی و بهره‌برداری از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری
۴. طراحی و ساخت ربات ویدئومتری با قابلیت حذف ریشه، و سمپاشی شبکه‌های فاضلاب بطور همزمان
۵. ارزیابی و امکان‌سنجی استحصال انرژی حاصل از سوختن لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه التیمور)
۶. امکان‌سنجی فنی - اقتصادی زراعت چوب در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهر مشهد
۷. ارزیابی میزان کلرخواهی و عوامل موثر بر گندزدایی بهینه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب
۸. مقایسه تأثیر روش هوادهی سطحی و عمقی در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری بر تراکم و نوع باکتری‌ها و قارچ‌های هواپرد (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب خین عرب و پرکندآباد ۱)
۹. بومی‌سازی ساخت دستگاه گازسنج پرتابل شبکه فاضلاب

موضوعات حوزه منابع انسانی، مدیریتی، مالی و ...

۱. عارضه‌یابی مدل تعامل بین دستگاه‌های اجرایی و بدنه مردم/شهروندان و ارائه راهکارهای عملیاتی به منظور تقویت سطوح ارتباطی (مطالعه موردی: شرکت آب و فاضلاب مشهد)
۲. بررسی راهکارهای نحوه جذب حداکثری مشارکت‌های مردمی (خیرین و یا سرمایه‌گذاران) در پیشبرد طرح‌های آب و فاضلاب روستایی

In the Name of Allah

Journal of Water and Sustainable Development

Volume 9 - Issue 2 (Serial No. 24) - Summer 2022

Due to certificate no. 3/18/126631 dated 20/9/2015 from the scientific publications review Commission of the Ministry of Science, Research and Technology and also Due to registration number no76766 dated 25/1/2016 from the Ministry of Culture and Islamic Guidance, this journal has been licensed to publish. This journal is an output of joint scientific activities between Ferdowsi University of Mashhad and the Hydraulic Association of Iran.

Grantee
Manager in Charge
Editor in Chief

College of Agriculture , Ferdowsi University of Mashhad, Iran
Shahnooshi Foroushani, N. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Davary, K. Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board

Alidadi, H. Prof., Mashhad University of Medical Sciences
Ansari, H. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Bagheri, A. Asso. Prof., Tarbiat Modares University
Esmaili, K. Asso. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Jolaini, M. Asso. Prof., Agricultural and Natural Resources Research Center of Khorasan Razavi
Morid, S. Prof., Tarbiat Modares University
Nassery, H.R. Prof., Shahid Behesti University, Tehran

Guiding Council

Sayahi, A., Assistance of research and industrial relations center of National Water and Wastewater Engineering Company (Chairman of the council)
Esmailian, H., Managing director of Mashhad Water & Wastewater Company
Taheri, A., Managing director of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
Mousavi, S. Y., Secretary of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Shahnooshi Foroushani, N., Manager in charge
Davary, K., Editor in chief

Advisory Editors

Noori Esfandiari, A., Representative of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Sajadifar, S.H., Representative of National Water & Wastewater Company
Kolahi, M., Ferdowsi University of Mashhad
Kalaei, GH., Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
Tavakoli Aminian, S., Representative of Mashhad Water & Wastewater Company

Executive Expert
Editor
Graphic
Order of publication
Publisher
ISSN
Website/E-Mail
Address
Sponsor

Shahedi, M., Talebi Hossein Abad, F.
Quchanian, M., Shahedi, M., Talebi Hossein Abad, F., Oskouhi, M.
Shaikhi, M.R.
Quarterly
Ferdowsi University of Mashhad
2423-5474
<https://jwsd.um.ac.ir/> Email: jwsd@um.ac.ir
Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. P.O.Box: 91775- 1163
Mashhad Water & Wastewater Company

Articles in issue:

- **Optimal Water Allocation for Drinking and Industrial Consumptions With Decision Support Systems and Time Series model Approach (Case Study Neyshabur Bar Dam)**
M.T. Karbasi Maroof, H.R. Nassery, F. Alijani
- **Prediction of Daily Water Demand of the Shiraz City Using Neural Network and Honey Bee Colony Optimization Algorithm**
E. Asrari, M. Hosseini
- **Translation of Distributive Justice Concept in Policy Making of Water Resources Allocation**
S. Imani, M.H. Niksokhan, R. Safari Shali
- **Determinants of Industrial Water Demand in Iran and Challenges Ahead**
A. Zare, M. Hajamini, M.A. Feizpour
- **Evaluation of Markov Chain and Automated Cell Integrated Model in Simulation of Land Use Change and Land Cover of Gotvand Dam**
M. Kyanpoor Kal Khajeh, M. Pjoohesh, S. Emamgolizadeh
- **An Overview of Inter-basin Water Transfer Projects in the World and Its Impact on Environmental, Economic and Social Factors**
M. Teymouri Yeganeh
- **Methodology for Groundwater Monitoring Network Assessment and Design, Part 1: Observation-Wells Condition Evaluation; Case Study: Shirvan Aquifer, North Khorasan, Iran**
A. Joodavi, Sh. Gholizadeh Sarabi, M. Majidi Khalilabad, N. Majidi Khalilabad, A. Ebrahimi, A. Ronaghi
- **Modification of Green Space Planting Pattern Based on the Principles of Xeriscaping to Reduce Water Consumption in Metropolitan Areas**
L. Jahangiri, M.R. Mehrabanigolzar, M.M. Zarabi
- **Determination of Sedum (Sedum cv. Nevii) Water Requirement, Crop Coefficient, and Water Productivity in Greenhouse Conditions**
J. Nikbakht, Z. Hamed, H. Mokhtari
- **Methods for Removing Microplastics from Aqueous Media**
A.R. Radkhah, S. Eagderi, H. Poorbagher, E. Sadeghinejad Masouleh
- **Assessment and Measurement of Radioactivity in Drinking Waters in Hormozgan Province**
H. Ranjbar, R. Bagheri, N. Salek, S. Vosoughi
- **A Review of Reverse Osmosis Membrane Synthesis Methods**
M. Esmailpour, A.A. Asgharinezhad, M. Faghihi

