

آب و توسعه پایدار

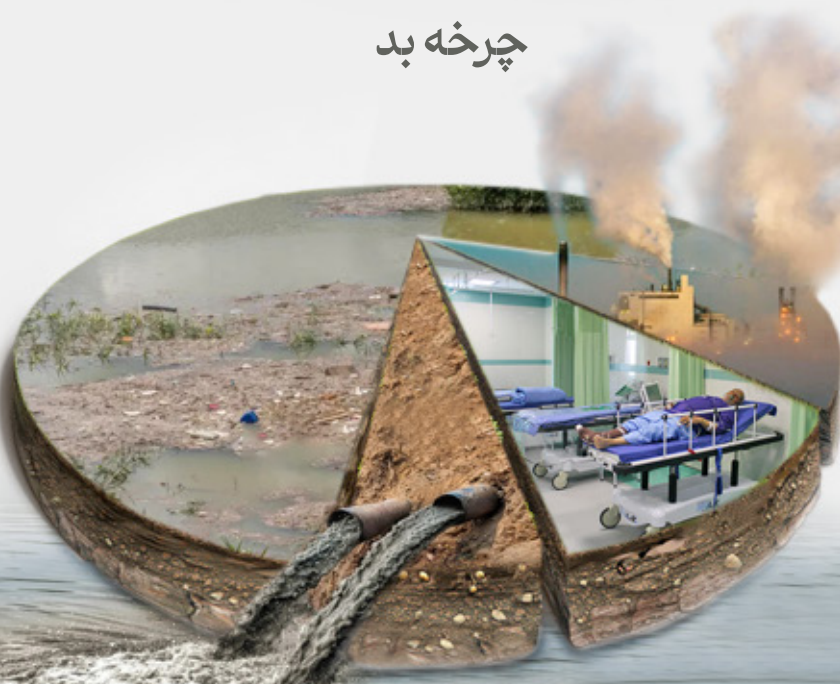
دوره دوازدهم . شماره اول (پیاپی ۳۵) . خردادماه ۱۴۰۴

آب، آلاینده ها و سلامت

چرخه خوب



چرخه بد



فهرست مقالات

- کارایی فیلتراسیون شنی به عنوان یک رویکرد مبتنی بر طبیعت برای تصفیه آب
علیرضا رادخواه، سهیل ایگدری، هادی پورباقر، اسماعیل صادقی نژاد ماسوله
- بررسی عملکرد فتوکاتالیستی کربن نیتريد گرافیتی به منظور تخریب باکتری اشریشیاکلی در شرایط مقایسه‌ای نور مرئی و تاریکی از محلول‌های آبی
آذین نادی، مهران بیجاری، ریحانه دهقان، افسانه شهبازی
- انتشار و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و رویکردهای نانوفناوری برای کنترل و پاکسازی منابع آلودگی
زینب سلحشور، ملیحه مدنیان، احسان شکری
- پهنه بندی نیترات زدایی با تاکید بر هیدروشیمی در آبخوان شهری ایزده، شمال شرق خوزستان
علی محرابی نژاد، نصراله کلانتری، فرشاد علی جانی، هادی محمدی
- ارزیابی شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین جریان آب رودخانه اترک ناشی از تخلیه پساب تصفیه خانه فاضلاب شهری بجنورد
مرضیه جهانی، صادق پرتانی، غلامحسین اکبری، علی جعفری
- رهیافت کیفی علل و اثرات سیلاب اردیبهشت ۱۴۰۳ در شهر مشهد
محمد غلامی، مهدی کلاهی
- ضرورت ایجاد یک چارچوب جامع به منظور مدیریت ریسک خشکسالی
سارا عطاران، مسعود عبداله پور
- بررسی یکپارچه سیلاب و خشکسالی و راهکارهای حقوقی آن با توجه به چالش‌های تقنینی
ام‌البنین صدر، فاطمه صدر، مرضیه ثمره‌هاشمی
- بررسی تغییرات میزان و توزیع بارندگی‌های حدی و تأثیر آن بر روند تغییرات شاخص NDVI در جنوب شرقی ایران
مأده نصری، محمد رحیمی، فرزانه حدادی، هادی جلیلی، علی اکبر دماوندی
- چارچوب گذار به شهری حساس به آب، مروری بر تجربیات و اقدامات استرالیا
رخشید خانعلی پور، محمد طلعتی، ثمانه توکلی امینیان، سیده سعیده شرافت، فریبا قنبری
- بررسی عوامل موثر بر رفتار صرفه جویی در مصرف آب
علیرضا جهانفکر، علیرضا رجبی پور میبدی
- بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی با به کارگیری الگوریتم خفاش
سعید محمد حسینی، امیرپویا صراف، بابک امین نژاد

آب و توسعه پایدار

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد
مدیر مسئول: ناصر شاهنوشی فروشانی، استاد گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
سردبیر: 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، استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط و حرفه‌ای، 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

مجیدقنادی (ریاست شورا)، مدیرکل مرکز تحقیقات، توسعه فناوری و ارتباط با صنعت شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور
حسین اسماعیلیان، مدیر عامل و رئیس هیات مدیره شرکت آب و فاضلاب مشهد
محمدعلی نعمت نژاد، مدیر عامل شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی
احمدقندهاری، رئیس حوضه‌های آبریز ارس، اترک و حوضه‌های شمالی، 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
غلامرضا کلائی، شرکت آب و فاضلاب مشهد
فریبا قنبری، شرکت آب و فاضلاب مشهد
سیدحمید میرقاسمی، شرکت آب منطقه‌ای خراسان رضوی
رضا براتی، شرکت آب منطقه‌ای خراسان رضوی

اطلاعات نشر

کارشناس اجرایی: مهری شاهدهی، فاطمه طالبی حسین آباد
ویراستاری: مرجان قوچانیان، مهری شاهدهی، فاطمه طالبی حسین آباد (فنی وادبی)، مائده اسکوهی (لاتین)
صفحه آرای: محمدرضا شیخی
ترتیب انتشار، ناشر: فصلنامه، انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد
شماره شاپا چاپی، الکترونیکی: ۲۴۲۳-۵۴۷۴ / ۲۷۱۷-۳۳۲۱
تارنما، رایانامه: <https://jwsd.um.ac.ir>, Email: jwsd@um.ac.ir
آدرس: دانشگاه فردوسی مشهد، دانشکده کشاورزی، گروه علوم و مهندسی آب، دفتر نشریه، کدپستی ۹۱۷۷۵۱۶۳
حامی مالی نشریه: شرکت آب و فاضلاب مشهد
حامی مالی کنکاش: شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی
پایگاه‌های نمایه شده: پایگاه استنادی علوم ایران (ISC)، پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID)
بانک اطلاعات نشریات کشور (Magiran)، Agris, CABI, DOAJ, google scholar

این نشریه طبق نامه شماره ۱۳۹۴/۶/۲۹ مورخ ۳/۱۸/۱۳۹۳ از کمیسیون بررسی نشریات علمی وزارت علوم، تحقیقات و فناوری، اعتبار علمی دریافت نموده است. همچنین در تاریخ ۱۳۹۴/۱۱/۵ موفق به دریافت پروانه انتشار نشریه از وزارت فرهنگ و ارشاد اسلامی به شماره ثبت ۷۶۷۶۶ شده است. این نشریه حاصل فعالیت علمی مشترک دانشگاه فردوسی مشهد و انجمن هیدرولیک ایران است.



فهرست مطالب

۱	سرمقاله (آب، آلاینده‌ها و سلامت) دکتر کاظم اسماعیلی
۳	یادداشت کوتاه (نقش نهاد قضایی در مدیریت بحران‌های آب و سلامت عمومی با تأکید بر جایگاه مدعی العموم) محمد بخشی محبی
۶	کارایی فیلتراسیون شنی به عنوان یک رویکرد مبتنی بر طبیعت برای تصفیه آب علیرضا رادخواه، سهیل ایگدری، هادی پورباقر، اسماعیل صادقی نژاد، ماسوله
۱۴	بررسی عملکرد فتوکاتالیستی کربن نیتريد گرافیتی به منظور تخریب باکتری اشریشیاکلی در شرایط مقایسه‌ای نور مرئی و تاریکی از محلول‌های آبی آدین نادی، مهران بیجاری، ریحانه دهقان، افسانه شهبازی
۲۶	انتشار و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و رویکردهای نانوفناوری برای کنترل و پاکسازی منابع آلودگی زینب سلحشور، ملیحه مدنیان، احسان شکری
۴۶	پهنه بندی نیترات زدایی با تأکید بر هیدروشیمی در آبخوان شهری ایزده، شمال شرق خوزستان علی محرابی‌نژاد، نصراله کلانتری، فرشاد علی جانی، هادی محمدی
۶۴	ارزیابی شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین جریان آب رودخانه اترک ناشی از تخلیه پساب تصفیه خانه فاضلاب شهری بجنورد مرضیه جهانی، صادق پرتانی، غلامحسین اکبری، علی جعفری
۸۲	رهیافت کیفی علل و اثرات سیلاب اردیبهشت ۱۴۰۳ در شهر مشهد محمد غلامی، مهدی کلاهی
۹۴	ضرورت ایجاد یک چارچوب جامع به منظور مدیریت ریسک خشکسالی سارا عطاران، مسعود عبدالله‌پور
۱۰۸	بررسی یکپارچه سیلاب و خشکسالی و راهکارهای حقوقی آن با توجه به چالش‌های تقنینی ام‌البنین صدر، فاطمه صدر، مرضیه ثمره‌هاشمی
۱۲۲	بررسی تغییرات میزان و توزیع بارندگی‌های حدی و تأثیر آن بر روند تغییرات شاخص NDVI در جنوب شرقی ایران مائده نصری، محمد رحیمی، فرزانه حدادی، هادی جلیلی، علی اکبردماوندی
۱۳۶	چارچوب گذار به شهری حساس به آب، مروری بر تجربیات و اقدامات استرالیا رخشید خانعلی‌پور، محمد طلعتی، ثمانه توکلی امینیان، سیده سعیده شرافت، فریباقنبری
۱۴۸	بررسی عوامل موثر بر رفتار صرفه جویی در مصرف آب علیرضا جهانفکر، علیرضا رجبی‌پور، مهدی
۱۶۰	بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی با به کارگیری الگوریتم خفاش سعید محمد حسینی، امیرپویا صراف، بابک امین‌نژاد

سرمقاله

آب، آلاینده‌ها وسلامت



دکتر کاظم اسماعیلی
عضو هیئت تحریریه

زیرزمینی، مخازن و آب‌های زیرزمینی می‌شوند. آلودگی آب زمانی رخ می‌دهد که آلاینده‌ها با این منابع آبی مخلوط شوند. نگاهی به وضعیت منابع آبی در نقاط مختلف کشور از شمال تا جنوب و از شرق تا غرب نشان می‌دهد که توسعه آلودگی در منابع آبی همواره رو به افزایش است. در عین حال در هر منطقه‌ای نوع آلودگی غالب ممکن است تفاوت داشته باشد، اما در مجموع شرایط آب‌های مورد استفاده نامطلوب است. انواع آلودگی عبارتند از:

● **زباله‌های صنعتی:** بسیاری از فعالیت‌های صنعتی مانند اکتشاف و بهره‌برداری از معادن و به خصوص معادن فلزات گران‌قیمت مانند طلا، میزان قابل توجهی از فلزات سنگین و مواد آلوده‌کننده را به طبیعت وارد می‌کنند. صنایع، خاک، هوا و آب را آلوده می‌کنند.

● **آلودگی نفتی** ناشی از نشت نفت در مناطق نفت‌خیز یا واژگونی نفت‌کش‌ها و سرنگونی نفت‌کش‌ها در محیط‌های آبی که به‌طور گسترده‌ای موجب از بین رفتن آبزیان و پرندگان دریایی می‌شوند.

● **آلودگی میکروپلاستیک‌ها:** سالانه گونه‌های متعددی از حیات دریایی پس از مصرف پلاستیک یا گرفتار شدن در آن می‌میرند. این موضوع به‌عنوان یکی از معضلات جهانی در بخش محیط‌زیست شناخته شده و کشورهای توسعه

آلودگی منابع آب یکی از معضلات رو به فزونی است که کمبود آب، آن را تحت الشعاع قرار داده است. در بسیاری از نقاط جهان به دلیل کمبود آب سالم جان انسانها در خطر می‌باشد. کمیت آب یک معضل آنی است، اما مشکل آلودگی در طولانی‌مدت نمایان می‌گردد. توجه به مسئله آلودگی منابع آبی هرچند که بسیار پراهمیت است، اما مشاهدات، گسترش و نابودی منابع آب تجدیدپذیر و غیره را نشان می‌دهد. در بسیار از مناطق جهان تلاش‌ها برای افزایش کیفی منابع آب محدود که در اختیار مردم قرار دارد، چندان پررنگ نیست. براساس آمار سازمان بهداشت جهانی طبق تحلیلی که بر اساس ۶۲۵ مطالعه جمع‌آوری شده از ۶۳ کشور نشان می‌دهد، کیفیت آب جهان به دلیل رشد مناطق شهری رو به وخامت گذاشته است. آمار رو به افزایش بروز بیماری‌های مختلف در اقصی نقاط جهان بهترین دلیل افزایش آلودگی منابع آبی است و خود دلیل روشنی به موارد یاد شده می‌باشد.

سازمان بهداشت جهانی^۱ (WHO) می‌گوید آب آلوده، آبی است که ترکیب آن به حدی تغییر کرده که غیرقابل استفاده شده باشد. آلودگی منابع آبی تأثیر منفی بر استفاده از آن‌ها دارد، که معمولاً نتیجه فعالیت‌های انسانی است، هرچند عامل زمین‌زاد در این مسئله را نباید نادیده گرفت. منابع آبی شامل دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، اقیانوس‌ها، سفره‌های آب

1. World Health Organization

یافته در صدد ارائه راهکارهای مناسب در این زمینه بوده و پیشرفت‌های خوبی در این زمینه داشته‌اند.

● **فاضلاب:** یکی از موارد آلوده‌کننده است که گریبان‌گیر بیشتر نقاط کشور می‌باشد. فاضلاب به صورت تصفیه نشده یا غیرقابل استفاده به اکوسیستم‌های مختلف باز می‌گردد و آلودگی روزانه رخ می‌دهد، متأسفانه در مناطق شمالی کشور به‌خصوص استان گیلان و مازندران این موضوع از ویژگی خاصی برخوردار است. ورود فاضلاب خانگی به‌طور مستقیم به دریای خزر و یا تالاب انزلی شرایط را به‌گونه‌ای نموده که استانداران این استان‌ها فریادشان از این شرایط نامطلوب بلند شده، اما مسئولان به این موارد، توجه لازم نشان نمی‌دهند. مسئله ورود فاضلاب تصفیه نشده به طبیعت مختص یک نقطه از کشور نیست. در شمال و جنوب‌غرب و شرق دست اندرکاران محیط‌زیست همواره به‌عنوان یکی از معضلات محیط‌زیستی آن‌را معرفی نموده‌اند.

● **رواناب آفت‌کش‌ها و کودها:** این اصطلاحی است که آب ناسالم جاری از زمین‌های کشاورزی را در نتیجه آبیاری، باران یا برف ذوب شده، توصیف می‌کند. این نوع آلودگی در نقاطی از کشور که فعالیت کشاورزی انجام می‌شود، تقریباً وجود دارد. در برخی مناطق کشور، دو نوبت کشت در سال انجام می‌شود، مانند مناطق شمالی. کشت نوبت دوم برنج خود سبب ورود آلودگی بیشتر به منابع آب زیرزمینی می‌شوند. در مناطق جنوبی کشور مانند بوشهر، بالا بودن شوری آب موجب شده که آب مورد استفاده در بخش کشاورزی به‌دلیل کاهش منابع آب شیرین، توسط سیستم‌های آب‌شیرین‌کن تصفیه شده و کیفیت آن بهبود یابد، اما شیرابه آن به اکوسیستم برگشت داده می‌شود که بر حیات دریایی و شوری منابع آبی تأثیر گذاشته و به طبع آن، زندگی و اقتصاد ساحل‌نشینان در این مناطق همواره با معضلات زیادی روبرو است.

● **آلودگی رادیواکتیو:** زباله‌های رادیواکتیو می‌توانند هزاران سال در محیط‌زیست باقی بمانند و پاکسازی آن‌ها بسیار چالش برانگیز است.

این سوال بسیار مهمی است که چرا و به چه دلیل آلودگی منابع آب در برخی نقاط جهان و نیز در کشور ما در حال گسترش و زیاد شدن است، اما در برخی مناطق جهان در حال کنترل یا کاهش آلودگی است.

بطور جد پاسخ به این سوال نیاز به یک نگاه کاملاً تخصصی دارد که متخصصین مختلف در زمینه‌های متفاوت، باید در یک همفکری و جمع‌بندی به یک راه حل و تدوین یک مسیر روشن برسند.

و پاسخ کوتاه آن: سیستم مدیریت و حکمرانی در این مسئله بسیار با اهمیت بوده و باید مورد توجه قرار گیرد.

مسلماً اگر بخواهیم موضوع آلودگی منابع آبی را بطور ریشه‌ای مورد تجزیه و تحلیل قرار دهیم، در این مقدمه کوتاه نمی‌گنجد، اما اگر تلاش آن باشد که فهرست‌وار برخی دلایل که موجب رسیدن به شرایط و وضعیت کنونی شده است را برشمیریم، تا حدودی از منظر علمی بتوان پاسخگوی سوال مورد نظر بود.

۱. برنامه‌ریزی در منابع آب بدون آینده‌نگری (عدم رعایت توسعه پایدار، تقریباً تمامی مشکلات و معضلات در بخش‌های مختلف اقتصادی و توسعه‌ای مربوط به همین عبارت ساده است که در جهت توسعه پایدار تصمیم‌گیری نشده و نمی‌شود)

۲. تخصیص بیش از حد منابع آبی

۳. عدم سرمایه‌گذاری در بخش کیفی آب

۴. عدم جمع‌آوری و در اختیار قرار ندادن اطلاعات و داده در زمینه‌های مختلف کیفی به متخصص‌ها و پژوهش‌گران

۵. عدم اعتماد به کارهای پژوهشی و نتایج بدست آمده از این فعالیت‌ها

۶. عدم اصلاح و تکمیل قوانین بازدارنده

۷. عدم استفاده از متخصصین مورد نیاز در جایگاه مناسب

۸. عدم اختصاص بودجه کافی به طرح‌های مربوط به زیرساخت‌های کیفیت آب، مانند ساخت تصفیه‌خانه‌ها یا پایش منابع آبی ساکن، مانند تالاب‌ها و رودخانه‌ها

۹. نامحرم دانستن متخصصین و پژوهشگران بخصوص دانشگاهیان و مراکز پژوهشی در دستیابی به اطلاعات در این زمینه.

۱۰. عدم حمایت کافی از گروه‌های مردم نهاد که با دغدغه‌مندی در پی جلوگیری و رفع مشکلات در زمینه‌های مختلف هستند، از طریق تصویب قوانین و آیین‌نامه‌های لازم.

۱۱. بطور کلی همه موارد نقش حکمرانی در منابع آبی کشور را به خوبی نشان می‌دهد که حاکی از بی‌کفایتی، عدم نظارت کافی بر اجرای طرح‌ها و عدم بازخواست و بدون جزاء ماندن مسئولان تصمیم‌گیر است که تصمیمات آن‌ها در دوره‌های مختلف، سرنوشت منابع آبی کشور را به اینجا رسانده است.

آخر کلام، حل مسئله آلودگی آب و مهار عواقب محیط‌زیستی آن بر اکوسیستم، با انتخاب مسیر درست، کاملاً ممکن و در دسترس است؛ و فقط نیازمند عزم حکمرانی و جدیت وافی و کافی است.

نقش نهاد قضایی در مدیریت بحران‌های آب و سلامت عمومی با تأکید بر جایگاه مدعی‌العموم



محمد بخشی محبی
دکتری حقوق جزا و جرم‌شناسی

چکیده

نقش نه تنها جنبه حقوقی، بلکه کارکرد تنظیم‌گر و بازدارنده دارد که می‌تواند خلأ موجود در نظام حکمرانی آب را تا حدودی پوشش دهد.

جایگاه حقوقی نهاد قضایی در حفاظت از منابع آب

نظام حقوقی ایران، به‌ویژه در سال‌های پس از انقلاب، مواد و اصول متعددی را برای حفاظت از منابع آب و محیط‌زیست در نظر گرفته است. مهم‌ترین این مبانی، عبارت‌اند از:

- اصل پنجاهم قانون اساسی که حفاظت از محیط‌زیست را وظیفه‌ای عمومی و الزام‌آور می‌داند.
 - ماده ۶۸۸ قانون مجازات اسلامی که تهدید علیه بهداشت عمومی از طریق هر نوع آلودگی را جرم تلقی کرده و نهاد قضایی را ملزم به ورود می‌داند.
 - قانون حفاظت، احیاء و مدیریت تالاب‌ها (مصوب ۱۳۹۶)
 - آیین‌نامه حمایت از حقوق عامه (۱۳۹۷) که حوزه صلاحیت قضات در ورود به پرونده‌های زیست‌محیطی را تقویت می‌کند.
- بر این اساس، دستگاه قضایی واجد اختیار قانونی برای مداخله در بحران‌های آبی است، به‌ویژه زمانی که منافع جمعی در معرض تهدید بوده یا نهادهای اجرایی توان یا اراده مداخله مؤثر ندارند.

مدعی‌العموم به‌مثابه تنظیم‌گر مدیریت بحران‌های

آبی: تجربیات موردی

۱. کشف‌رود مشهد

رودخانه کشف‌رود، که در گذشته یکی از منابع حیاتی جریان

بحران‌های فزاینده در حوزه منابع آب کشور، ابعاد فرابخشی و تهدیداتی عمیق برای سلامت عمومی، محیط‌زیست و توسعه پایدار رقم زده‌اند. در شرایطی که ظرفیت‌های اجرایی دستگاه‌های متولی کفایت پاسخگویی به این بحران‌ها را ندارد، ورود نهادهای نظارتی و قضایی، به‌ویژه مدعی‌العموم، در چهارچوب قوانین موضوعه از جمله مواد ۴۶ قانون توزیع عادلانه آب و ۶۸۸ قانون مجازات اسلامی، می‌تواند نقش مؤثری در کنترل و اصلاح فرآیندهای مخرب ایفا کند. مقاله حاضر با رویکرد تحلیلی و بررسی چند تجربه میدانی، به نقش این نهاد در مواجهه با تخلفات و بحران‌های آبی پرداخته و ظرفیت‌های قانونی موجود را تبیین می‌کند.

مقدمه

در سال‌های اخیر، نشانه‌های بحران کمی و کیفی آب در ایران، به‌ویژه در مناطق شرقی، مرکزی و شمالی، به‌وضوح نمایان شده است. از کاهش شدید ذخایر سفره‌های آب زیرزمینی تا آلودگی گسترده منابع سطحی، و حتی زیرزمینی، طیف وسیعی از تهدیدات متوجه پایداری اکولوژیکی، سلامت جمعی و امنیت غذایی کشور شده‌اند. این بحران‌ها، به‌دلیل ماهیت فرابخشی و تأثیرات آبی و بلندمدت، نیازمند مداخله نهادهایی فراتر از دستگاه‌های اجرایی متعارف هستند.

یکی از ظرفیت‌های مؤثر اما کمتر به‌کار گرفته‌شده در این حوزه، ورود نهاد قضایی و به‌طور خاص مدعی‌العموم، در راستای حفظ حقوق عامه و پیشگیری از تضييع منابع طبیعی است. این

حمایت از حقوق عامه و قانون توزیع عادلانه آب، اقدام به صدور دستور پلمب چاه‌ها و پیگیری مسئولیت صنایع پرمصرف کرد. این ورود، مانعی در مسیر گسترش بحران و اقدامی اصلاحی برای کنترل منابع بود.

تحلیل عملکرد نهاد قضایی و ظرفیت‌های تقویت‌شده

بررسی موارد فوق نشان می‌دهد که نقش قضایی در مدیریت بحران آب، از سطح واکنش به تخلف، فراتر رفته و وارد مرحله تنظیم‌گری شده است. درواقع، نهاد قضایی در غیاب یا ضعف عملکرد دستگاه‌های اجرایی، می‌تواند به مثابه ضامن عدالت زیست‌محیطی و حافظ منابع حیاتی عمل کند. این الگو در صورتی که با پشتیبانی ساختاری و نهادی تقویت شود، می‌تواند به بازوی مکمل حکمرانی آب در کشور تبدیل شود.

پیشنهادهای سیاستی برای تقویت این نقش

۱. ایجاد کارگروه‌های قضایی - محیط‌زیستی استانی با حضور دادستان، نماینده وزارت نیرو و سازمان حفاظت محیط‌زیست
۲. تدوین دستورالعمل‌های تخصصی برای ورود مدعی‌العموم در حوزه آب و محیط‌زیست
۳. توسعه نظام گزارش‌دهی عمومی و تخصصی به نهاد قضایی درباره تخلفات آبی و آلاینده‌ها
۴. ایجاد سامانه هوشمند رصد تخلفات آبی با دسترسی مشترک برای دادستانی و نهادهای متولی
۵. تقویت ظرفیت حقوقی سازمان‌های مردم‌نهاد برای طرح شکایات زیست‌محیطی در محاکم صالحه

نتیجه‌گیری

آنچه از تجربه ورود نهاد قضایی در بحران‌های آبی برمی‌آید، اثربخشی آن در توقف روند تخریب، آغاز فرآیند اصلاح، و حمایت از سلامت عمومی است. مواد ۲، ۴۵ و ۴۶ قانون توزیع عادلانه آب، به عنوان رکن اصلی این ورود، به همراه سایر مقررات قانونی، چارچوب حقوقی لازم را فراهم آورده است. با این حال، استفاده نظام‌مند، تخصصی و هماهنگ از این ظرفیت، نیازمند هم‌افزایی میان قوه قضاییه، نهادهای اجرایی و جامعه کارشناسی آب کشور است. تقویت نقش مدعی‌العموم در حکمرانی منابع آب، به‌ویژه در شرایط بحران، نه یک انتخاب، بلکه ضرورتی برای نجات منابع حیاتی کشور است.

سطحی در شرق کشور بود، با ورود فاضلاب‌های شهری و پساب‌های صنعتی، به شدت آلوده شد. با وجود هشدارهای کارشناسان، فقدان اقدام مؤثر از سوی متولیان، باعث شد که دادستان وقت مشهد با استناد به ظرفیت‌های قانونی و حمایت مطالبه‌گری سازمان‌های مردم‌نهاد و رسانه ورود نماید. صدور اخطاریه‌ها، بازخواست از مدیران محلی و الزام به اجرای طرح بازپیرایی مسیر رودخانه، بخشی از آثار مداخله قضایی در این پرونده بود.

۲. چرم‌شهر مشهد

به گواهی گزارش‌های کمیسیون بهداشت در نقاط مختلفی از کشف‌رود، فعالیت گسترده دباغی‌ها و صنایع چرم، بدون تصفیه مؤثر، منجر به آلودگی شدید منابع زیرزمینی می‌شد. بدین جهت و با ارائه، بررسی و بازخورد به گزارش‌های مردمی، در نهایت مدعی‌العموم با اتکا به ماده ۶۸۸ قانون مجازات اسلامی و همچنین ماده ۱۱ قانون حفاظت و بهسازی محیط‌زیست، اقداماتی را جهت صیانت از حقوق عامه به انجام رسانید. در ادامه ضمن تکلیف به آموزش و اطلاع‌رسانی و در نهایت تجمیع و ساماندهی، چند واحد آلاینده پلمب و تصفیه‌خانه مرکزی مکلف به ارتقاء عملکرد شد. این مداخله نه تنها نقش پیشگیرانه داشت، بلکه توانست امکان روند اصلاح زیرساخت‌های صنعتی را تسریع کند.

۳. هامون سیستان

تالاب هامون، یکی از مهم‌ترین زیست‌بوم‌های آبی کشور، در نتیجه برداشت‌های غیرمجاز، خشکسالی و ممانعت از ورود حقایق از کشور همسایه، به وضعیت بحرانی رسید. دستگاه قضایی زایل ورود پیدا کرده و با صدور احکام قضایی علیه متجاوزان و برداشت‌کنندگان غیرقانونی از رودخانه‌های ورودی، نقش کلیدی در حفاظت از باقیمانده تالاب ایفا نمود.

۴. تالاب انزلی

تالاب بین‌المللی انزلی، به دلیل انباشت رسوبات، فاضلاب‌های شهری و ساخت‌وسازهای بی‌ضابطه در حریم آن، دچار زوال زیست‌محیطی شد. در این زمینه، دادستان بندر انزلی با استناد به قانون حفاظت تالاب‌ها و همکاری با متولیان آن از جمله آب منطقه‌ای و سازمان محیط‌زیست، پروژه لایروبی و تخریب ساخت‌وسازهای غیرمجاز را به جریان انداخت. این ورود، نقش بازدارنده‌ای در توسعه تجاوز به بستر تالاب ایفا کرد.

۵. زرنده کرمان

در زرنده، حفر چاه‌های غیرمجاز و برداشت بی‌رویه از منابع زیرزمینی، منجر به فرونشست زمین و افت جدی سطح سفره‌ها شد. دادستان این شهرستان، با تکیه بر آیین‌نامه

Article Type

Technical paper

فنی و ترویجی

نوع مقاله

Sand Filtration Performance as a Nature-based Approach for Water Treatment

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

1, 2- Ph.D. Graduate and Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. 3- Research Expert, Inland Water Aquaculture Research Institute, National Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Bandar Anzali, Iran.

Corresponding Author Email: alirezaradkhah@ut.ac.ir

Received ➤ 15-06-2024
Revised ➤ 28-08-2024
Accepted ➤ 14-09-2024
Available Online ➤ 01-06-2025

Abstract

Today, healthy drinking water has become an important problem in many countries around the world. Therefore, the United Nations considers attention to this issue a necessity for achieving the Sustainable Development Goals. Although, currently, various physical, chemical, and biological methods are used to purify water in many parts of the world, however, the use of easy, cheap, and efficient methods has a special priority in developing countries. Today, one of the most efficient and cheapest methods to achieve high-quality water is to promote the use of slow sand filters (SSF), which have been developed in a way inspired by nature. The present study was conducted with the aim of investigating the different aspects of using this method and its efficiency in water purification. The literature review showed that designing simple, low-cost, and effective sand filtration systems, especially in rural areas without access to advanced water purification equipment, is a key challenge. Given this information, sand filtration can be used as a nature-based approach for water purification in various countries, especially developing and less developed countries.

Keywords: Sand Filters, Water Treatment, Bacteria, Viruses, Developing Countries.

کارایی فیلتراسیون شنی به عنوان یک رویکرد مبتنی بر طبیعت برای تصفیه آب

علیرضا رادخواه^{۱*}، سهیل ایگدری^۲، هادی پورباقر^۲، اسماعیل صادقی نژادماسوله^۳

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته دکتری و دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. ۳- مربی پژوهشی، پژوهشکده آبی پروری آب های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرانزلی، ایران.

E-Mail: alirezaradkhah@ut.ac.ir

رایانامه نویسنده مسئول: E-Mail: alirezaradkhah@ut.ac.ir
تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۳/۲۶
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۶/۰۷
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۰۶/۲۴
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۱۱

چکیده

امروزه تامین آب آشامیدنی سالم به یک معضل مهم در بسیاری از کشورهای جهان تبدیل شده است. از این رو، سازمان ملل توجه به این مسئله را امری ضروری در جهت رسیدن به اهداف توسعه پایدار می داند. اگرچه، در حال حاضر، از روش های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی به منظور تصفیه آب در بسیاری از نقاط جهان استفاده می شود، اما با این حال، بهره گیری از روش های آسان، ارزان و کارآمد اولویت ویژه ای در کشورهای در حال توسعه دارد. امروزه، یکی از کارآمدترین و ارزان ترین روش ها برای دستیابی به آب باکیفیت، ترویج استفاده از فیلترهای شنی کند (SSF) است که به نوعی با الهام گیری از طبیعت توسعه یافته اند. پژوهش حاضر با هدف بررسی ابعاد مختلف استفاده از این روش و میزان کارایی آن در تصفیه آب انجام شده است. مرور منابع علمی مختلف نشان می دهد طراحی سیستم های فیلتراسیون شنی ساده، کم هزینه و مؤثر، به ویژه در مناطق روستایی فاقد دسترسی به تجهیزات پیشرفته تصفیه آب، یک چالش کلیدی است. با توجه به این اطلاعات، فیلتراسیون شنی می تواند به عنوان یک رویکرد مبتنی بر طبیعت برای تصفیه آب در کشورهای مختلف به ویژه کشورهای در حال توسعه و کم تر توسعه یافته مورد استفاده قرار گیرد.

واژه های کلیدی: فیلترهای شنی، تصفیه آب، باکتری ها، ویروس ها، کشورهای در حال توسعه.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Radkhah, A.R., Eagderi, S., Poorbagher, H., & Sadeghinejad Masouleh, E. (2025). Sand Filtration Performance as a Nature-based Approach for Water Treatment. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 6-13. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2406-1336>

آلاینده‌های ناشی از پساب قرار دارند. این مسئله به طور ویژه در کشورهای در حال توسعه که پساب آن‌ها اغلب قبل از تخلیه در محیط به‌درستی تصفیه نمی‌شود، اهمیت ویژه‌ای دارند (رادخواه و ایگدری، ۱۴۰۲). با توجه به این موضوع، استفاده از رویکردهای آسان و ارزان قیمت از قبیل فیلتراسیون شنی (SSF) برای تصفیه آب در کشورهای در حال توسعه از جمله ایران، امری مهم و ضروری تلقی می‌شود. از این‌رو، پژوهش حاضر با هدف بررسی نقش فیلتراسیون شنی و کارایی آن به عنوان یک رویکرد مبتنی بر طبیعت در فرآیند تصفیه آب به اجرا درآمد.

الزامات فیلترشنی کند

به طور کلی، می‌توان بین فیلتر شنی سریع و کند در تصفیه آب تمایز قائل شد. در فیلترهای شنی کند (SSF) قطر موثر اندازه ذرات $0/15$ تا $0/35$ میلی‌متر و ضریب یکنواختی $1/5$ تا 3 می‌باشد، درحالی که اندازه موثر ذرات برای به دام انداختن در فیلترهای سریع بیشتر از $0/55$ میلی‌متر و ضریب یکنواختی کمتر از $1/5$ است (Arndt و Wagner، ۲۰۰۴). نرخ فیلتراسیون آب در فیلترهای سریع بین 4 تا 21 متر در ساعت و در فیلترهای کند از $0/1$ تا $0/4$ متر در ساعت متغیر می‌باشد (Maiyo و همکاران، ۲۰۲۳). تفاوت بین این دو روش تنها در میزان فیلتراسیون نیست، بلکه مهم‌تر از همه در فناوری تصفیه آب می‌باشد.

بسیاری از کشورهای در حال توسعه با مشکلات جدی در زمینه دسترسی به آب سالم و سیستم‌های کارآمد تصفیه آب روبه‌رو هستند. عوامل اصلی این مشکلات شامل کمبود بودجه، استفاده از فناوری‌های منسوخ، زیرساخت‌های ناکافی و در برخی موارد، مدیریت نادرست منابع آبی است (Radkhah و Eagderi، ۲۰۲۰؛ Radkhah و همکاران، ۲۰۲۰). در تعداد زیادی از این کشورها، تنها بخش کوچکی از مردم (کمتر از نیمی از جمعیت) می‌توانند از آب آشامیدنی سالم استفاده کنند. در برخی مناطق، به‌ویژه در آفریقا و بخش‌هایی از آسیا، افراد ناگزیر از مصرف آب‌های آلوده به عوامل بیماری‌زا و مواد سمی هستند که نتیجه آن، گسترش بیماری‌های خطرناکی مانند وبا و اسهال خونی می‌باشد (WHO، ۲۰۲۳). با این حال، استفاده از روش‌های ساده مانند فیلترهای شنی یا کلرزنی می‌تواند به‌طور قابل توجهی از گسترش بیماری‌های ناشی از آب آلوده جلوگیری نماید.

تاکنون فیلترهای شنی در ابعاد گوناگون و با استفاده از مواد مختلف در نقاط مختلف جهان به‌ویژه کشورهای کمتر توسعه

امروزه با توجه به افزایش جمعیت و تغییرات اقلیمی، تامین آب آشامیدنی سالم به یک چالش بزرگ جهانی تبدیل شده است. علاوه‌براین، توسعه سریع صنعت و آلاینده‌های نوظهور، خطر آلودگی آب توسط مواد مضر برای سلامت انسان را افزایش می‌دهد. بر طبق آمار سازمان جهانی بهداشت^۱ (WHO)، در سال ۲۰۲۴، تقریباً ۳۰ درصد از جمعیت جهان هنوز به منبع آب آشامیدنی سالم دسترسی ندارند، در حالی که حدود ۱۵۸ میلیون نفر در جهان آب آشامیدنی را مستقیماً از منابع آب سطحی جمع‌آوری می‌کنند (WHO، ۲۰۲۳). دسترسی به آب آشامیدنی سالم، یک مسئله کلیدی در جوامع روستایی کشورهای در حال توسعه می‌باشد (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰ الف، رادخواه و صادقی نژاد ماسوله، ۱۴۰۰)، به طوری که سازمان یونسف (UNICEF) گزارش می‌دهد که ۸۰ درصد از مردم جهان، بدون دسترسی به منابع آب آشامیدنی سالم در مناطق روستایی زندگی می‌کنند (Maiyo و همکاران، ۲۰۲۳).

فیلتراسیون شنی کند^۲ (SSF) از گذشته به عنوان یکی از مهم‌ترین روش‌های تصفیه آب برای آشامیدن و ریشه‌کن کردن مشکلات مرتبط با بهداشت آب مطرح بوده است (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰ ب). این فیلترها که به نوعی با الهام‌گیری از طبیعت توسعه یافته‌اند، به دلیل کارایی و هزینه پایینی که دارند، هنوز به عنوان یک رویکرد موثر برای تامین آب آشامیدنی سالم در کشورهای در حال توسعه مورد توجه قرار می‌گیرند. فیلتراسیون شنی (SSF) توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده^۳ (USEPA) و سازمان جهانی بهداشت (WHO) به عنوان روشی ارزان و قابل اعتماد برای تامین آب آشامیدنی سالم شناخته شده است. از این‌رو، این روش همچنان در مناطق روستایی و حتی در برخی از شهرهای بزرگ جهان برای تامین آب آشامیدنی باکیفیت مورد استفاده قرار می‌گیرد (Abdiyev و همکاران، ۲۰۲۳). از ویژگی‌های شاخص روش SSF می‌توان به ساختار ساده، مصرف پایین انرژی، نرخ پایین فیلتراسیون، عدم نیاز به پیش‌تصفیه شیمیایی آب و امکان تمیز کردن ایه‌های فیلتر به طرز آسان اشاره کرد. با این حال، تنها حدود نیم میلیون نفر در کشورهای در حال توسعه در حال حاضر از فیلتر شنی کند (SSF) برای تامین آب باکیفیت استفاده می‌کنند (Abdiyev و همکاران، ۲۰۲۳).

امروزه آب‌های سطحی و زیرزمینی به طور فزاینده تحت تأثیر

یافته و در حال توسعه ساخته شده‌اند. در شکل (۱-الف) نمونه‌ای از فیلتر شنی کُند در مقیاس کوچک در کشور کنیا (یکی از کشورهای کمتر توسعه یافته) نشان داده شده است که در ساخت آن از پلاستیک استفاده شده است. در مقابل، انواع دیگری از فیلترهای شنی کُند در مقیاس بزرگ (شکل ۱-ب) همراه با یک محفظه فیلتری عظیم نیز وجود دارند که در کشورهای کمتر توسعه یافته جهان از جمله مناطق آفریقایی مانند رواندا (دارای مرز مشترک با کشورهای تانزانیا، کنگو، بوروندی و اوگاندا) مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرند.

فیلتراسیون شنی کُند (SSF) به روش‌های بیولوژیکی تصفیه آب اشاره دارد، اگرچه فیلتر کردن همچنین به جداسازی مکانیکی و شیمیایی ذرات پراکنده نیز مرتبط می‌باشد (Islam و همکاران، ۲۰۲۱). فیلتراسیون سریع یک روش کاملاً مکانیکی برای تصفیه آب است. فیلترهای شنی سریع، ذرات معلق و نسبتاً بزرگ را حذف می‌کنند.

فیلترهای شنی سریع می‌توانند با نیروی جاذبه یا فشار عمل کنند. فیلتر شنی کُند (SSF) شیوه‌ای موثر برای حذف آلودگی‌های میکروبی و باکتری‌ها می‌باشد (Trikanad و همکاران، ۲۰۲۳). در این سیستم، ذرات معلق عمدتاً در قسمت بالایی لایه شنی که تحت عنوان "لایه نگهدارنده" یا "schmutzdecke" شناخته می‌شود، به دام می‌افتند (Haig و همکاران، ۲۰۱۱). میکروارگانیسم‌های هوازی غیر بیماری‌زا که روی سطح فیلتر شنی رسوب می‌کنند، می‌توانند مواد آلی را که با آب ورودی وارد فیلتر می‌شوند، متابولیزه کنند. این میکروارگانیسم‌ها قادر به حذف باکتری‌ها و ویروس‌های موجود در آب می‌باشند (Nyberg، ۲۰۱۱).

فیلترهای شنی مزایای بسیاری نسبت به سایر روش‌های تصفیه آب نشان می‌دهند. این روش‌ها نیازی به معرف‌های شیمیایی و متخصصان واجد شرایط ندارند؛ کار با آن‌ها آسان است و نیاز کمی به تعمیر و نگهداری و نیروی انسانی دارند. از طرف دیگر، فیلترهای شنی نیاز به سرمایه و هزینه زیادی برای راه‌اندازی ندارند (Haig و همکاران، ۲۰۱۱).

با توجه به موارد ذکر شده، فیلتراسیون شنی کاربرد گسترده‌ای در مناطق روستایی برای تامین آب آشامیدنی باکیفیت پیدا کرده است. با این حال، محدودیت‌هایی نیز در این مسیر وجود دارد، به عنوان مثال، فیلتراسیون شنی برای تصفیه آب با کدورت بیشتر از ۵ NTU توصیه نمی‌شود (NTU واحد کدورت نفلومتری می‌باشد)، زیرا کدورت بالا می‌تواند منجر به گرفتگی فیلتر و در نتیجه کاهش عمر آن شود (Ebrahimi و همکاران، ۲۰۱۴). برای کاربرد موفقیت‌آمیز فیلتراسیون شنی، به‌غیر از کدورت باید محتوای کلروفیل در آب نیز کمتر از ۰/۰۵ میکروگرم در لیتر باشد (Logsdon و همکاران، ۲۰۰۲؛ Abdiyev و همکاران، ۲۰۲۳). آهن و منگنز نباید به ترتیب از ۰/۳ و ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر تجاوز کنند. علاوه‌براین، مقدار فلزات سنگین محلول، آفت‌کش‌ها و رنگ‌ها باید حداقل باشد (Abdiyev و همکاران، ۲۰۲۳).

در حال حاضر برای تهیه آب آشامیدنی در بسیاری از موارد از روش‌های شیمیایی تصفیه استفاده می‌شود. با این حال، استفاده از روش‌های شیمیایی در تصفیه‌خانه‌ها می‌تواند مشکلاتی را در ارتباط با کمبود متخصصان واجد شرایط و هزینه بالای تجهیزات و معرف‌های شیمیایی مورد استفاده برای تصفیه آب ایجاد کند. این حقایق منجر به این نتیجه می‌شود



ب- فیلتر شنی کُند در مقیاس بزرگ واقع در رواندا در شرق آفریقا



الف- فیلتر شنی کُند در مقیاس کوچک، ساخته شده از پلاستیک واقع در کنیا

شکل ۱- نمونه‌هایی از فیلترهای شنی کُند (SSWM، ۲۰۲۲)

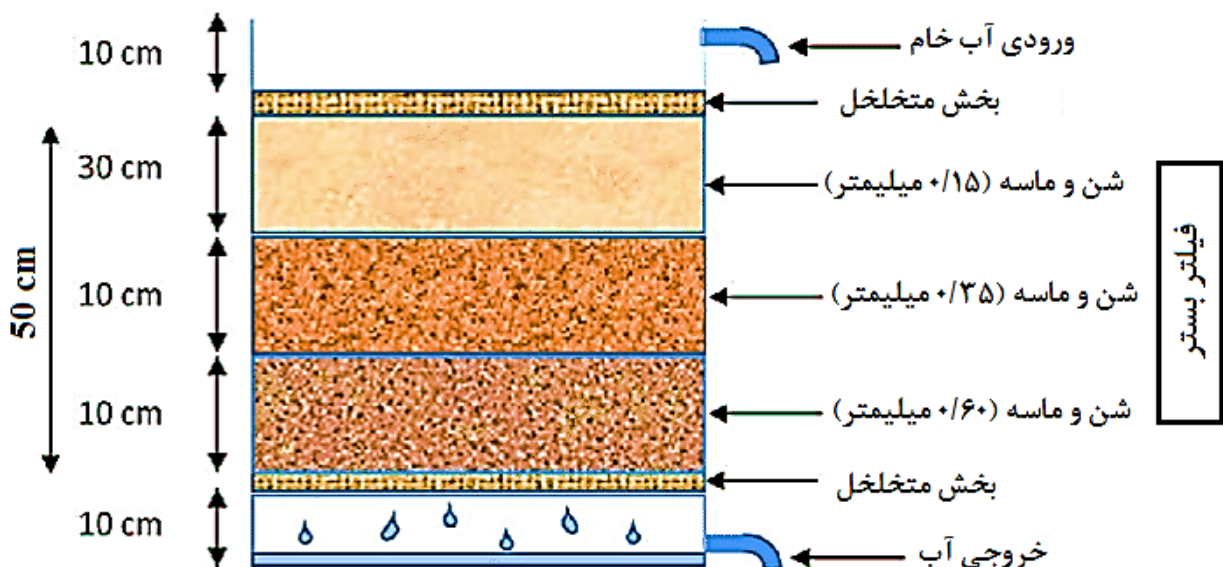
که استفاده از روش‌های غیرشیمیایی اغلب برای تصفیه آب در کشورهای در حال توسعه به ویژه مناطق روستایی مناسب‌تر هستند (Maiyo و همکاران، ۲۰۲۳).

طرح کلی از فیلتر شنی کند (SSF)

فیلترهای شنی سنتی معمولاً مخازنی تا ۶ متر عرض، تا ۶۰ متر طول و متشکل از چهار لایه هستند (شکل ۲). در این فیلترها، فرآیند زهکشی که شامل خروج آب می‌باشد، در کف مخزن صورت می‌گیرد. سیستم زهکشی شامل هدایت آب اضافی به یک سیستم جمع‌آوری است. یک سیستم زهکشی می‌تواند فاضلاب و سایر روان‌آب‌های اضافی را از طریق روش‌هایی مانند لوله‌کشی از محل مورد نظر خارج نماید. در فیلترهای شنی سنتی معمولاً از لوله‌های توخالی یا دال‌های بتنی دارای شکاف به عنوان زهکش استفاده می‌شود. یک لایه نگهدارنده (با ضخامت تقریبی ۰/۵ متر) از سنگریزه یا سنگ خرد شده بر روی سطح زهکشی قرار می‌گیرد. اندازه ذرات لایه پشتیبان می‌تواند از ۲ تا ۳۰ میلی‌متر متغیر باشد. در بالای لایه نگهدارنده، یک لایه فیلتر شنی (با ضخامت ۱۲۵۰-۴۵۰ میلی‌متر) با سطح توسعه یافته و تخلخل بالا قرار دارد. اندازه ذرات شنی می‌تواند از ۰/۲ تا ۲ میلی‌متر متغیر باشد (Abdiyev و همکاران، ۲۰۲۳).

به طور کلی، تحقیقات نشان داده است که لایه شنی با ضخامت ۰/۳ متر برای حذف مناسب کدورت و باکتری‌های گلی‌فرم و لایه شنی با ضخامت ۰/۶ متر برای حذف قابل توجه ویروس

از ترکیب آب کافی است (Poynter و Slade، ۱۹۷۷). تغییر ضخامت لایه شنی بر میزان حذف باکتری‌ها و ویروس‌ها تأثیر می‌گذارد. به عنوان مثال، کاهش ضخامت لایه شنی از ۰/۶ به ۰/۳ متر منجر به کاهش ۰/۰۴ درصدی حذف ویروس فلج اطفال (از ۹۹/۹۸ درصد به ۹۹/۹۵ درصد) شد، درحالی‌که با کاهش ضخامت لایه شنی از ۰/۹۷ به ۰/۴۸ متر، حذف گلی‌فرم به میزان ۲ درصد (از ۹۷ درصد به ۹۵ درصد) تقلیل یافت. بسته به شرایط اقلیمی، مخزن فیلتر را می‌توان در فضای باز یا داخل منازل قرار داد. در طول دوره سرد زمستان، توصیه می‌شود که فرآیند فیلتراسیون در داخل خانه انجام شود، به خصوص در دمای زیر صفر که ممکن است فیلتر اصلاً عمل نکند. با گذشت زمان، با ضخیم شدن بیوفیلم، فیلترهای شنی به تدریج کارایی خود را از دست می‌دهند و سرعت جریان از طریق فیلتر کاهش می‌یابد. در این شرایط، نیاز به بازسازی فیلتر امری ضروری و اجتناب‌ناپذیر است. به عنوان یک قاعده کلی، طول مدت فیلتراسیون شنی کند (SSF) از ۳۰ تا ۶۰ روز می‌باشد، اما گاهی اوقات می‌تواند به بیش از ۱۰۰ روز نیز برسد (Lubarsky و همکاران، ۲۰۲۲). این مدت زمان بستگی به جریان آب در فیلتراسیون و بار آلاینده‌ها دارد. آبی که حاوی گونه‌های جلبکی باشد، می‌تواند منجر به مسدود شدن فیلترهای شنی در دوره‌های زمانی کوتاه شود. این مسئله می‌تواند یک مشکل خاص در کشورهای در حال توسعه باشد چراکه آب‌های سطحی حاوی مواد مغذی هستند (Logsdon و همکاران، ۲۰۰۲).



شکل ۲- طرح شماتیکی از یک فیلتر شنی کند (Sosthene) (SSF) و Gahi، ۲۰۱۸)

Grützmaier و همکاران (۲۰۰۲)، با کاهش سرعت تجزیه بیولوژیکی باکتری‌ها در دمای پایین همراه است. در نهایت، دست‌اندرکاران این پژوهش به این نتیجه دست یافتند که در دماهای متوسط، فیلتراسیون شنی می‌تواند به عنوان یک روش موثر برای حذف میکروسیستین‌ها از ترکیب آب آشامیدنی مورد استفاده قرار گیرد.

در مطالعه‌ای که توسط Rooklidge و همکاران (۲۰۰۵) انجام گرفت، کارایی حذف برخی از مواد ضد میکروبی محلول در آب مانند سولفامتازین، تری متوپریم و لینکومایسین با استفاده از روش فیلتراسیون شنی بررسی شد. در این پژوهش، از ماسه بازالیت به عنوان ماده مناسب در فرآیند فیلتراسیون استفاده شد. بر طبق نتایج، فیلتراسیون شنی اثربخشی قابل توجهی در حذف مواد ضد میکروبی از آب نشان داد، به طوری که در پایان دوره مطالعه (۱۴ روز)، حذف تری متوپریم بیش از ۹۹ درصد، حذف لینکومایسین کمتر از ۲۵ درصد و حذف سولفامتازین کمتر از ۴ درصد از آب آلوده تعیین شد.

Arndt و Wagner (۲۰۰۴) از فیلتراسیون شنی برای حذف انگل *Triactinomyxon actinospores* (Tams) از آب آلوده استفاده کردند. لازم به ذکر است که این گونه انگلی به عنوان یکی از عوامل شایع بیماری در ماهی قزل آلا (*Myxobolus cerebralis*) شناخته می‌شود.

در این مطالعه، ذرات شن با قطر ۰/۱۸۰ میلی‌متر به عنوان ماده فیلتر استفاده شد و عمق لایه فیلتر ۱۷/۸ سانتی‌متر تعیین شد. در نهایت، ماهیان آکواریومی به عنوان گونه هدف مورد هجوم انگل *T. actinospores* قرار گرفتند. در این پژوهش، انگل‌های جدا شده از فیلترهای شنی به سیستم‌های پرورش ماهی انتقال داده شدند و پس از ۶۰ روز، علائم بالینی ماهیان در بین تیمارهای شاهد و تیمارهای مرتبط با فیلترهای شنی بررسی شد. به طور کلی، نتایج نشان داد عفونت ماهیان در تیمار فیلتر شده با شن و ماسه در مقایسه با تیمار شاهد، به میزان ۸۷ درصد کاهش یافته است. بر اساس این یافته‌ها، Arndt و Wagner (۲۰۰۴) به این نتیجه رسیدند که فیلترهای شنی می‌توانند برای حذف انگل *T. actinospores* از سیستم‌های آب استفاده شوند. در جدول (۱)، کارایی حذف فیلترهای شنی در حذف تک یاخته‌ها، باکتری‌ها، ویروس‌ها و آلاینده‌های آلی نشان داده شده است.

فیلترهای شنی کُند (SSF) می‌توانند برای حذف یون‌ها در فرآیند تصفیه آب استفاده شوند. با این حال، ناخالصی‌های شیمیایی در آب وجود دارند که امکان حذف موثر آن‌ها به تنهایی توسط فیلتراسیون شنی امکان‌پذیر نیست. این موارد شامل یون‌های سولفات (SO_4^{2-})، نیترات (NO_3^-)، کلسیم (Ca^{2+})، سدیم (Na^+) و منیزیم (Mg^{2+}) و همچنین سختی آب (تحت تاثیر CaCO_3) می‌باشند (Verma و همکاران، ۲۰۱۷). بر اساس مطالعه Peterson و همکاران (۱۹۹۷)، تصفیه بیولوژیکی بیشتر یون‌های آمونیوم (NH_4^+) را به یون‌های نیترات (NO_3^-) تبدیل می‌کند. علاوه بر این، ذرات کلونیدی پایدار نیز به واسطه فیلتراسیون شنی حذف می‌شوند.

Nitzsche و همکاران (۲۰۱۵) از فیلتراسیون شنی جهت حذف آرسنیک (As)، آهن (Fe) و منگنز (Mn) از ترکیب آب‌های زیرزمینی در مناطق روستایی واقع در کشور ویتنام استفاده کردند. برای این منظور، مواد لازم شامل شن و ماسه از رسوبات موجود در سواحل رودخانه سُرخ جمع‌آوری شدند. بر اساس تجزیه و تحلیل ترکیب جوامع میکروبی، پژوهشگران به این نتیجه رسیدند که فرآیند اکسیداسیون آهن (II) در فیلتراسیون شنی صورت گرفت. علاوه بر این، باکتری‌های اکسید کننده منگنز نقش مهمی در اکسیداسیون منگنز (II) و رسوب اکسید منگنز (III/IV) در یک لایه جداگانه از فیلتر شنی ایفا کردند. تشکیل اکسیدهای منگنز (III/IV) باعث اکسیداسیون غیرزیستی آرسنیک (III) و تثبیت آرسنیک (V) با جذب بر روی اکسیدهای آهن (III) شد. این امر منجر به کاهش قابل توجه غلظت آرسنیک، آهن و منگنز در آب‌های زیرزمینی فیلتر شده شد.

در پژوهش Grützmaier و همکاران (۲۰۰۲)، امکان حذف هپاتوکسین‌های سیانوباکتری (میکروسیستین‌ها) از ترکیب آب استخراج شده از دریاچه‌های برلین با استفاده از روش فیلتراسیون شنی بررسی شد. در این آزمایش که در رابطه با میکروسیستین‌های محلول انجام گرفت، میزان بالایی از حذف میکروسیستین (۹۵ درصد) مشاهده شد. با این حال، با کاهش دما به ۴ درجه سانتی‌گراد، میزان حذف میکروسیستین به ۶۰ درصد کاهش یافت که به گفته

جدول ۱- حذف تک یاخته‌ها، باکتری‌ها، ویروس‌ها و آلاینده‌های آلی با استفاده از فیلترهای شنی (Maiyo و همکاران، ۲۰۲۳)

گروه	عامل	محیط فیلتر (عمق بستر)	کارایی حذف
تک یاخته‌ها	Cryptosporidium parvum	شن ۰/۲۸ میلی‌متر (۱/۵ متر)	$4/7 \log_{10}$
		شن ۰/۳ میلی‌متر	$\log_{10} < 5$
		شن ۰/۲۷ میلی‌متر (۰/۹ متر)	بیشتر از ۹۹/۹۹ درصد
		شن ۰/۳-۰/۲ میلی‌متر (۱/۰۵ متر)	میانگین ۴۸ درصد
	Giardia cysts	شن ۰/۱۶ میلی‌متر	$3 \log_{10}$
		شن ۰/۶۹-۰/۲۹ میلی‌متر (۰/۴۸ تا ۰/۹۷ متر)	بیشتر از ۹۸ درصد
	Phytoplankton	شن ۰/۱۸-۲/۸۳ میلی‌متر (۰/۹ متر)	حداکثر تا ۹۷ درصد
باکتری‌ها	Schistome Cercariae	شن ۰/۴-۰/۱ میلی‌متر (۰/۶ تا ۱/۲ متر)	۸۸-۱۰۰ درصد
	E. coli	شن (۰/۶ متر)	بیشتر از ۹۹/۳ درصد
		شن کمتر از ۱ میلی‌متر (۰/۴۵ متر)	میانگین ۹۴ درصد
		شن ۰/۲۲-۰/۱۹ میلی‌متر (۰/۴۵ متر)	۹۶/۳-۹۷/۹ درصد
		شن ۰/۳-۰/۱۸ میلی‌متر	۹۹/۴ درصد
		شن (۰/۵۵ متر)	بیشتر از ۹۵ درصد
		شن (۰/۵۵ متر)	۷۱-۹۹ درصد
		شن ۰/۳۳-۲/۳ میلی‌متر (۰/۴۵ متر)	۹۷/۸ درصد
		شن ۰/۶۲-۰/۲۹ میلی‌متر (۰/۴۷ تا ۰/۹۷ متر)	۹۸/۴۵-۹۹/۸۴ درصد
	Fecal Coliform	شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۵ متر)	۹۹ درصد
		شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۵ متر)	۰-۹۵ درصد
	Fecal Streptococci	شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۵ متر)	۹۹ درصد
		شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۵ متر)	۰-۹۵ درصد
	ویروس‌های روده‌ای (به عنوان مثال، ویروس فلج اطفال)	شن ۰/۲۷ میلی‌متر (۰/۹ متر)	بیشتر از ۹۹/۸۳ درصد
		شن ۰/۳۰-۰/۲۰ میلی‌متر (۱/۰۵ متر)	میانگین ۹۳ درصد
		شن ۰/۲۷ میلی‌متر (۱/۸ متر)	$1/8 \log_{10}$
ویروس‌ها	Bacteriophage (MS-2)	شن (۰/۶ متر)	میانگین ۹۹ درصد
		شن ۰/۳ میلی‌متر	$2/1 \log_{10}$
		شن (۴ فوت)	۹۹ درصد
		شن ۰/۲۷ میلی‌متر (۱/۸ متر)	$2/5-4/01 \log_{10}$
		شن ۰/۴-۰/۱۵ میلی‌متر (۰/۴۵ متر)	$1-2 \log_{10}$
		شن	$2 \log_{10}$
		شن؛ آهن صفر ظرفیت ۵/۵۴ کیلوگرم	$2 \log_{10}$
		شن؛ ۰/۲۶ کیلوگرم پشم فولاد	$5 \log_{10}$
		۲۲۴ گرم شن؛ آهن ۱۰ درصد	$5 \log_{10}$
		۲۲۴ گرم شن	$1 \log_{10}$

۹۹/۹ درصد	شن (۴ فوت)	Rotavirus surrogate	آلاینده‌های آلی
۵/۲ log _{۱۰}	۲۲۴ گرم شن؛ آهن ۱۰ درصد		
۱/۱ log _{۱۰}	۲۲۴ گرم شن		
۰/۰۵۳ log _{۱۰}	شن ۰/۲۷ میلی‌متر (۰/۵۲ متر)	مواد آلی طبیعی	
۵۴ درصد	شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۵ متر)	اکسیژن مورد نیاز شیمیایی	
۶۵/۸ درصد	شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۲ متر)	کل کربن آلی	
۹۰ درصد	شن ۰/۳ میلی‌متر (۰/۲ متر)	محصولات دارویی	
۹۰/۳ درصد	شن ۰/۴ میلی‌متر (۰/۱ متر)		

نتیجه‌گیری و چشم‌انداز آینده

روش‌های قابل اعتماد و ارزان قیمتی با کارکرد آسان برای تصفیه آب باشند.

از طرف دیگر، با استفاده از این روش‌ها وابستگی فرآیند تصفیه به مواد شیمیایی وارداتی کاهش می‌یابد. از آنجایی که راه‌اندازی و بازسازی فیلترهای شنی توسط نیروی کار غیرماهر نیز امکان‌پذیر می‌باشد، قابلیت استفاده از این فناوری در مناطق مختلف فراهم است. با این حال، انجام تحقیقات بیشتر در رابطه با فیلتراسیون شنی به منظور کاهش بار آلاینده‌های میکروبی به طور ویژه در کشورهای در حال توسعه و کمتر توسعه یافته اهمیت ویژه‌ای دارد.

پژوهش حاضر نشان داد که فیلترهای شنی با حذف باکتری‌ها، ویروس‌ها و مواد شیمیایی برای تولید آب آشامیدنی سالم در جهت رسیدن به اهداف توسعه پایدار بسیار کارآمد هستند. از این رو، استفاده از این روش‌ها از بسیاری جهات می‌تواند به منظور دستیابی به آب آشامیدنی باکیفیت در کشورهای در حال توسعه و کمتر توسعه یافته مناسب باشد.

مطالعات مختلف نشان داده است که اگر چنانچه فیلترهای شنی با استفاده از مواد مناسب و کسب دانش کافی از آلاینده‌های محیط زیستی به درستی طراحی شوند، می‌توانند

منابع

- رادخواه، علیرضا، ایگدری، سهیل، و صادقی‌نژاد ماسوله، اسماعیل. (۱۴۰۰ الف). تجمع فلزات سنگین در ماهیان: تهدیدی جدی برای امنیت غذایی و سلامت جامعه. مجله طب دریا، ۳(۴)، ۲۳۶-۲۴۵. doi: [10.30491/3.4.236](https://doi.org/10.30491/3.4.236)
- رادخواه، علیرضا، ایگدری، سهیل، و صادقی‌نژاد ماسوله، اسماعیل. (۱۴۰۰ ب). 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)، ۸۸-۸۱. doi: [10.22067/jwsd.v8i3.2105.1050](https://doi.org/10.22067/jwsd.v8i3.2105.1050)
- رادخواه، علیرضا، و صادقی‌نژاد ماسوله، اسماعیل. (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)، ۹۰-۷۱. doi: [10.22067/jwsd.v8i2.1019](https://doi.org/10.22067/jwsd.v8i2.1019)
- رادخواه، علیرضا، و ایگدری، سهیل. (۱۴۰۲). کاربرد نانوذرات نقره (Ag-NPs) در میکروبی‌زدایی آب در سیستم‌های پرورش آبزیان و اثرات ناشی از رهائش آن در محیط. نشریه آب و توسعه پایدار، ۱۰(۲)، ۱۲۶-۱۰۹. doi: [10.22067/jwsd.v10i2.2301-1209](https://doi.org/10.22067/jwsd.v10i2.2301-1209)

پی‌نوشت‌ها

1. World Health Organization
2. Slow Sand Filter
3. United States Environmental Protection Agency

- Abdiyev, K., Azat, S., Kuldeyev, E., Ybyraiymkul, D., Kabdrakhmanova, S., Berndtsson, R., Khalkhabai, B., Kabdrakhmanova, A., & Sultakhan, S. (2023). Review of Slow Sand Filtration for Raw Water Treatment with Potential Application in Less-Developed Countries. *Water*, 15(11), 2007. doi: [10.3390/w15112007](https://doi.org/10.3390/w15112007)
- Arndt, R., & Wagner, E. (2004). Rapid and slow sand filtration Techniques and Their Efficacy at Filtering Triactinomyxons of *Myxobolus cerebralis* from Contaminated Water. *North American Journal of Aquaculture*, 66, 261-270. doi: [10.1577/A04-004.1](https://doi.org/10.1577/A04-004.1)
- Ebrahimi, A., Jafari, N., & Abdollahnejad, A. (2014). Application of Iranian natural zeolite and blast furnace slag as slow sand filters media for water softening. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 3, 1-26. doi: [10.4103/2277-9183.139742](https://doi.org/10.4103/2277-9183.139742)
- Grützmacher, G., Böttcher, G., Chorus, I., & Bartel, H. (2002). Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environmental Toxicology*, 17, 386-394. doi: [10.1002/tox.10062](https://doi.org/10.1002/tox.10062)
- Haig, S.J., Collins, G., Davies, R.L., Dorea, C.C., & Quince, C. (2011). Biological aspects of slow sand filtration: Past, present and future. *Water Science & Technology*, 11, 468-472. doi: [10.2166/ws.2011.076](https://doi.org/10.2166/ws.2011.076)
- Islam, M.M., Shahid Iqbal, M., D'Souza, N., & Atikul Islam, M.D. (2021). A review on present and future microbial surface water quality worldwide. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 16(13), 100523. doi: [10.1016/j.enmm.2021.100523](https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100523)
- Logsdon, G.S., Kohne, R., Abel, S., & LaBonde, S. (2002). Slow sand filtration for small water systems. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1(5), 339-348. doi: [10.1139/s02-025](https://doi.org/10.1139/s02-025)
- Lubarsky, H., Fava, N.D.M.N., Souza Freitas, B.L., Terin, U.C., Oliveira, M., Lamon, A.W., Pichel, N., Byrne, J.A., Sabogal-Paz, L.P., & Fernandez-Ibañez, P. (2022). Biological Layer in Household Slow Sand Filters: Characterization and Evaluation of the Impact on Systems Efficiency. *Water*, 14, 1078. doi: [10.3390/w14071078](https://doi.org/10.3390/w14071078)
- Maiyo, J.K., Dasika, S., & Jafvert, C.T. (2023). Slow Sand Filters for the 21st Century: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(2), 1019. doi: [10.3390/ijerph20021019](https://doi.org/10.3390/ijerph20021019)
- Nitzsche, K.S., Weigold, P., Losekann-Behrens, T., Kappler, A., & Behren, S. (2015). Microbial community composition of a household sand filter used for arsenic, iron, and manganese removal from groundwater in Vietnam. *Chemosphere*, 138, 47-59. doi: [10.1016/j.chemosphere.2015.05.032](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.032)
- Nyberg, E. (2011). Ecological Disinfestation: Physical and Biological Characterization of Filtration Substrates for Removing Zoospores of *Phytophthora Nicotianae* from Water. Master's Thesis, Clemson University, Clemson, SC, USA.
- Peterson, H., Broley, T., Sketchell, J., & Corkal, D. (1997). Biological treatment of ground water. *WaterSaskatchewan Research Council*, 97, 1-24.
- Poynter, S.F.B., & Slade, J.S. (1977). The removal of viruses by slow sand filtration. *Progress in Water Technology*, 9, 75-88.
- Radkhah, A.R., & Eagderi, S. (2020). Investigation on the global distribution of invasive fish species, convict cichlid *Amatitlania nigrofasciata* (Perciformes, Cichlidae) over the past years with emphasis on Iranian inland waters. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 22(3), 45-56. doi: [10.2478/trser-2020-0017](https://doi.org/10.2478/trser-2020-0017)
- Radkhah, A.R., Eagderi, S., & Shams, Y. (2020). The Fish Fauna of the Zareh River (Urmia Lake Basin) Downstream Sector-Conservation and Management. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 22(1), 69-80. doi: [10.2478/trser-2020-0005](https://doi.org/10.2478/trser-2020-0005)
- Rooklidge, S.J., Miner, J.R., Kassim, T.A., & Nelson, P.O. (2005). Antimicrobial contaminant removal by multistage slow sand filtration. *Journal of American Water Works Association*, 97, 92-100. doi: [10.1002/j.1551-8833.2005.tb07543.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2005.tb07543.x)
- Sosthene, K.M., & Gahi, N. (2018). Low Cost Filtration of Domestic Wastewater for Irrigation Purpose. *World Journal of Engineering and Technology*, 6, 585-602. doi: [10.4236/wjet.2018.63036](https://doi.org/10.4236/wjet.2018.63036)
- SSWM. (2022). Sustainable Sanitation and Water Management (SSWM), <https://sswm.info> accessed on: 23 August 2022.
- Trikanad, S.A., van Halem, D., Willem Foppen, J., & van der Hoek, J.P. (2023). The contribution of deeper layers in slow sand filters to pathogens removal. *Water Research*, 237, 119994. doi: [10.1016/j.watres.2023.119994](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119994)
- Verma S., Daverey A., & Sharma A. (2017). Slow Sand Filtration for Water and Wastewater Treatment – a Review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47-58. doi: [10.1080/21622515.2016.1278278](https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278)
- WHO. (2023). World Health Organization (WHO). Drinking-water, <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. accessed on: 18 May 2023.

Article Type

Applied Article

بژوهش کاربردی

نوع مقاله

Photocatalytic Degradation of Escherichia coli Bacteria by Graphitic Carbon Nitride: A Comparative Study under Visible Light and Dark Conditions in Aqueous Solutions

A. Nadi¹, M. Bijari², R. Dehghan³, A. Shahbazi^{4*}

1,2,3,4- M.Sc. Student, Ph.D. Student, and Ph.D. Graduate in Environmental Science and Engineering, and Associate Professor, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

Corresponding Author Email: a_shahbazi@sbu.ac.ir

Received ➤ 19-08-2024
Revised ➤ 04-12-2024
Accepted ➤ 22-12-2024
Available Online ➤ 17-06-2025

بررسی عملکرد فتوکاتالیستی کربن نیترید گرافیتی به منظور تخریب باکتری اشریشیا کلی در شرایط مقایسه ای نور مرئی و تاریکی از محلول های آبی

آدین نادی^۱، مهران بیجاری^۲، ریحانه دهقان^۳، افسانه شهبازی^{۴*}

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشجوی دکتری و دانش آموخته دکتری علوم و مهندسی محیط زیست و دانشیار، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

رایانامه نویسنده مسئول: a_shahbazi@sbu.ac.ir

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۵/۲۹
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۱۴
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۱۰/۰۲
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۲۷

Abstract

Microbial disinfection of water involves the inactivation or removal of pathogenic microorganisms. Conventional methods for microbial water disinfection include chemical oxidation using various oxidants such as chlorine, chlorine dioxide, chloramine, and ozone, as well as ultraviolet radiation. Among these, advanced oxidation and photocatalytic disinfection using semiconductor nanomaterials have emerged as a novel approach for eliminating pathogenic bacteria from aqueous solutions. This study aims to investigate the photocatalytic removal of Escherichia coli (E.coli) bacteria using a graphitic carbon nitride photocatalyst synthesized from melamine as a precursor. The synthesis of the photocatalyst was confirmed through X-ray diffraction (XRD), Brunauer-Emmett-Teller (BET) surface area analysis, Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), photoluminescence (PL) spectroscopy, diffuse reflectance spectroscopy (DRS), and field emission scanning electron microscopy (FE-SEM). To evaluate the antibacterial performance of the synthesized photocatalysts, the disk diffusion assay and the determination of bacterial viability on solid media after the photocatalytic process were employed. The results demonstrated that the synthesized photocatalysts exhibited excellent removal efficiency against E.coli under visible light irradiation. Among them, graphitic carbon nitride synthesized at a temperature of 550°C and a nitrogen gas flow rate of 20 mL/min (CN-20) achieved complete removal of E.coli with an initial concentration of 10^7 CFU/mL within 4.5 hours under visible light irradiation.

Keywords: Graphitic Carbon Nitride, Photocatalyst, Disinfection, Escherichia Coli, Visible Light.

چکیده

گندزدایی میکروبی آب به معنای غیرفعال کردن یا حذف میکروارگانیسم های بیماری زا است. روش های متداول و معمول تصفیه میکروبی آب همانند، اکسیداسیون شیمیایی با استفاده از اکسیدان های مختلف مانند کلر، دی اکسید کلر، کلرامین و ازن و حتی استفاده از تابش فرابنفش از روش های رایج حذف عوامل آلاینده هستند. در این میان، یکی از روش های نوین حذف باکتری های بیماری زا از محلول های آبی، روش اکسیداسیون پیشرفته و ضد عفونی کردن فتوکاتالیستی با استفاده از نانومواد نیمه هادی است. هدف از این مطالعه حذف فتوکاتالیستی باکتری اشریشیا کلی (E.coli) با استفاده از فتوکاتالیست کربن نیترید گرافیتی سنتز شده با پیش ماده ملامین است. صحت روش سنتز فتوکاتالیست ها با انجام آنالیزهای طیف سنجی پراش پرتو ایکس (XRD)، تخلخل سنجی (BET)، طیف سنجی مادون قرمز (FT-IR)، طیف سنجی فتولومینسانس (PL) و طیف سنجی بازتابی روبشی (DRS) و همچنین تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی (FE-SEM) بررسی شد. در ادامه برای بررسی عملکرد آنتی باکتریال فتوکاتالیست های سنتز شده، از آزمایش دیسک دیفیوژن و بررسی میزان زنده ماندن باکتری در محیط جامد بعد از اتمام فرایند فتوکاتالیستی، استفاده شد. طبق نتایج به دست آمده، فتوکاتالیست های سنتز شده در این مطالعه، دارای راندمان حذف مناسبی در برابر باکتری E.coli تحت تابش نور مرئی هستند که در میان آن ها کربن نیترید گرافیتی سنتز شده در دمای سنتز ۵۵۰ درجه سانتی گراد و نرخ جریان گاز N_2 به میزان ۲۰ mL/min (CN-20) موفق به حذف کامل باکتری E.coli در نمونه محلول آبی تهیه شده در محیط آزمایشگاه و با غلظت اولیه 10^7 CFU/mL در مدت ۴/۵ ساعت تحت تابش نور مرئی شد.

واژه های کلیدی: کربن نیترید گرافیتی، فتوکاتالیست، ضد عفونی کردن، اشریشیا کلی، نور مرئی.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Nadi, A., Bijari, M., Dehghan, R. & Shahbazi, A. (2025). Photocatalytic Degradation of Escherichia coli Bacteria by Graphitic Carbon Nitride: A Comparative Study under Visible Light and Dark Conditions in Aqueous Solutions. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 14-25. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2408-1357>

دسترسی به آب سالم یک اقدام کلیدی برای جلوگیری از بیماری‌های مختلف از جمله اسهال، عفونت‌های حاد تنفسی و بسیاری از بیماری‌های گوارشی است (Chen و همکاران، ۲۰۲۴). طبق گزارش سازمان جهانی بهداشت، مصرف آب آلوده به میکروارگانیسم‌ها باعث مرگ حدود ۸۲۹۰۰۰ نفر در سال می‌شود. انواع آلاینده‌های آب را می‌توان به ترکیبات معدنی (فلزات سنگین، نمک‌های محلول و اسیدها و بازها) و آلاینده‌های میکروبی (باکتری‌ها و ویروس‌ها) طبقه‌بندی کرد (Kadoya و همکاران، ۲۰۲۱). میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در آب آلوده مسئول انواع زیادی از بیماری‌ها هستند و انتظار می‌رود بیماری‌های منتقل شده از آب در آینده تهدید بزرگی برای سلامت عمومی باشند (Chan، ۲۰۱۷). علاوه‌براین، اپیدمی‌های عفونی ناشی از پاتوژن‌های موجود در آب، سلامت انسان‌ها را در سراسر جهان تهدید می‌کنند (Kadoya و همکاران، ۲۰۲۱). اشریشیاکلی (*E. coli*) یک باکتری گرم منفی میله‌ای شکل است که به‌عنوان شاخص آلودگی میکروبی آب شناخته می‌شود. این باکتری در روده انسان و حیوانات یافت می‌شود و در صورت ورود به آب آشامیدنی می‌تواند منجر به بیماری‌های مختلفی از جمله اسهال خونی، درد شکم، تهوع و استفراغ شود. علاوه‌براین، *E. coli* به دلیل مقاومت فزاینده به آنتی‌بیوتیک‌ها، نگرانی‌های فراوانی را به وجود آورده است. از این‌رو یافتن روش‌های جدید و مؤثر برای کنترل و از بین بردن این باکتری در محیط‌های آبی ضروری است.

روش‌های متداول و معمول تصفیه آب همانند، اکسیداسیون شیمیایی با استفاده از اکسیدان‌های مختلف مانند کلر، دی اکسید کلر، کلرامین و ازن و حتی استفاده از تابش فرابنفش از روش‌های رایج حذف آلاینده‌های میکروبی می‌باشند (Sabariselvan و همکاران، ۲۰۲۴). کلرزنی، با آسیب رساندن به ساختار سلولی میکروب‌ها و مهار فعالیت آنزیم‌های حیاتی آن‌ها، به عنوان یک روش ضدعفونی مؤثر شناخته می‌شود. با وجود مزایای اقتصادی و عملیاتی، این روش دارای محدودیت‌هایی از جمله تولید آلاینده‌های ثانویه همچون تری‌هالومتان‌ها (THMs)^۱ و خاصیت خوردگی است (Farid و همکاران، ۲۰۲۳). در فرایند تولید ازن، با صرف انرژی، پیوند مولکول اکسیژن شکسته شده و اتم‌های آزاد اکسیژن ایجاد می‌شوند. این اتم‌ها به سرعت با یکدیگر ترکیب شده و مولکول ناپایدار ازن را تشکیل می‌دهند (Yu و همکاران، ۲۰۲۰). ازن به دلیل داشتن خاصیت اکسیدکنندگی قوی، قادر به حذف آلاینده‌های موجود در آب است. این عملکرد از طریق

تولید رادیکال‌های آزاد اکسیژن انجام می‌شود که با واکنش با آلاینده‌ها، آن‌ها را تجزیه می‌کنند. با این حال وجود مواد جامد معلق در آب می‌تواند کارایی این روش را کاهش دهد. همچنین، هزینه بالای تولید و نگهداری تجهیزات ازن‌ساز، یکی از محدودیت‌های اصلی استفاده از این روش در تصفیه آب محسوب می‌شود (pule، ۲۰۱۶). ضد عفونی کردن آب به روش تابش ماوراء بنفش، با آسیب رساندن به ساختار ژنتیکی میکروارگانیسم‌ها و آلاینده‌ها، از تکثیر آن‌ها جلوگیری می‌کند. این روش به دلیل هزینه بالا، تجهیزات نامناسب و همچنین رقابت با روش کلرزنی، توسعه چندانی نیافته است. از محدودیت‌های اصلی این روش، گران بودن تجهیزات UV و سرطان‌زا بودن این اشعه است. علاوه‌بر این، کدورت آب می‌تواند مانع از نفوذ اشعه UV به میکروارگانیسم‌ها شده و کارایی ضدعفونی آب توسط اشعه UV را کاهش دهد (Hijnen و همکاران، ۲۰۰۶). همچنین، برخی از این روش‌ها دارای معایبی مانند تشکیل محصولات جانبی جهش‌زا و سرطان‌زا (DBPs)^۲ در حین فرایند ضدعفونی و هزینه‌های عملیاتی بالا هستند (Abdul Rasheed و همکاران، ۲۰۲۳). در سال‌های اخیر استفاده از انواع فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)^۳، با استفاده از فتوکاتالیست‌ها به منظور تصفیه و گندزدایی آب به دلیل مزایایی از جمله، پایداری بالا، سازگاری با محیط زیست و سمی نبودن، حتمتبدیل به گزینه‌ای جذاب و کارآمد برای جایگزینی روش‌های سنتی ضدعفونی، در نظر گرفته می‌شود (Lin و همکاران، ۲۰۱۸). این فناوری شامل جداسازی و خالص‌سازی، اکسیداسیون و احیا، حذف باکتری و ضدعفونی می‌شود. فتوکاتالیست‌های متعددی از جمله CdS ، CeO_2 ، ZnO ، Ta_2O_5 ، Ga_2O_3 ، ZrO_2 ، TiO_2 ، WO_3 و Fe_2O_3 ، MoO_3 ، SnO_2 ، ZnS (Bijari و همکاران، ۲۰۲۴). این فتوکاتالیست‌ها تحت تابش نور، گونه‌های فعال اکسیژن (ROS)^۴ تولید می‌کنند که برای میکروارگانیسم‌ها کشنده هستند.

با اینکه فتوکاتالیست‌ها می‌توانند گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) را برای حمله به غشای باکتری‌ها تحت تابش نور تولید کنند، مقدار زیادی ROS و زمان ماندگاری طولانی برای دستیابی به راندمان غیرفعال‌سازی کارآمد مورد نیاز است. علاوه‌براین، گونه‌های فعال می‌توانند به راحتی با اجزای موجود در آب واکنش دهند که باعث کاهش عمر و کارایی آن‌ها می‌شود و در نتیجه فعالیت باکتری‌کشی آن‌ها ضعیف می‌شود. بنابراین تولید و استفاده کارآمد از ROSها یک گام کلیدی در تعیین دستیابی به آب آشامیدنی سالم

با فناوری غیرفعال سازی باکتریایی فوتوکاتالیستی است (Zhong و همکاران، ۲۰۲۳). تاکنون نانومواد مختلفی برای از بین بردن آلاینده های میکروبی مورد استفاده قرار گرفته است. در این خصوص، در یک مطالعه از نانوکامپوزیت های Ag/CuO و Ag/TiO_2 به منظور از بین بردن باکتری های *P.aeruginosa* و *E.coli* استفاده کردند. آزمایش آنتی باکتریال در این پژوهش بر اساس روش ناحیه مهار انجام شد و نتایج نشان داد که نانوکامپوزیت Ag/TiO_2 فعالیت ضدباکتری بالاتری نسبت به نانوکامپوزیت Ag/CuO دارد (Rathi و همکاران، ۲۰۲۳). در مطالعه ای دیگر، از نانوذرات اکسید روی (ZnO) به منظور تخریب باکتری های باکتری های گرم مثبت (*S.aureus*) و گرم منفی (*E.coli*) استفاده کردند (El Khawaga و همکاران، ۲۰۲۳). نتایج آزمایش های ناحیه مهار و حداقل غلظت مهارکنندگی (MIC)^۵ نشان داد که نانوذرات اکسید روی (ZnO) اثرگذاری بیشتری بر روی باکتری گرم مثبت استافیلوکوکوس اورئوس (*S.aureus*) نسبت به باکتری گرم منفی اشیریشیا کلی (*E.coli*) دارد. در این مطالعه، بیشترین ناحیه مهار رشد برای *S.aureus* برابر با ۲۳/۱ میلی متر و کمترین غلظت مهارکنندگی آن ۰/۶۲۵ میکروگرم بر میلی لیتر اندازه گیری شد. در مقابل، این اعداد برای باکتری *E.coli* به ترتیب ۱۷ میلی متر و ۱/۲۵۰ میکروگرم بر میلی لیتر بودند (El-Khawaga و همکاران، ۲۰۲۳). با این حال فوتوکاتالیست های اکسید فلزی همچون TiO_2 و ZnO با وجود داشتن کارآمدی و عملکرد مناسب، بر خلاف فوتوکاتالیست های غیرفلزی، به دلیل داشتن فلز در ساختار خود و مشکلات محیط زیستی متعاقب آن، محبوبیت کمتری دارند. این فلزات خود می توانند سبب آلودگی آب در فرایند تصفیه شوند (Tabasum و همکاران، ۲۰۲۳). در مقابل نانوکامپوزیت های $g-C_3N_4$ به دلیل خواص فوتوکاتالیستی و ضد میکروبی قوی، می تواند یک گزینه مناسب برای تصفیه آب آلوده به *E.coli* باشد. کربن نیتريد گرافیتی با ساختاری شبیه گرافیت، از اتم های کربن و نیتروژن تشکیل شده و به دلیل ویژگی هایی همچون ساختار ۲ بعدی (2D)، پایداری شیمیایی و حرارتی بالا، عدم سمیت، سنتز آسان، قابلیت جذب آلاینده ها، خواص ضدباکتریایی و فعالیت فوتوکاتالیستی در محدوده نور مرئی به دلیل دارا بودن شکاف باندگپ ۲/۷ eV، توجه فزاینده ای را در حوزه های مختلف به خصوص تصفیه فاضلاب به خود جلب کرده است (Dousti و همکاران، ۲۰۲۴). با این حال $g-C_3N_4$ در حالت پایه و توده های (بالک) به دلیل محدودیت هایی مانند مساحت سطح پایین و نرخ بازترکیبی بالای الکترون-

حفره، کارایی پایینی در فرآیندهای فوتوکاتالیستی دارد. به طور کلی کربن نیتريد گرافیتی دارای خواص فیزیکوشیمیایی منحصر به فردی می باشد که با انجام آنالیزهای مختلف شناسایی می شوند. پیک (۱۰۰) در طیف XRD مربوط به ساختار کریستالی سطح CN بوده و با آرایش دوره ای ساختار هپتازین، که واحد ساختاری اصلی در لایه CN است، مطابقت دارد (Oluseun Akintunde و همکاران، ۲۰۲۳). پیک (۰۰۲) به فضای بین لایه ای واحد آروماتیک (تری اس-تری آزین) مربوط می شود و به دلیل وجود فضای انباشتگی در سیستم مزدوج آروماتیک شکل می گیرد (Ma و همکاران، ۲۰۱۹؛ Yang و همکاران، ۲۰۱۹؛ Xu و همکاران، ۲۰۲۰).

عدم وجود پیک های شاخص دیگر، نشان دهنده خلوص ترکیب سنتز شده است (Song و همکاران، ۲۰۱۸). کاهش مقادیر ۲۵، طبق قانون براگ، نشان دهنده افزایش فاصله بین لایه ای است (Du و همکاران، ۲۰۲۴).

طیف FT-IR اطلاعاتی در مورد گروه های عاملی، پیوندهای شیمیایی و ساختار کلی مولکول ارائه می دهد. به طور خلاصه ناحیه 800 تا 900 cm^{-1} به ارتعاشات خارج صفحه حلقه های تری آزین مربوط می شود. ناحیه 1000 تا 1100 cm^{-1} به ارتعاشات C-N در تری آزین ها و C-O در گروه های کربنیل مربوط می شود. ناحیه 1350 تا 1400 cm^{-1} به ارتعاشات کششی C-N در حلقه های تری آزین و همچنین ارتعاشات C-N-C مربوط می شود. ناحیه 1500 تا 1350 cm^{-1} به ارتعاشات خمشی C-N و C-C مربوط می شود. ناحیه 1650 تا 1630 cm^{-1} به ارتعاشات کششی C=N در حلقه های تری آزین مربوط می شود (Parasuraman و همکاران، ۲۰۲۳). ناحیه 1700 تا 1650 cm^{-1} به ارتعاشات کششی C=C مربوط می شود. ناحیه 2300 تا 2200 cm^{-1} به ارتعاشات کششی C-N مربوط می شود. ناحیه 3500 تا 3400 cm^{-1} به ارتعاشات کششی N-H و O-H مربوط می شود (Zhou و همکاران، ۲۰۱۶).

تصاویر FE-SEM^۶ از نانومواد کربن نیتريد گرافیتی، مورفولوژی این ذرات را مشخص می کنند. افزایش فواصل بین لایه ای، منجر به افزایش تعداد مکان های فعال و کاهش نرخ باز ترکیبی الکترون و حفره می شود. این امر در نهایت به بهبود عملکرد فوتوکاتالیستی می انجامد (Li و همکاران، ۲۰۱۷). آنالیز BET^۹ در مواد فوتوکاتالیستی مانند $g-C_3N_4$ ، اهمیت بالایی دارد. مساحت سطح بالا به معنای مکان های فعال بیشتر بر روی سطح $g-C_3N_4$ است (Zhang و همکاران، ۲۰۲۳). با افزایش سطح، نانوماده می تواند با آلاینده ها برهم کنش بیشتری داشته باشند (Stefa و همکاران، ۲۰۲۳).

آنالیز فوتولومینسانس (PL)^{۱۰} می‌تواند اطلاعات ارزشمندی در مورد جداسازی، مهاجرت و فرایند نوترکیبی جفت الکترون-حفره‌های تولید شده، ارائه دهد (Das و همکاران، ۲۰۲۰). شدت پیک به‌دست‌آمده در نمودار با نرخ بازترکیبی الکترون-حفره‌ها ارتباط مستقیم دارد، یعنی هرچه شدت بیشتر باشد، نرخ بازترکیبی در نمونه بالاتر است (Li و همکاران، ۲۰۱۸). ویژگی‌های نوری و توانایی جذب نور کربن نیتريد گرافیتی از طریق آنالیز DRS^{۱۱} تعیین می‌شود (Li و همکاران، ۲۰۲۱). انرژی باند گپ، یکی از معیارهای حائز اهمیت برای بررسی تشکیل جفت‌های الکترون-حفره القا شده توسط نور و انتقال آن‌ها است (Wang و همکاران، ۲۰۲۳). افزایش انرژی باند گپ به معنای کاهش نرخ بازترکیبی می‌باشد (Xu و همکاران، ۲۰۱۹).

در این پژوهش، برای نخستین‌بار تأثیر نرخ جریان گاز نیتروژن طی فرایند سنتز کربن نیتريد گرافیتی بر عملکرد فوتوکاتالیستی به‌منظور گندزدایی آب، بررسی شد. به این منظور کربن نیتريد گرافیتی با سه نرخ جریان گاز نیتروژن شامل ۲۰، ۴۰ و ۸۰ mL/min سنتز شد. در ادامه ویژگی‌های ساختاری فوتوکاتالیست‌های سنتز شده (مساحت سطح، خواص نوری و خصوصیات کریستالی) و عملکرد ضد میکروبی آن‌ها بررسی شد. پس از تعیین غلظت مناسب فوتوکاتالیست‌ها برای مهار رشد و یا ازبین‌بردن باکتری، جهت اطمینان از کارایی ضدباکتریایی فوتوکاتالیست‌های سنتز شده، آزمایش‌های تکمیلی و کیفی انتشار در آگار (دیسک دیفیوژن) و بررسی زنده‌مانی باکتری‌ها در محیط جامد انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

۱. آماده‌سازی نمونه‌ها و تعیین ویژگی‌های فوتوکاتالیست‌های سنتز شده

در این مطالعه برای سنتز فوتوکاتالیست‌های کربن نیتريد گرافیتی از پیش‌ماده ملامین (تهیه شده از شرکت Merck) و از روش پیرولیز حرارتی استفاده شد. به این منظور مقدار ۱۰ گرم از پیش‌ماده فوق به یک قایقک آلومینا منتقل شد. سپس قایقک در نوبت‌های مختلف در کوره لوله‌ای در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد با نرخ افزایش دمای ۵ °C/min به مدت ۳ ساعت در اتمسفری از گاز نیتروژن حرارت داده شد. سه نانوماده مختلف در سه نوبت، با سه نرخ متفاوت از جریان عبوری گاز نیتروژن در داخل کوره تهیه شد. جریان گاز عبوری به ترتیب به میزان ۲۰، ۴۰ و ۸۰ mL/min تنظیم شد. نانومواد سنتز شده به ترتیب (CN-20)، (CN-40) و (CN-80) نام‌گذاری شدند.

۲. بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی فوتوکاتالیست‌های سنتز شده

طیف‌سنجی پراش پرتو ایکس که به‌اختصار XRD نامیده می‌شود، یک روش پرکاربرد و غیر تخریبی در بررسی خصوصیات کریستالی نانوذرات است که توسط دستگاه Bruker D8 Advance ساخت کشور آلمان انجام شد. آنالیز BET برای اندازه‌گیری دقیق مساحت سطح و حجم حفرات (بر اساس جذب و واجذب گاز نیتروژن) توسط دستگاه BELSORP-MiniX ساخت کشور آلمان انجام گرفت. آنالیز PL برای شناسایی خواص الکترونیکی و نوری فوتوکاتالیست‌های $g-C_3N_4$ سنتز شده، توسط دستگاه RF-6000 ساخت شیماتزو-ژاپن انجام گرفت. آنالیز DRS جهت بررسی میزان جذب، عبور و بازتاب نور از فوتوکاتالیست‌های سنتز شده، توسط دستگاه UV-3600i Plus ساخت شیماتزو-ژاپن تهیه شد. طیف‌سنجی تبدیل فوریه مادون قرمز (FT-IR) جهت شناسایی گروه‌های عاملی در شبکه‌های آلی فوتوکاتالیست‌ها و بر پایه جذب تابش و بررسی جهش‌های ارتعاشی مولکول‌ها و پیوندهای شیمیایی توسط دستگاه FTIR 8400s ساخت شیماتزو-ژاپن ثبت شد. در این مطالعه برای بررسی مورفولوژی سطح هر یک از نانومواد سنتز شده، تصاویر FE-SEM از نمونه‌ها تهیه شد.

۲. آماده‌سازی سوسپانسیون اولیه از باکتری گرم منفی اشریشیا کلی

در ابتدا باکتری *Escherichia coli* با سویه (ATCC 25922) از آزمایشگاه تنوع زیستی شهید بهشتی در محیط مایع تهیه شد. سپس باکتری *E. coli* جهت نگهداری طولانی‌مدت در محیط LB Agar در شرایط دمایی ۳۷ درجه سانتی‌گراد و به مدت ۱۸ ساعت کشت و تکثیر شد. سپس تعدادی کلونی باکتری با استفاده از لوپ استریل به محیط کشت LB Broth انتقال داده شد و در شیکر انکوباتور در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و به مدت ۲۴ ساعت گرماگذاری شد. پس از کشت باکتری‌ها در محیط مایع، به‌منظور جداسازی سلول‌های باکتری از محیط کشت، نمونه‌های محلول حاوی باکتری، سانتریفیوژ شدند و سلول‌های باکتری رسوب داده شده با استفاده از محلول استریل نمک ۰/۹ درصد شستشو داده شده و در این محلول نگهداری شدند (استفاده از محلول سالین برای حفظ تعادل اسمزی سلول‌های باکتریایی و جلوگیری از لیزی آن‌ها ضروری است). در نهایت، برای رسیدن به نمونه تهیه شده در محیط آزمایشگاه با غلظت 10^7 CFU/mL از باکتری اشریشیا کلی، از روش رقت تدریجی (رقت سریالی) با استفاده از محلول استریل نمک ۰/۹ استفاده شد. تمامی مواد و ابزار استفاده

شده در طول آزمایش‌های میکروبی، با استفاده از اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتیگراد به مدت ۱۵ دقیقه استریل شدند.

۲. اندازه‌گیری خاصیت آنتی‌باکتریال فتوکاتالیست‌های سنتز شده

برای تعیین خاصیت آنتی‌باکتریال فتوکاتالیست‌های سنتز شده از روش‌های تعیین حداقل غلظت بازدارنده (MIC) و حداقل غلظت کشنده (MBC)^{۱۴} اندازه‌گیری ناحیه مهار در روش دیسک دیفیوژن و بررسی زنده‌مانی باکتری در محیط جامد استفاده شد.

الف) تعیین حداقل غلظت بازدارنده (MIC) و حداقل غلظت کشنده (MBC)

در زمینه نانوذرات، MIC به طور خاص، به غلظتی از نانوذرات اشاره دارد که سبب مهار رشد باکتری می‌شود. MBC نیز در میکروبیولوژی برای تعیین کمترین غلظت کشنده یک ماده ضد میکروبی مانند آنتی‌بیوتیک یا نانوذرات گفته می‌شود. در این پژوهش برای تعیین غلظت‌های ذکر شده و همچنین برای سنجش میزان حذف باکتری توسط نانوذرات در محیط مایع از روش بررسی چگالی نوری یا OD^{۱۴}، با استفاده از طیف‌سنج نور مرئی (UV-Vi) استفاده شد. این روش بر این اصل است که باکتری‌ها نور را پراکنده می‌کنند و هر چه تعداد باکتری‌ها بیشتر باشد، کدورت بیشتر و در نتیجه عدد OD نیز بیشتر خواهد بود. از این رو برای انجام آزمایش‌های فوق مقدار ۰/۱ میلی‌لیتر از سوسپانسیون باکتری فعال شده به ۴/۹ میلی‌لیتر از محیط کشت LB Broth حاوی غلظت‌های ۰/۵، ۰/۱، ۰/۲ و ۰/۵ گرم بر لیتر از فتوکاتالیست‌های سنتز شده شامل CN-20، CN-40 و CN-80 اضافه شد. همچنین مقدار ۱۰۰ میکرولیتر از محلول باکتری اشریشیا کلی فعال شده به ۴/۹ میلی‌لیتر محیط کشت LB Broth اضافه شد و به‌عنوان شاهد منفی در آزمایش‌ها در نظر گرفته شد. سپس تمامی نمونه‌ها به مدت ۴/۵ ساعت تحت نور LED^{۱۴} با قدرت ۵۰ وات با طول موج ۴۰۰ تا ۷۰۰ نانومتر و با فاصله ۷ سانتی‌متری از منبع نور بر روی دستگاه شیکر با دور ۲۰۰ rpm قرار داده شدند. دمای محیط توسط دمنده هوا در محدوده ۳۷ درجه سانتی‌گراد ثابت نگه داشته شد. برای بررسی اثر فتوکاتالیستی نانوذرات، نمونه‌ها در شرایط تاریکی نیز بررسی شدند. چگالی نوری نمونه‌ها در سه تکرار و با فواصل ۱/۵ ساعت، در بازه زمانی ۴/۵ ساعت با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر^{۱۵} در طول موج ۶۰۰ نانومتر اندازه‌گیری و ثبت شد.

ب) آزمایش انتشار در آگار

این روش که به روش ناحیه مهار نیز شناخته می‌شود، یک

روش آزمایشگاهی رایج برای بررسی فعالیت ضد میکروبی نانومواد در برابر باکتری‌ها و قارچ‌ها است. این روش بر اساس اصل انتشار یک عامل ضد میکروبی (در این مورد نانومواد) در یک محیط کشت جامد و جلوگیری از رشد میکروارگانیسم‌ها در ناحیه‌ای اطراف محل قرارگیری نانومواد است.

جهت تعیین ناحیه مهار (قطر ناحیه فاقد رشد باکتری) فتوکاتالیست‌های سنتز شده، مطابق دستورالعمل‌های ارائه شده توسط مؤسسه استانداردهای بالینی و آزمایشگاه (CLSI)^{۱۶}، ابتدا ۱۰۰ میکرولیتر باکتری *E. coli* روی صفحات پلیت حاوی محیط کشت مولر هینتون آگار در زوایای ۶۰ درجه (برای اطمینان از توزیع یکنواخت تلقیح) با استفاده از لوپ استریل کشت داده شد. در ادامه ذرات فتوکاتالیست‌های CN-20، CN-40 و CN-80 به‌صورت محلول در محیط کشت LB broth با غلظت ۰/۵ گرم بر لیتر که به مدت ۱۵ دقیقه در دستگاه اولتراسونیک^{۱۷} به طور کامل پراکنده شدند. سپس دیسک‌های ۶ میلی‌متری آغشته به ۱۰۰ میکرولیتر از محلول فتوکاتالیست‌های ذکر شده، روی پلیت‌های کشت داده شده قرار داده شدند. پلیت‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد انکوبه شدند و ناحیه مهار اطراف دیسک‌ها اندازه‌گیری و ثبت شد. از آنتی‌بیوتیک جنتامایسین به‌عنوان کنترل مثبت برای مقایسه عملکرد آنتی‌باکتریال فتوکاتالیست‌ها استفاده شد.

ج) بررسی زنده‌مانی باکتری *Escherichia coli* در برابر فتوکاتالیست‌های سنتز شده

برای بررسی قدرت مهارکنندگی فتوکاتالیست‌ها، ابتدا غلظت ۰/۵ گرم بر لیتر از هر فتوکاتالیست (CN-20، CN-40 و CN-80) محلول در ۴/۹ میلی‌لیتر از محیط کشت LB broth تهیه شد، سپس به هر یک از این محلول‌ها، ۱۰۰ میکرولیتر *Escherichia coli* اضافه شد. تمامی نمونه‌ها به مدت ۴/۵ ساعت در شیکر انکوباتور با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه، در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و تحت تابش نور مرئی (لامپ LED) نگهداری شدند. بعد از گذشت زمان مورد نظر، مقدار ۱۰۰ میکرولیتر از سوسپانسیون باکتری با استفاده از محلول نمک ۹٪ تا ۱۰-۳ بار رقیق شد (رقت ۱/۱۰۰۰)، و میزان ۱۰۰ میکرولیتر از محلول رقیق‌شده، به پلیت‌های ۶ سانتی‌متری حاوی محیط کشت آگار اضافه شد، پلیت‌ها در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت در انکوباتور نگهداری شدند، از آنتی‌بیوتیک جنتامایسین به‌عنوان کنترل مثبت استفاده شد، آزمایش تحت سه تکرار طراحی شد و پس از گذشت زمان در نظر گرفته شده، میزان رشد باکتری در هر نمونه بررسی شد.

واکنش و فعالیت سطحی بالاتر است. افزایش فواصل بین لایه‌ای در فتوکاتالیست سنتز شده با جریان ۲۰ میلی‌لیتر بر ثانیه (CN-20)، منجر به افزایش تعداد مکان‌های فعال برای جذب باکتری‌ها و کاهش فاصله انتقال بین الکترون و حفره می‌شود. این امر در نهایت به بهبود عملکرد ضدباکتریایی این فتوکاتالیستی می‌انجامد. در مقابل، تصاویر FE-SEM مربوط به نمونه CN-80 در شکل (۳) و نمونه CN-40 در شکل (۴) ساختاری توده‌ای را نشان می‌دهد. مورفولوژی توده‌ای می‌تواند مانع از انتقال بار و همچنین جذب نور شود و در نتیجه عملکرد فتوکاتالیستی این ماده را کاهش دهد.

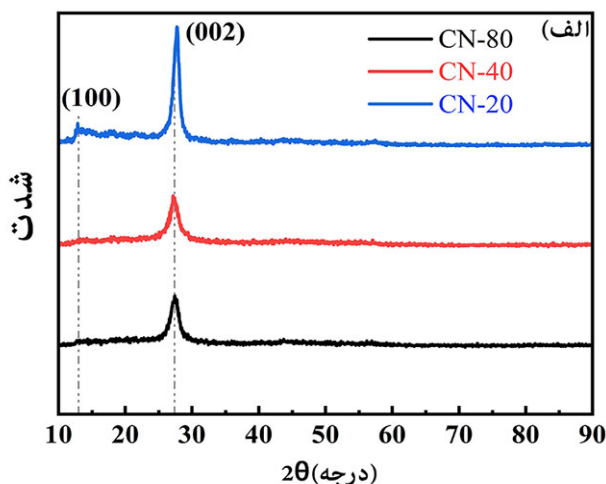
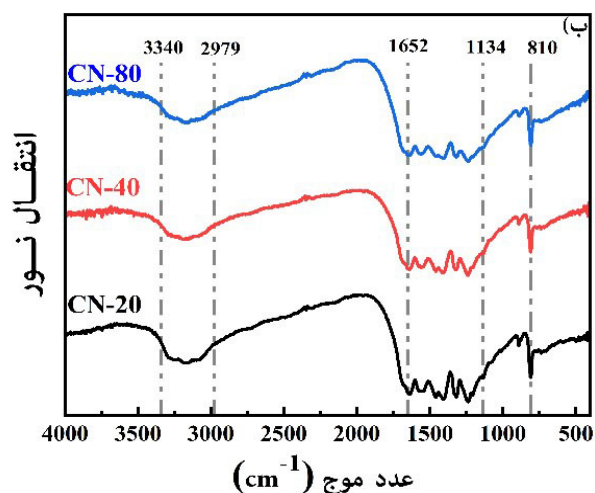
مساحت سطح و حجم حفرات و قطر حفره‌های CN-20، CN-40، و CN-80 در جدول (۱) نشان داده شده است. نتایج نشان می‌دهد مساحت سطح نمونه‌ایی که با جریان گاز نیتروژن ۲۰ میلی‌لیتر بر دقیقه سنتز شده است حدود ۴/۵ برابر بیشتر از نمونه CN-80 می‌باشد. این تفاوت بیانگر افزایش مساحت سطح بر اثر اصلاح ساختاری با تغییر نرخ جریان گاز عبوری در فرایند سنتز است. نمودارهای جذب و واجذب BET که از نوع هیسترسیس H3 است را نشان می‌دهد (شکل ۵-الف).

در شکل (۵-ب) طیف فوتولومینسانس فتوکاتالیست‌های سنتز شده با طول موج تهییج ۳۶۰ نانومتر نشان داده شده است. با مقایسه نمونه‌ها با یکدیگر، مشخص شد نمونه CN-20 کمترین میزان نرخ بازترکیبی بارها در میان نمونه‌های سنتز شده را داشت. نرخ پایین بازترکیبی بارها در فتوکاتالیست‌ها موجب افزایش راندمان جداسازی بار و ارتقای عملکرد فتوکاتالیستی نیمه‌هادی‌ها می‌شود.

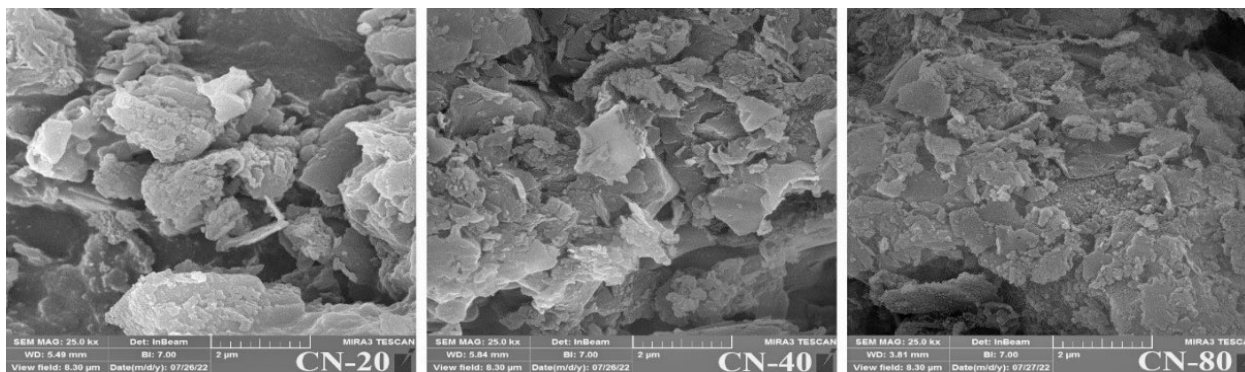
نتایج آنالیز DRS برای نمونه‌های CN-20، CN-40 و CN-80 در (شکل ۶) نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل مشاهده

ساختار کریستالی فتوکاتالیست‌های CN-20، CN-40 و CN-80 با استفاده از آنالیز XRD بررسی شد (شکل ۱-الف). در طیف XRD فتوکاتالیست‌های سنتز شده، دو پیک برجسته مشاهده می‌شود. پیک (۰۰۲) در حدود ۲۶/۶۸ درجه نشان دهنده فاصله بین لایه‌های $g-C_3N_4$ است. پیک‌های موجود در نمودار نشان‌دهنده صحت سنتز کریستالین گرافیتی در این مطالعه است. تطابق پیک‌های پراش با مطالعات گذشته نشان دهنده سنتز موفقیت‌آمیز فتوکاتالیست‌ها در این مطالعه است. در نمودار، شدت پیک (۰۰۲) برای CN-20 بیشتر از CN-40 و CN-80 است. این نشان می‌دهد که نمونه CN-20 دارای درجه کریستالی بالاتری نسبت به دو ماده دیگر است و نشان‌دهنده نظم و بلورینگی بالا در ساختار این ماده است. با توجه به نمودار به‌دست‌آمده از آنالیز FT-IR، تمامی نمونه‌ها پیک‌های ارتعاشی مشابهی را نشان می‌دهند (شکل ۱-ب). در نتیجه گروه‌های عاملی مشابه روی سطح نمونه‌های سنتز شده وجود دارد. این قله‌ها مشابه ساختار گزارش شده کریستالین گرافیتی در پژوهش‌های گذشته می‌باشد. شدت بالاتر پیک‌های موجود در ناحیه 3500 تا 3400 cm^{-1} مربوط به نمونه CN-20 حاکی از حضور بیشتر گروه‌های عاملی حاوی نیتروژن و اکسیژن و یا مقدار آب جذب شده بیشتر بر روی سطح این نمونه نسبت به نمونه‌های دیگر است.

تصاویر FE-SEM در شکل (۲)، نشان داد که مورفولوژی $g-C_3N_4$ به طور قابل توجهی تحت تاثیر جریان گاز در فرایند سنتز قرار گرفته است. نمونه سنتز شده با جریان ۲۰ میلی‌لیتر بر ثانیه، ساختار لایه‌ای را به خوبی نشان می‌دهد. لایه‌های زاویه‌دار در این نمونه نشان‌دهنده تمایل بیشتر نانوذرات به



شکل ۱- الف) نمودار XRD نمونه‌های سنتز شده و ب) نمودار FT-IR نمونه‌های سنتز شده



شکل ۴- تصویر FE-SEM
مربوط به نمونه CN-20

شکل ۳- تصویر FE-SEM
مربوط به نمونه CN-40

شکل ۲- تصویر FE-SEM
مربوط به نمونه CN-80

$$(\alpha h\nu)^2 = k(h\nu - E_g) \quad (1)$$

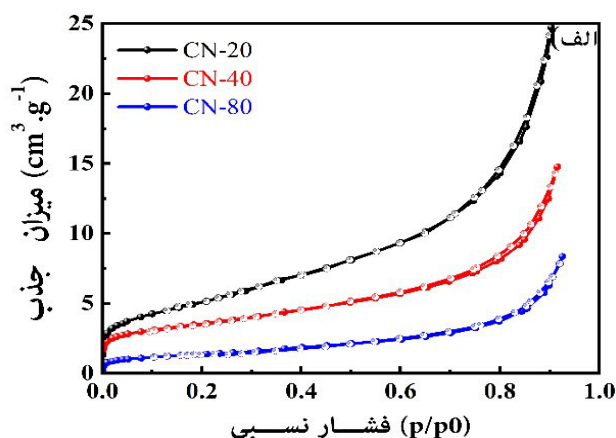
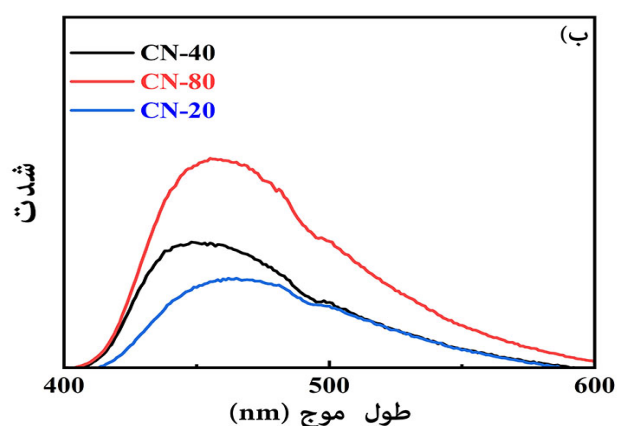
α : ضریب جذب^{۱۹} h : ثابت پلانک^{۲۰} ν : فرکانس نور^{۲۱}
 k : ثابت تناسب^{۲۲} E_g : انرژی باند گپ

به کمک نتایج به دست آمده از این آنالیزها مشخص شد که مقادیر E_g برای نمونه‌های CN-20، CN-40 و CN-80 به ترتیب ۲/۷۸، ۲/۷۰ و ۲/۶۳ است. این نتایج نشان می‌دهد ساختار الکترونیکی نیتريد کربن تغییرات جزئی داشته است که به تغییرات اندازه کوانتومی نسبت داده می‌شود. در این نمودار فاصله باند در نمونه سنتز شده با جریان گاز نیتروژن عبوری ۲۰ میلی‌لیتر بر ثانیه، بیشتر شده است و نرخ بازترکیبی کاهش یافته و منجر به افزایش فعالیت فوتوکاتالیستی شده است.

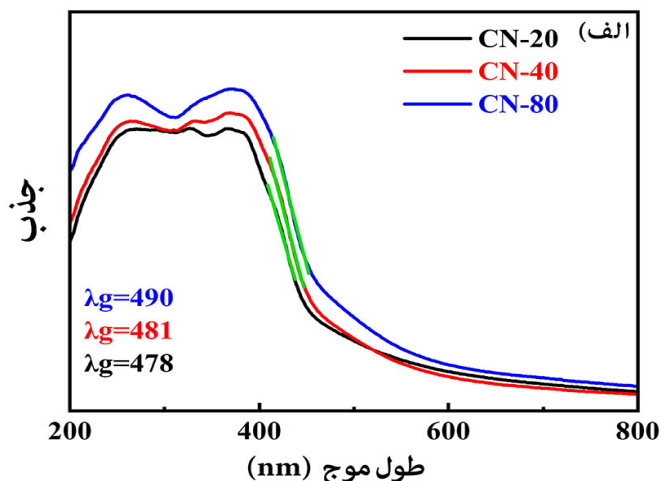
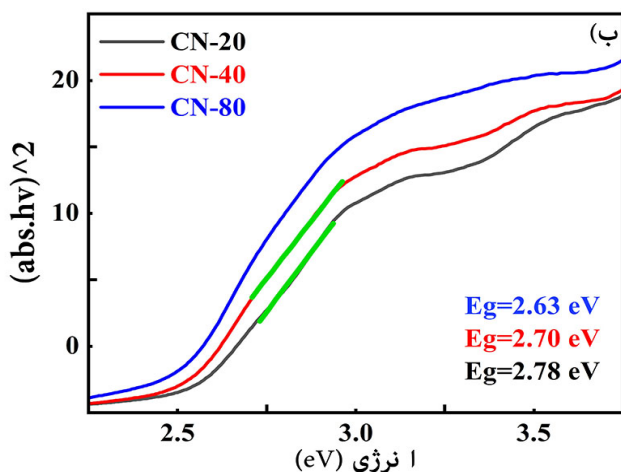
می‌شود، هر سه نمونه قادر به جذب نور در ناحیه مرئی بودند، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت مواد سنتز شده همگی دارای ویژگی‌های مناسب برای فعالیت‌های فوتوکاتالیستی در ناحیه نور مرئی هستند. در این تحقیق، از نمودار تاوک^{۱۸} برای محاسبه انرژی باند گپ استفاده شد. در این روش، همان‌گونه که در شکل (۶-ب) قابل مشاهده می‌باشد، نمودار بر حسب $(\alpha h\nu)$ در محور عمودی و انرژی فوتون (E_g) در محور افقی رسم شد. سپس، خطی که با خط نمودار مماس بوده و در یک راستا قرار داشت، رسم شد و نقطه‌ای که این خط محور افقی را قطع می‌کرد، انرژی باند گپ نوری مستقیم در نظر گرفته شد. برای محاسبه انرژی باند گپ از رابطه (۱) استفاده شد:

جدول ۱- آنالیز جذب و واجذب گاز نیتروژن (BET) فوتوکاتالیست‌های سنتز شده سنتز شده

مساحت سطح (m^2/g)	حجم کلی حفره (cm^3/g)	قطر حفره (nm)	فوتوکاتالیست سنتز شده
۱۸/۳۳۱	۰/۰۳۸۲۷۵	۸/۳۵۱۸	CN-20
۱۲/۲۷۲	۰/۰۲۲۸۱۸	۷/۴۳۷۶	CN-40
۴/۸۳۸۰	۰/۰۱۲۹۰۹	۱۰/۶۷۳	CN-80



شکل ۵- الف) نمودار BET مربوط به نمونه‌های سنتز شده و ب) نمودار PL مربوط به فوتوکاتالیست‌های سنتز شده



شکل ۶- نمودار DRS (الف) لبه جذبی، (ب) انرژی باندگپ فوتوکاتالیست‌های سنتز شده

راندمان حذف باکتری برای نانوذرات CN-20، CN-40 و CN-80 در شرایط تاریکی با مقدار اولیه 0.5 g/L به ترتیب مقادیر $12/3$ ، $5/4$ و $3/3$ درصد به دست آمد. در غلظت 0.1 g/L به ترتیب 20 ، $8/9$ و $5/6$ درصد ثبت شد. در غلظت 0.2 g/L ، درصد حذف باکتری برای CN-20، CN-40 و CN-80 به ترتیب $22/8$ ، $15/8$ و $12/4$ به دست آمد. با افزایش غلظت نانومواد سنتز شده به 0.5 g/L ، مقادیر حذف باکتری *E. coli* به ترتیب به $28/4$ ، $18/2$ و $14/8$ درصد افزایش یافت. در نتیجه هیچ یک از نانوذرات موفق به حذف و یا مهار رشد باکتری در مدت زمان $4/5$ ساعت در شرایط تاریکی نشدند.

در میان فوتوکاتالیست‌های سنتز شده عملکرد فوتوکاتالیستی و آنتی‌باکتریال نانوماده CN-20 بهتر از دو نانوماده دیگر بود علت عملکرد بهتر این فوتوکاتالیست به دلیل اصلاح روش سنتز از طریق کاهش جریان گاز نیتروژن عبوری در داخل کوره بوده که سبب شده تا این نانوماده دارای سطح مؤثر بیشتری باشد و در حذف باکتری بهتر عمل کند. تفاوت راندمان حذف بین دو شرایط نور و تاریکی نیز، به علت تولید رادیکال‌های اکسیژن فعال (ROS)، توسط فوتوکاتالیست‌ها در حین تابش نور مرئی است. این گونه‌های فعال به دلیل ناپایداری و قدرت تخریب بالا، به اجزای سلولی آسیب می‌رسانند و مرگ سلول را به دنبال دارند (Heo و همکاران، ۲۰۱۹).

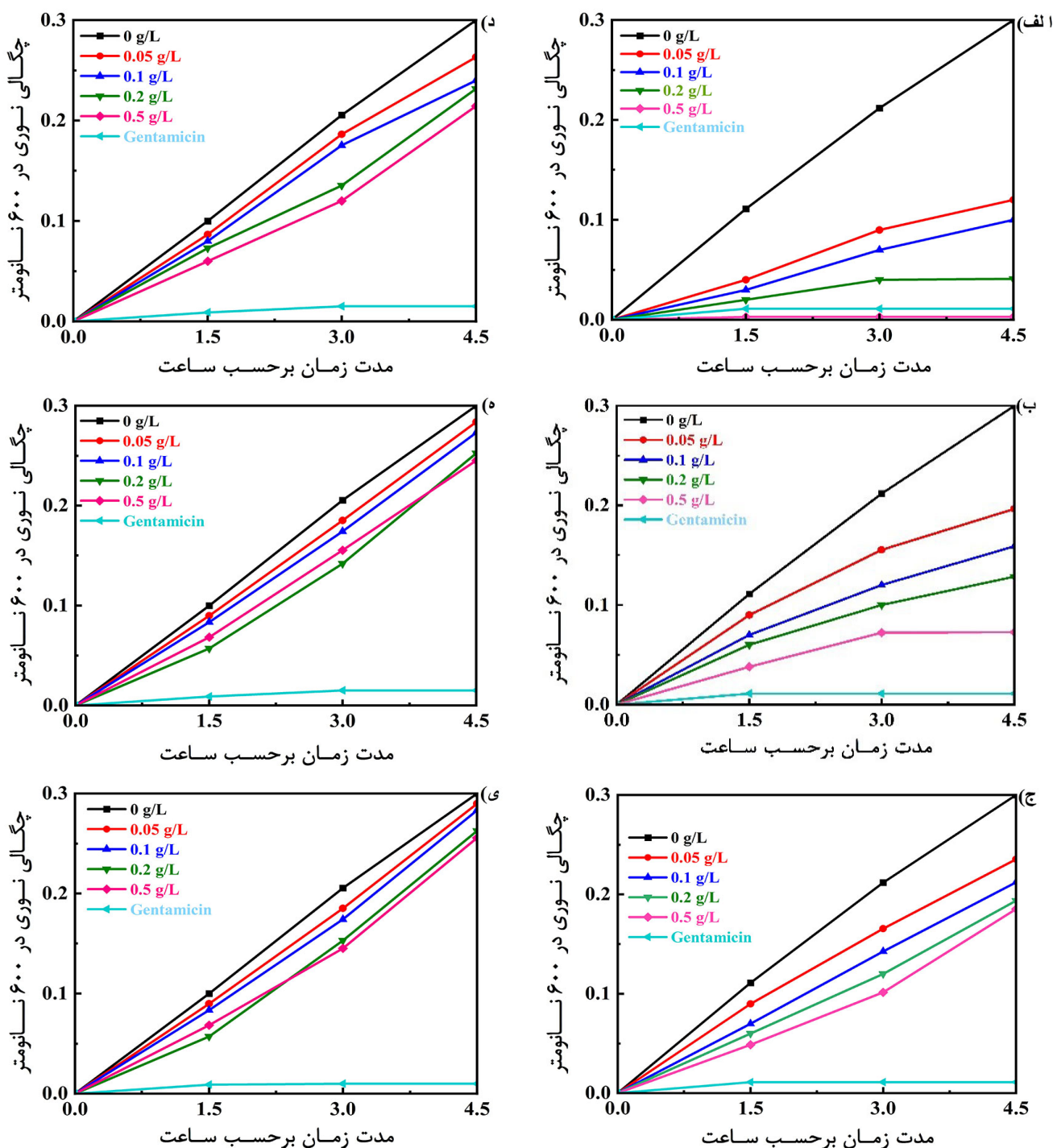
۲. ارزیابی فعالیت ضد میکروبی نانوصفات $\text{g-C}_3\text{N}_4$ با روش انتشار دیسک در محیط کشت مولر هینتون

در این مطالعه، فعالیت ضد میکروبی فوتوکاتالیست‌های سنتز شده، در مقابل باکتری *E. coli* با استفاده از روش انتشار دیسک در محیط کشت مولر هینتون آگار بررسی شد. نتایج نشان داد که نانوماده CN-20 دارای قوی‌ترین فعالیت ضدباکتریایی در

نتایج آزمایش‌های آنتی‌باکتریال

۱. تعیین مقادیر MIC و MBC

تعیین مقادیر MIC و MBC تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله نوع میکروارگانیسم، نوع ماده مورد آزمایش، شرایط محیطی و روش مورد استفاده است. در این مطالعه فعالیت ضد میکروبی فوتوکاتالیست‌های سنتز شده، با اندازه‌گیری OD در بازه زمانی $4/5$ ساعت، بررسی شد (شکل ۷). تغییرات میزان OD نمونه‌ها با غلظت‌های مختلف از فوتوکاتالیست‌های CN-20، CN-40 و CN-80 در مدت $4/5$ ساعت، نشان‌دهنده میزان رشد و یا درصد حذف باکتری *E. coli* بود. بر اساس نتایج به دست آمده، مهار رشد باکتری اشریشیاکلی وابسته به غلظت فوتوکاتالیست‌ها بود (He، ۲۰۲۱). راندمان حذف باکتری برای فوتوکاتالیست‌های CN-20، CN-40 و CN-80 تحت نور LED با غلظت 0.5 g/L به ترتیب مقادیر 60 ، $34/5$ و $21/5$ درصد به دست آمد. غلظت 0.1 g/L از هر فوتوکاتالیست در نمونه‌ها سبب حذف 66 ، 47 و $29/2$ درصد از باکتری اشریشیاکلی شد. در نهایت در غلظت 0.2 g/L ، درصد حذف باکتری به ترتیب 86 ، $56/6$ و $35/4$ درصد به دست آمد. با افزایش غلظت فوتوکاتالیست‌ها به 0.5 g/L ، مقدار حذف باکتری *E. coli* به $99/99$ ، $73/3$ و $38/2$ درصد افزایش یافت. بر اساس نتایج به دست آمده، مقادیر MIC و MBC برای فوتوکاتالیست CN-20 به ترتیب 0.2 و 0.5 در بازه زمانی $4/5$ ساعت به دست آمد. مقادیر MIC به دست آمده برای فوتوکاتالیست CN-40، 0.5 گرم بر لیتر در بازه زمانی $4/5$ ساعت بود. همچنین این فوتوکاتالیست موفق به حذف کامل باکتری *E. coli* در بازه زمانی $4/5$ ساعت نشد. مقادیر MIC و MBC برای فوتوکاتالیست CN-80 به دست نیامد.



شکل ۷- نمودار رشد OD برای نمونه‌های الف (۲۰-CN، ب (۴۰-CN و ج (۸۰-CN تحت نور مرئی و د (۲۰-CN، ه (۴۰-CN و و (۸۰-CN در شرایط تاریکی

میلی‌متر بود (شکل ۸).

۳. بررسی زنده‌مانی باکتری *E. coli* در برابر فتوکاتالیست‌ها

میزان زنده‌مانی باکتری‌ها در نمونه‌های حاوی باکتری و فتوکاتالیست‌های CN-20، CN-40 و CN-80 در غلظت g/L ۰/۴ که به مدت ۴/۵ ساعت تحت تابش نور LED بودند، بررسی شد (شکل ۹). تفاوت بازدهی عملکرد فتوکاتالیستی

بین نمونه‌های آزمایش شده بود و ناحیه‌ای از عدم رشد باکتری (زون مهار) به شعاع ۱۱ میلی‌متر در اطراف دیسک‌های حاوی این نانوماده ایجاد شد. در حالی که شعاع ناحیه مهار برای نانومواد CN-40 و CN-80 به ترتیب ۷ میلی‌متر و بدون زون مهار قابل مشاهده بود. جنتامایسین نیز که به‌عنوان کنترل مثبت در آزمایش در نظر گرفته شده دارای ناحیه مهار ۱۰

نتیجه‌گیری

در این مطالعه تأثیر تغییر جریان گاز عبوری در فرایند سنتز کربن نیتريد گرافیتی در فرایند پلیمریزاسیون حرارتی، بر ساختار فیزیکی و عملکرد آنتی‌باکتریال این ماده بررسی شد. طبق نتایج آنالیز اندازه‌گیری مساحت سطح ویژه (BET) با کاهش نرخ جریان گاز نیتروژن عبوری در کوره لوله‌ای از ۸۰ به ۲۰ میلی‌لیتر بر دقیقه مساحت سطح ویژه کربن نیتريد گرافیتی از ۴/۸ به ۱۸/۳ مترمربع بر گرم افزایش می‌یابد. افزایش مساحت سطح فتوکاتالیست CN-20 موجب بهبود ساختاری این نمونه شده، به نحوی که طبق نتایج آزمایش‌های آنتی‌باکتریال تحت نور مرئی و مقایسه آن با شرایط تاریکی، این فتوکاتالیست در غلظت ۰/۵ گرم بر لیتر موفق به حذف ۱۰۰ درصدی باکتری اشریشیا کلی در مدت ۴/۵ ساعت و تحت نور مرئی (لامپ LED با قدرت ۵۰ وات) شده است. نتایج این مطالعه نشان داد تغییر نرخ جریان گاز عبوری در فرایند سنتز کربن نیتريد گرافیتی می‌تواند روشی کم‌هزینه و با راندمان بالا در افزایش عملکرد فتوکاتالیستی و ضدباکتریایی کربن نیتريد گرافیتی در گندزدایی از محلول‌های آبی ارائه دهد. باتوجه به زمان ماند مورد نیاز برای تکمیل فرایند فتوکاتالیستی نانوماده CN-20 که در این مطالعه بررسی شد، به منظور توسعه کاربرد صنعتی این فتوکاتالیست، مطالعات گسترده‌ای در مقیاس صنعتی مورد نیاز است. استفاده گسترده از فتوکاتالیست‌ها در فرایند تصفیه، نیازمند بررسی پایداری طولانی مدت نانوماده در شرایط عملیاتی، بهینه‌سازی فرایند سنتز برای تولید انبوه نانوماده و همچنین بررسی سازوکار دقیق واکنش‌های فتوکاتالیستی است. به بیان دیگر این فتوکاتالیست در حال حاضر کاربرد آزمایشگاهی دارد و برای امکان‌سنجی استفاده‌های صنعتی و نیمه‌صنعتی، مطالعات بیشتری مورد نیاز است.

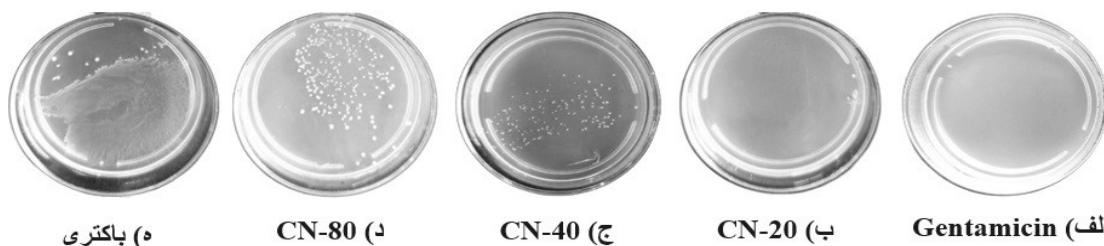
سپاسگزاری

از همکاری صمیمانه همکاران گرامی آزمایشگاه نانوفناوری پژوهشکده علوم محیطی دانشگاه شهید بهشتی که در انجام آزمایش‌ها و تحلیل داده‌ها ما را یاری نمودند، کمال تشکر و قدردانی را داریم.



شکل ۸- ناحیه مهار ایجادشده توسط فتوکاتالیست‌ها و کنترل جنتامایسین در مقابل باکتری اشریشیاکلی

CN-20، CN-40 و CN-80 باتوجه به تعداد کلونی‌های تشکیل شده روی هر پلیت به خوبی نشان داده شده است. باتوجه به شکل (۹) تقریباً هیچ باکتری روی پلیت‌های حاوی CN-20 و کنترل جنتامایسین وجود نداشت که نشان‌دهنده اصلاح ساختار کربن نیتريد گرافیتی با کنترل شرایط سنتز می‌باشد. رشد کلونی‌های باکتری *E.coli* بر سطح محیط کشت LB آگار برای دو نانوماده دیگر مشاهده شد. کلرزنی، به عنوان یک روش متداول در تصفیه آب، با وجود مزایایی همچون سادگی اجرا و هزینه پایین، معایبی چون خوردگی و تولید ترکیبات آلی فرار سرطان‌زای تری‌هالومتان‌ها را به همراه دارد (Farid و همکاران، ۲۰۲۳). ازن نیز به عنوان یک گندزدا، باوجود کارایی بالا، در حضور مواد معلق عملکرد ضعیفی نشان می‌دهد و هزینه‌های تولید و نگهداری تجهیزات آن قابل توجه است (pule، ۲۰۱۶). تابش ماوراء بنفش نیز با وجود اثربخشی در حذف میکروارگانیسم‌ها، به دلیل هزینه بالا، محدودیت‌های فنی و رقابت با کلرزنی، گسترش چندانی نیافته است (Hijnen و همکاران، ۲۰۰۶). در مقابل این روش‌های ذکر شده، نانوماده CN-20 عملکرد مطلوبی برای از بین بردن باکتری اشریشیا کلی در شرایط آزمایشگاهی و در مقایسه با آنتی‌بیوتیک جنتامایسین از خود نشان داد. همچنین این نانوماده دارای مزایایی مانند عدم سمیت، عدم تولید محصولات جانبی و پایداری شیمیایی و حرارتی بالا است. سازگاری با محیط‌زیست نیز از دیگر مزایای این روش محسوب می‌شود.



شکل ۹- بررسی اثرزنده‌مانی باکتری در برابر فتوکاتالیست‌ها و کنترل جنتامایسین

1. Trihalomethanes
2. Disinfection By-Product
3. Advanced Oxidation Processes
4. Reactive Oxygen Species
5. Minimum Inhibitory Concentration
6. X Ray Diffraction
7. Fourier Transform Infrared Spectrometer
8. Field Emission Scanning Electron Microscopy
9. Brunauer-Emmett-Teller
10. Photoluminescence
11. Diffuse Reflectance Spectroscopy
12. Minimum Bacteriocidal Concentration
13. Optical Density
14. Light-emitting diode
15. Spectrophotometer
16. Clinical & Laboratory Standards Institute
17. Ultrasonic Cleaner
18. Tauc
19. Absorption Coefficient
20. Planck's Constant
21. Frequency of Light
22. Proportionality Constant

منابع

- Abdul Rasheed, P., Thomas, R. T., & Namboorimadathil Backer, S. (2023). Synthesis, Characterization, and Applications of Graphitic Carbon Nitride, Chapter 7. Elsevier. Kerala, India. Bijari, M., Shahbazi, A., Vatanpour, V., & Younesi, H. (2024). Synthesis of G-C₃N₄/Mxene Composite for Enhanced Photocatalytic Degradation of Eosin Y Dye in Aqueous Solutions Under Visible Light. Sustainable Earth Trends, 4(4), 1-9. <https://doi.org/10.48308/set.2024.236700.1063>
- Chan, K. L. D. (2017). Graphitic Carbon-Based Nanostructures for Energy and Environmental Applications. Ph.D, The Chinese University of Hong Kong, Hong Kong, China. <https://login.nduezproxy.idm.oclc.org/login?url=https://www.proquest.com/dissertations-theses/graphitic-carbon-based-nanostructures-energy/docview/1991031432/se-2?accountid=173708>
- Chen, X., Jin, Y., Huang, P., Zheng, Z., Li, L.-P., Lin, C.-Y., Chen, X., Ding, R., Liu, J., & Chen, R. (2024). Solar driven photocatalytic disinfection by Z-scheme heterojunction of In₂O₃/g-C₃N₄: Performance, mechanism and application. Applied Catalysis B: Environmental, 340, 123235. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2023.123235>
- Das, K. K., Patnaik, S., Mansingh, S., Behera, A., Mohanty, A., Acharya, C., & Parida, K. M. (2020). Enhanced photocatalytic activities of polypyrrole sensitized zinc ferrite/graphitic carbon nitride n-n heterojunction towards ciprofloxacin degradation, hydrogen evolution and antibacterial studies. Journal of Colloid and Interface Science, 561, 551-567. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.11.030>
- Dousti, S., Mahmoodi, B., Bijari, M., & Shahbazi, A. (2024).

Investigating the effect of various precursors in the synthesis and improvement of the photocatalytic performance of graphite carbon nitride in the degradation of Rhodamine B dye under visible light. Journal of Color Science and Technology, 18(2), 135-150. <https://doi.org/10.30509/JCST.2024.167291.1224>

- Du, J., Zhang, N., Ma, S., Wang, G., Ma, C., Liu, G., & Wu, W. (2024). Visible light-driven C/O-g-C₃N₄ activating peroxydisulfate to effectively inactivate antibiotic resistant bacteria and inhibit the transformation of antibiotic resistance genes: Insights on the mechanism. Journal of Hazardous Materials, 464, 132972. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132972>
- Farid, M., Ahsan, A., Asam, Z., Abbas, M., Fatima, A., Salman, M., & Aslam, A. (2023). Principles and Applications of Environmental Biotechnology for Sustainable Future. Climate-Resilient Agriculture, Vol 1: Springer International Publishing. London, Berlin.
- El-Khawaga, M., Elsayed, A., Gobara, M., Suliman, A., Hashem, H., Zaher, A., & Salem, S. (2023). Green synthesized ZnO nanoparticles by Saccharomyces cerevisiae and their antibacterial activity and photocatalytic degradation. Biomass Conversion and Biorefinery, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04827-0>
- He, D., Yang, H., Jin, D., Qu, J., Yuan, X., Zhang, Y. N., & Peijnenburg, W. J. (2021). Rapid water purification using modified graphitic carbon nitride and visible light. Applied Catalysis B: Environmental, 285, 119864. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2020.119864>
- Heo, S., Shukla, S., Oh, Y., Bajpai, K., Lee, U., Cho, J., & Huh, S. (2019). Shape-controlled assemblies of graphitic carbon nitride polymer for efficient sterilization therapies of water microbial contamination via 2D g-C₃N₄ under visible light illumination. Materials Science and Engineering: C, 104, 109846. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2019.109846>
- Hijnen, W. A. M., Beerendonk, E. F., & Medema, G. J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. Water Research, 40(1), 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.030>
- Kadoya, S., Nishimura, O., Kato, H., & Sano, D. (2021). Predictive water virology using regularized regression analyses for projecting virus inactivation efficiency in ozone disinfection. Water Research X, 11, 100093. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100093>
- Li, C., Sun, Z., Zhang, W., Yu, C., & Zheng, S. (2018). Highly efficient g-C₃N₄/TiO₂/kaolinite composite with novel three-dimensional structure and enhanced visible light responding ability towards ciprofloxacin and S. aureus. Applied Catalysis B: Environmental, 220, 272-282. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.08.044>
- Li, F., Huang, Y., Gao, C., & Wu, X. (2021). The enhanced photo-catalytic CO₂ reduction performance of g-C₃N₄ with high selectivity by coupling CoNiSx. Materials Research Bulletin, 144, 111488. <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2021.111488>

- Li, Y., Li, Y., Ma, S., Wang, P., Hou, Q., Han, J., & Zhan, S. (2017). Efficient water disinfection with Ag₂WO₄-doped mesoporous g-C₃N₄ under visible light. *Journal of Hazardous Materials*, 338, 33-46. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.011>
- Lin, T., Song, Z., Wu, Y., Chen, L., Wang, S., Fu, F., & Guo, L. (2018). Boron- and phenyl-codoped graphitic carbon nitride with greatly enhanced light responsive range for photocatalytic disinfection. *Journal of Hazardous Materials*, 358, 62-68. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.053>
- Ma, Y., Zhang, J., Wang, Y., Chen, Q., Feng, Z., & Sun, T. (2019). Concerted catalytic and photocatalytic degradation of organic pollutants over CuS/g-C₃N₄ catalysts under light and dark conditions. *Journal of Advanced Research*, 16, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2018.10.003>
- Oluseun Akintunde, O., Hu, J., Golam Kibria, M., Pogolian, S., & Achari, G. (2023). A facile synthesis process of GCN/ZnO-Cu nanocomposite and the evaluation of the performance for the photocatalytic degradation of organic pollutants and the disinfection of wastewater under visible light. *Chemosphere*, 344, 140287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140287>
- Parasuraman, V., Perumalswamy Sekar, P., Mst Akter, S., Ram Lee, W., Young Park, T., Gon Kim, C., & Kim, S. (2023). Improved photocatalytic disinfection of dual oxidation state (dos)-Ni/g-C₃N₄ under indoor daylight. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 434, 114262. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.114262>
- Pule, D. (2016). Conventional and Alternative Disinfection Methods of Legionella in Water Distribution Systems – Review. *Construction Science*, 19(1), 21-26. <https://doi.org/10.1515/cons-2016-007>
- Rath, V. H., Joice, A. R., & Jayakumar, K. (2023). Green synthesis of Ag/CuO and Ag/TiO₂ nanoparticles for enhanced photocatalytic dye degradation, antibacterial, and antifungal properties. *Applied Surface Science Advances*, 18, 100476. <https://doi.org/10.1016/j.ap-sadv.2023.100476>
- Song, T., Zhang, P., Wang, T., Ali, A., & Zeng, H. (2018). Alkali-assisted fabrication of holey carbon nitride nanosheet with tunable conjugated system for efficient visible-light-driven water splitting. *Applied Catalysis B: Environmental*, 224, 877-885. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.11.039>
- Sabariselvan, L., Okla, M. K., Brindha, B., Kokilavani, S., A Abdel-maksoud, M., El-Tayeb, M. A., & Sudheer Khan, S. (2024). Interfacial coupling of CuFe₂O₄ induced hotspots over self-assembled g-C₃N₄ nanosheets as an efficient photocatalytic bacterial disinfectant. *Environmental Pollution*, 342, 123076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123076>
- Stefa, S., Zografaki, M., Dimitropoulos, M., Paterakis, G., Galiotis, C., Sangeetha, P., & Binas, V. (2023). High surface area g-C₃N₄ nanosheets as superior solar-light photocatalyst for the degradation of parabens. *Applied Physics A*, 129(11), 754. <https://doi.org/10.1007/s00339-023-07032-y>
- Tabasum, S., Rani, S., Sharma, A., Dhupar, N., Singh, P., Bagri, U., & Kumar, D. (2023). Efficient Photocatalytic Degradation of Chlorpyrifos Pesticide from Aquatic Agricultural Waste Using g-C₃N₄ Decorated Graphene Oxide/V₂O₅ Nanocomposite. *Topics in Catalysis*, 67, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11244-023-01865-w>
- Wang, J., Fan, Q., Kou, L., Chen, H., Xing, X., Duan, W., & Jiang, K. (2023). LED-driven sulfamethazine removal and bacterial disinfection by a novel photocatalytic textile impregnated with oxygen vacancy-rich BiO₂-x/g-C₃N₄ hybrid. *Chemical Engineering Journal*, 474, 145590. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.145590>
- Xu, J., Fujitsuka, M., Kim, S., Wang, Z., & Majima, T. (2019). Unprecedented effect of CO₂ calcination atmosphere on photocatalytic H₂ production activity from water using g-C₃N₄ synthesized from triazole polymerization. *Applied Catalysis B: Environmental*, 241, 141-148. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2018.09.023>
- Xu, X., Wang, S., Yu, X., Dawa, J., Gui, D., & Tang, R. (2020). Biosynthesis of Ag deposited phosphorus and sulfur co-doped g-C₃N₄ with enhanced photocatalytic inactivation performance under visible light. *Applied Surface Science*, 501, 144245. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.144245>
- Yang, Y., Zhang, C., Huang, D., Zeng, G., Huang, J., Lai, C., & Xiong, W. (2019). Boron nitride quantum dots decorated ultrathin porous g-C₃N₄: Intensified exciton dissociation and charge transfer for promoting visible-light-driven molecular oxygen activation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 245, 87-99. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2018.12.049>
- Yu, G., Wang, Y., Cao, H., Zhao, H., & Xie, Y. (2020). Reactive Oxygen Species and Catalytic Active Sites in Heterogeneous Catalytic Ozonation for Water Purification. *Environmental Science & Technology*, 54(10), 5931-5946. doi: [10.1021/acs.est.0c00575](https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00575)
- Zhang, X., Zhao, X., Li, H., Hao, X., Xu, J., Tian, J., & Wang, Y. (2023). Corrigendum: Detection methods of nanoparticles synthesized by gas-phase method: a review. *Frontiers in Chemistry*, Volume 11. Switzerland. <https://doi.org/10.3389/fchem.2023.1351829>
- Zhong, K.-Q., Xie, D.-H., Liu, Y.-J., Guo, P.-C., & Sheng, G.-P. (2023). Modulation of ultrathin nanosheet structure and nitrogen defects in graphitic carbon nitride for efficient photocatalytic bacterial inactivation. *Water Research X*, 20, 100193. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2023.100193>
- Zhou, Y., Zhang, L., Huang, W., Kong, Q., Fan, X., Wang, M., & Shi, J. (2016). N-doped graphitic carbon-incorporated g-C₃N₄ for remarkably enhanced photocatalytic H₂ evolution under visible light. *Carbon*, 99, 111-117. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2015.12.008>

Article Type

Review Article

مروری

نوع مقاله

Release and Fate of Microplastics in Groundwater and Nanotechnology Approaches to Control and Remediation of Pollution Sources

انتشار و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و رویکردهای نانوفناوری برای کنترل و پاکسازی منابع آلودگی

Z. Salahshoor¹, M. Madanian², E. Shokri^{3*}

زینب سلحشور^۱، ملیحه مدنیان^۲، احسان شکری^{۳*}

1, 3- Ph.D. in Environmental Engineering, Environmental Pollution, and Assistant Professor, Nanotechnology Research Department, Agricultural Biotechnology Research Institute of Iran (ABRII), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran.
2- Ph.D. in Environmental Engineering, Environmental Planning, Researcher in Soil and Water Research Department, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center of Isfahan, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Isfahan, Iran.

۱ و ۳- به ترتیب دکترای تخصصی مهندسی محیط‌زیست گرایش آلودگی محیط‌زیست و استادیار، بخش تحقیقات نانوتکنولوژی، پژوهشگاه بیوتکنولوژی کشاورزی ایران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. ۲- دکترای تخصصی مهندسی محیط‌زیست گرایش آمایش محیط‌زیست، پژوهشگر بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران.

Corresponding Author Email: e.shokri@abrii.ac.ir

رایانامه نویسنده مسئول: E-Mail: e.shokri@abrii.ac.ir

Received ➤ 10-10-2024
Revised ➤ 25-11-2024
Accepted ➤ 16-12-2025
Available Online ➤ 07-06-2025

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۷/۱۹
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۰۵
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۲۶
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۱۷

Abstract

چکیده

Today, microplastics are considered an emerging pollutant due to their high stability in the environment and inherent toxicity, making them a significant global concern, particularly in soil and groundwater. Living organisms can easily ingest microplastics, leading to bioaccumulation and causing acute and chronic harm, as well as carcinogenicity, developmental problems, and genotoxicity. The stability and biological dose of microplastics are important factors that play an important role in their toxicity and risk level. Microplastics enter the soil and groundwater environment from various sources, including the atmosphere, interactions with surface water bodies, urban infrastructure, or agricultural soils. Studies show that mechanical, physical, chemical, and biological transport processes can influence the dynamics and behavior of microplastics in the soil and groundwater environments. Due to their hydrophobic nature, high adsorption capacity, and large surface area, microplastics act as adsorbents and activators of other pollutants, leading to the proliferation of contamination. Therefore, the remediation of contaminated resources is essential for protecting the ecosystem and human health using innovative materials and technologies. Nanotechnology plays a significant role as a comprehensive approach in three areas: absorption, membrane processes, and photocatalytic degradation of microplastics. In addition to contaminated environment reclamation, a sustainable approach to reducing, reusing, and recycling plastic waste is necessary. Strategies to manage microplastic pollution in groundwater require a holistic approach that includes legislation, stakeholder engagement, research, and awareness-raising in developed and developing countries, with an emphasis on reducing microplastics at the source, improving waste management, and promoting responsible use of plastics.

امروزه میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک آلاینده نوظهور، به دلیل پایداری بالا در محیط زیست و سمیت ذاتی موضوعی مهم و نگران کننده در سطح جهانی به ویژه در خاک و آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به راحتی توسط موجودات زنده بلعیده و با تجمع زیستی باعث آسیب حاد، مزمن، سرطان‌زایی، مشکلات رشدی و ژنوتوکسیک شوند. پایداری و دوز بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها عوامل مهمی هستند که در ایجاد سمیت و میزان خطرآفرینی آن‌ها نقش مهمی دارند. میکروپلاستیک‌ها از منابع مختلفی از جمله جو، برهم‌کنش با بدنه‌های آب سطحی، زیرساخت‌های شهری یا خاک‌های کشاورزی وارد محیط خاک و آب‌های زیرزمینی می‌شوند. بررسی منابع نشان می‌دهد که فرآیندهای انتقال مکانیکی، فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می‌توانند بر پویایی و رفتار انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط خاک و آب زیرزمینی اثر گذارند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل ماهیت آبرگریزی، ظرفیت جذب و مساحت بالا، جاذب و فعال کننده سایر آلاینده‌ها می‌باشند و منجر به گسترش آلودگی می‌شوند. بنابراین بازسازی منابع آلوده شده برای حفاظت از سلامت اکوسیستم و انسان با مواد و فناوری‌های نوآورانه لازم و ضروری است. نانوفناوری به عنوان یک رویکرد همه جانبه در سه حیطه جذب، فرآیند غشایی و تخریب فتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها نقش مؤثری دارد. علاوه بر احیای محیط‌های آلوده، رویکرد پایدار برای کاهش، استفاده مجدد و بازیافت زباله‌های پلاستیکی لازم می‌باشد. استراتژی‌های مدیریت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی نیازمند یک رویکرد کل‌نگر است که شامل قانون‌گذاری، مشارکت ذی‌نفعان، تحقیقات و آگاهی بخشی در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه با تأکید بر کاهش میکروپلاستیک در منبع، بهبود مدیریت زباله و ترویج استفاده مسئولانه از پلاستیک است.

Keywords: Microplastic, Fate, Groundwater, Treatment, Nanotechnology.

واژه‌های کلیدی: میکروپلاستیک، سرنوشت، آب زیرزمینی، تصفیه، نانوفناوری.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Salahshoor, Z., Madanian, M. & Shokri, E. (2025). Release and Fate of Microplastics in Groundwater and Nanotechnology Approaches to Control and Remediation of Pollution Sources. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 26-45. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2410-1370>

میکروپلاستیک‌ها در برخی از آبخوان‌های مناطق ایران پرداخته‌اند. اولین مطالعه مربوط به توزیع میکروپلاستیک‌ها در آبخوان آبرفتی شهر شیراز است که نشان می‌دهد باتوجه به کاربری متنوع محل مطالعه، تنوع میکروپلاستیک‌ها بالا بوده و غلظت $0/1 - 1/3$ میکروپلاستیک بر لیتر گزارش شده است. این نشان می‌دهد که مصرف آب‌یرزمینی قابل شرب آلوده به میکروپلاستیک‌ها تهدیدی برای جوامع بشری است (Esfandiari و همکاران، ۲۰۲۲).

میکروپلاستیک‌ها حاوی انواع مختلفی از مواد افزودنی مانند نرم‌کننده، بازدارنده، آنتی‌اکسیدان و تثبیت‌کننده هستند که علاوه بر اثرات سمی بر روی اکوسیستم، ممکن است توسط ارگانیسم‌ها بلعیده و منجر به تجمع زیستی مواد شیمیایی سمی شوند (Bridson و همکاران، ۲۰۲۱). همچنین میکروپلاستیک‌ها می‌توانند سایر آلاینده‌ها را جذب کنند که باعث ایجاد خطرات ترکیبی برای اکوسیستم‌های طبیعی و سلامت انسان شوند. بنابراین علاوه بر مطالعه سرنوشت اکوسیستم‌های آلوده و کنترل منبع تخلیه میکروپلاستیک‌ها، فرآیند حذف آن‌ها یک رویکرد ساده برای کاهش فراوانی میکروپلاستیک‌ها در منابع طبیعی است (Goh و همکاران، ۲۰۲۲؛ Xu و همکاران، ۲۰۱۹).

حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش‌های معمول تصفیه آب به دلیل پایداری بالای آن‌ها با چالش مواجه است. از این رو، توسعه روش‌های حذف مؤثر لازم و حیاتی است (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). نانوتکنولوژی یک فناوری توانمند کلیدی است که به طور بالقوه می‌تواند در حوزه‌های مختلف فناوری به خصوص در تصفیه آب و فاضلاب استفاده شود. باتوجه به مساحت سطح زیاد^۱، سایت‌های جذبی و ویژگی‌های منحصر به فرد نانومواد استفاده از آن‌ها می‌تواند با کاهش لجن تولیدی و بدون ایجاد تغییرات قابل توجه در کل عملیات تصفیه، راندمان حذف را به طور چشمگیری افزایش دهد.

به‌کارگیری استراتژی‌های اصلاحی منابع آلودگی هم‌زمان با استراتژی‌های مدیریتی مانند ارتقا فناوری‌های بازیافت، اجرای چارچوب‌های نظارتی و موافقت‌نامه‌های بین‌المللی، اعمال محدودیت در استفاده از میکروپلاستیک در برخی محصولات و صنایع خاص، اجرای سیاست‌هایی که تولید، مصرف و دفع مسئولانه پلاستیک را ترویج می‌کنند، می‌تواند از انتشار و آلودگی منابع جلوگیری کند.

لذا با توجه به اثرات مهم میکروپلاستیک‌ها و ماهیت آب زیرزمینی به دلیل دشواری دسترسی و همچنین برای کمک به این زمینه تحقیقاتی نوظهور، در این تحقیق خلاصه‌ای از

با توجه به نیاز روبه‌رشد استفاده از پلاستیک در صنایع مختلف، تولید پلاستیک سالانه به ۳۵۹ میلیون تن در سال خواهد رسید (Wang و همکاران، ۲۰۲۱). آمارها نشان می‌دهد تنها ۶ تا ۲۶ درصد از این محصولات پلاستیکی پس از استفاده بازیافت می‌شوند، به این معنی که به دلیل سوء مدیریت ۷۴ تا ۹۴ درصد از محصولات پلاستیکی در محل دفن زباله‌ها و یا در محیط طبیعی تخلیه می‌شوند (Alimi و همکاران، ۲۰۱۸) و این آمار تا سال ۲۰۵۰ به حدود ۱۲ میلیارد تن خواهد رسید (Geyer و همکاران، ۲۰۱۷). پلاستیک‌ها به دلیل وزن سبک، پایداری و استحکام به طور گسترده در صنایع مختلف مانند تولیدات، هوا فضا، بسته‌بندی مواد غذایی، لوازم آرایشی و غیره مورد استفاده قرار می‌گیرند (Geyer و همکاران، ۲۰۱۷). محصولات پلاستیکی منتشر شده از طریق فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی به قطعات پلاستیکی کوچک‌تر تجزیه می‌شوند.

از سال ۲۰۰۴، برای توصیف ذرات یا قطعات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر، پژوهشگران از اصطلاح میکروپلاستیک (MPs)^۱ استفاده کردند. میکروپلاستیک‌ها به طور ناهمگن در طیف گسترده‌ای از اشکال، پلیمرها، اندازه‌ها و غلظت‌ها (Thompson و همکاران، ۲۰۰۴) در محیط‌های مختلف هوا (Zhang و همکاران، ۲۰۲۰)، اقیانوس (Huffer و همکاران، ۲۰۱۷)، خاک (Huang و همکاران، ۲۰۲۲)، رسوبات (Yang و همکاران، ۲۰۲۱)، آب سطحی (Kumar و همکاران، ۲۰۲۱) و حتی در مناطق قطبی (Mishra و همکاران، ۲۰۲۱) یافت می‌شوند. با وجود مطالعات انجام شده در زمینه حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف (در عمق بیش از ۳۰ متر چاه‌های شمال غرب آلمان، ایلینوی، ایالات متحده و در سفره آبرفتی در ویکتوریا، استرالیا و غیره)، مطالعات متمرکز بر وقوع و سرنوشت آن‌ها در منابع آب شیرین و به طور خاص در آب‌های زیرزمینی، بسیار اندک است (Yao و همکاران، ۲۰۲۰).

خاک‌ها و آب‌های زیرزمینی اکنون با آلودگی جدی میکروپلاستیک‌ها مواجه هستند (Alimi و همکاران، ۲۰۱۸؛ O'Connor و همکاران، ۲۰۱۹)، بنابراین، درک سرنوشت و انتقال میکروپلاستیک‌ها در خاک و آب‌های زیرزمینی برای ارزیابی توزیع محیطی و خطرات ناشی از این آلاینده‌های نوظهور لازم و ضروری است (Re، ۲۰۱۹؛ Wu و همکاران، ۲۰۲۰). لازم به ذکر است باتوجه به ماهیت پایدار و خطرات بالقوه میکروپلاستیک‌ها، تاکنون مطالعه‌ای مبنی بر ردیابی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی در ایران انجام نشده است و فقط مطالعات اندکی به بررسی حضور

منابع احتمالی آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از تعامل و انتقال از سایر محیط‌های طبیعی (مانند خاک، نفوذ آب دریا، زمین‌های کشاورزی و غیره)، اثرات میکروپلاستیک‌ها بر محیط زیرسطحی، سازوکارهای مرتبط با انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل و آب زیرزمینی مورد بحث قرار گرفته است. همچنین رفتارهای هم‌ترازیدی^۳ میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌های محلول یا میکرو/نانو ذرات در خاک، سیستم‌های آب زیرزمینی و فرآیند حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از فناوری نانو از منابع آلودگی به تفصیل بیان شده است. در ادامه رویکردهای قانونی و فناوریانه در کاهش و کنترل آلودگی میکروپلاستیک‌ها ارائه شده است.

منابع انتشار میکروپلاستیک‌ها در آب زیرزمینی

میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی عمدتاً از اتمسفر و فعالیت‌های مختلف انسانی مانند تولیدات کشاورزی، شهرنشینی، رواناب سطحی، فاضلاب کارخانه، کشتیرانی، ماهیگیری و غیره ناشی می‌شود (Shi و همکاران، ۲۰۲۲). حضور میکروپلاستیک‌ها در آب باران در شهرها و کلان شهرها تا ۲۵۰ ذره در مترمربع در روز گزارش شده است (Fischer و Klein، ۲۰۱۹؛ Liu و همکاران، ۲۰۱۹). انتقال از طریق اتمسفر به صورت ریزش‌های جوی منجر به توزیع میکروپلاستیک‌ها در فواصل طولانی می‌شود (Van Der Does و همکاران، ۲۰۱۸). در مناطق شهری، مدیریت نادرست زباله، تخلیه فاضلاب تصفیه نشده و رواناب سطحی از منابع متداول میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی هستند (Barchiesi و همکاران، ۲۰۲۰). میکروپلاستیک‌ها از طریق زهکش عمودی بستر رودخانه وارد آبخوان می‌شوند (Sophocleous، ۲۰۰۲). خط ساحلی منبع دیگری برای انتقال میکروپلاستیک‌ها است. نفوذ آب دریا به سفره‌های متخلخل ساحلی باعث نفوذ میکروپلاستیک‌ها به سفره‌های زیرزمینی می‌شود (Li و همکاران، ۲۰۲۱). منبع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک‌های کشاورزی استفاده از لجن‌های فاضلاب به عنوان کود با محتوای زیاد مواد مغذی آلی و معدنی است (Nizzetto و همکاران، ۲۰۱۶). آبیاری اراضی با استفاده از آب‌های سطحی تصفیه نشده نیز یکی دیگر از منابع ورود میکروپلاستیک‌ها به اراضی کشاورزی است. در اراضی کشاورزی اروپا و آمریکای شمالی، بارگیری میکروپلاستیک سالانه به ترتیب ۶۳-۴۳۰ و ۴۴-۳۰۰ هزار تن تخمین زده شده است که بیش از کل بار میکروپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها است (Nizzetto و همکاران، ۲۰۱۶). این میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق دو سیستم انتقال افقی و عمودی وارد آب‌های زیرزمینی

واقع در زیر زمین‌های کشاورزی و یا زیر کشت شوند (Wanner، ۲۰۲۱). انتقال افقی میکروپلاستیک‌ها در خاک بیشتر از طریق رواناب سطحی و فرسایش بادی انجام می‌شود (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۱)، درحالی که انتقال عمودی میکروپلاستیک در خاک عمدتاً تحت تأثیر میکروآرگانوسم‌ها و کرم‌های خاکی است که خطر آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در سیستم‌های آب زیرزمینی افزایش می‌دهد (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۱).

برای ردیابی منبع آلودگی اغلب از ویژگی‌های شکل میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شود (Shi و همکاران، ۲۰۲۲). به عنوان مثال، میکروپلاستیک‌های دانه‌ای ممکن است عمدتاً از مواد خام صنعتی مورد استفاده در محصولات مراقبت شخصی روزانه و محصولات پلاستیکی منتشر شوند (Wu و همکاران، ۲۰۲۰). میکروپلاستیک‌های فیبری ممکن است از لباس، سایش لاستیک، فعالیت‌های ماهیگیری و فاضلاب خانگی تصفیه نشده نشأت گیرد (Liu و همکاران، ۲۰۲۲). میکروپلاستیک‌های فوم کروی ممکن است از تکه تکه شدن فیزیکی و شیمیایی جعبه‌های بسته‌بندی بزرگ ناشی شود (Singh و همکاران، ۲۰۲۳). میکروپلاستیک‌های تکه تکه شده عمدتاً از کیسه‌های بافته شده، مواد بسته بندی و ظروف پلاستیکی حاصل می‌شوند (Bao و همکاران، ۲۰۲۳). به‌طورکلی PE و پلی اتیلن ترفتالات (PET) رایج‌ترین نوع میکروپلاستیک و الیاف و قطعه رایج‌ترین شکل میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی هستند (Huang و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین مناطق کشاورزی و مناطق شهری منابع مهمی هستند که بر غلظت میکروپلاستیک‌های در آب‌های زیرزمینی محلی تأثیر می‌گذارند (Shi و همکاران، ۲۰۲۲).

اثرات سوء میکروپلاستیک‌ها بر سلامت

موجودات زنده

بررسی‌های انجام شده بیانگر آن است که تقریباً هیچ تحقیقی در مورد اثرات آلودگی میکروپلاستیک‌های موجود در آب‌های زیرزمینی بر سلامت انسان و سایر موجودات انجام نشده است، که این یک شکاف بزرگ در تحقیقات بوده و نیاز است که به آن توجه شود (Chia و همکاران، ۲۰۲۱). بااین حال با توجه به نرخ ورود پلاستیک‌ها به بدنه‌های آبی (۸ میلیون در روز)، خاک‌های کشاورزی (به عنوان مثال سالانه ۴۴۰۰۰-۳۰۰۰۰ تن میکروپلاستیک وارد زمین‌های کشاورزی اروپا و آمریکا می‌شود) (Yu و همکاران، ۲۰۲۲) و حضور میکروپلاستیک‌ها پلی فنیلن اتر (PPE) در بدن بیش از ۲۰٪ سخت‌پوستان ساکن اقیانوس و سیستم گوارشی ماهی‌ها نشان‌دهنده خطر آفرینی این آلاینده نوظهور است (Ray و همکاران، ۲۰۲۲).

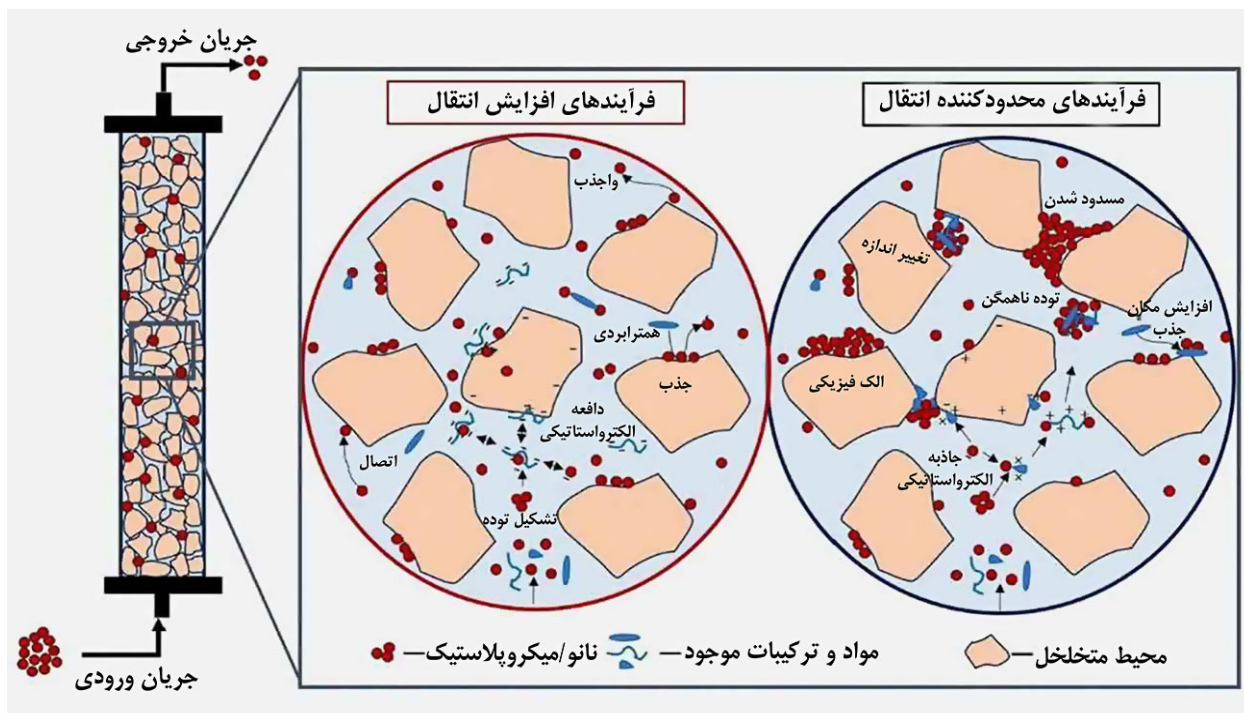
میکروپلاستیک‌ها در برابر تخریب شیمیایی مقاوم هستند. اگر بلعیده شوند، در برابر حذف مکانیکی مقاومت می‌کنند. بنابراین ماندگاری و دوز بیولوژیکی آن‌ها عوامل مهمی هستند که در ایجاد سمیت و میزان خطر آفرینی آن‌ها نقش دارند. مطالعات انجام شده بر روی بررسی اثرات میکروپلاستیک‌ها در سایر بدن‌های آبی نشان می‌دهد ذرات میکروپلاستیک به آسانی توسط موجودات آبی از جمله زئوپلانکتون‌ها، ماهی‌ها و پرندگان بلعیده می‌شوند. این ذرات می‌توانند به طور قابل توجهی در زنجیره‌ی غذایی تجمع یافته و به سطوح بالاتر منتقل شوند که تهدیدی جدی برای سطوح مختلف اکوسیستم به دلیل تجمع زیستی و بزرگنمایی زیستی است. همان طور که در بخش هم‌ترازردی با سایر آلاینده ذکر شده است، میکروپلاستیک‌ها جذب آلاینده‌های آلی پایدار (POPs)^۴ را تسهیل می‌کنند. این ترکیبات آلی معمولاً در آفت‌کش‌ها، حلال‌ها و محصولات دارویی یافت می‌شوند. عوامل محیطی مانند pH، دما، شوری و قدرت یونی بر جذب POPS در میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارند (Tang, ۲۰۲۱a). آسیب ناشی از MP در موجودات می‌تواند به روش‌های مختلفی مانند کاهش توانایی تولیدمثل، افزایش آسیب‌پذیری در برابر شکارچیان و اختلال در توانایی تغذیه ظاهر شود (Ding و همکاران، ۲۰۲۳؛ Liu و همکاران، ۲۰۲۲c). میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق ماکروفاژها وارد غدد لنفاوی قفسه سینه شوند و از طریق گردش خون سیستمیک به اندام‌های هدف ثانویه از جمله کبد، کلیه، طحال، قلب و مغز برسند و درجات مختلفی از اثرات نامطلوب بر این اندام‌ها ایجاد کنند (Kreyling و همکاران، ۲۰۰۹). مطالعه آزمایشگاهی اثر میکروپلاستیک بر پستانداران نشان می‌دهد ذرات نانو پلی استایرن (۲۰۲-۵۳۵ نانومتر) پس از بلعیده شدن توسط موش‌ها، وارد ریه‌ها شده و منجر به التهاب ریه می‌شود. همچنین بلع پلی وینیل کلراید (PVC) با اندازه ۵ تا ۱۱۰ میکرومتر باعث نرم شدن مغز، میکرونکروز و زخم در مغز سگ‌ها شد (Tan و همکاران، ۲۰۲۰). با این حال، درک تأثیر واقعی MPs بر بدن انسان با چالش‌های متعددی همراه است. طبق جدیدترین مطالعه، میکروپلاستیک پلی اتیلن در محدوده ۵/۰ و ۵ میکرومتر منجر به تغییراتی در وزن بدن و لنفوسیت‌ها در نوزادان می‌شود (Park و همکاران، ۲۰۲۰). بررسی‌ها نشان می‌دهد برخی از مواد افزودنی موجود در میکروپلاستیک‌ها آسیب جدی از جمله سمیت تولید مثلی (به عنوان مثال، بیسفنول آو دی اتیل هگزیل فتالات)، سرطان‌زایی (به عنوان مثال، کلرید وینیل و بوتادین)، و جهش‌زایی (به عنوان مثال، بنزن و فتل) به بدن انسان وارد می‌کنند (Powell و همکاران، ۲۰۱۰).

پژوهش‌ها در مورد اثرات میکروپلاستیک‌ها بر روی گیاهان هنوز در مراحل اولیه است. طبق نظر برخی از پژوهشگران، میکروپلاستیک‌های موجود در آب‌های زیرزمینی بیشتر از طریق نفوذ از زمین‌های کشاورزی وارد این منابع می‌شوند. مسیرهای جذب بالقوه بیشتر از طریق خاک و در برخی از زمین‌های کشاورزی توسط ریشه‌های گیاه رخ می‌دهد. قرار گرفتن محصولات در معرض آب‌های زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک می‌تواند باعث جذب میکروپلاستیک در ریشه‌های گیاه یا تغییر در ویژگی‌های خاک شود که هر دو می‌توانند بر رشد گیاه تأثیر بگذارند (Natesan و همکاران، ۲۰۲۱). جذب میکروپلاستیک‌ها توسط فعالیت میکروبی و ریشه‌های گیاه خطری برای گیاهان خوراکی ایجاد می‌کند و در نهایت می‌تواند در سیستم زنجیره غذایی توزیع شود (Igalavithana و همکاران، ۲۰۲۲). آب‌های زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک‌ها برای استفاده به عنوان آب آشامیدنی یا در فرآورده‌های کشاورزی برای سلامت انسان خطرناک‌تر از مصرف غذاهای دریایی و ماهی‌های آلوده است (Re، ۲۰۱۹). در مورد فرآورده‌های کشاورزی، اگر از آب‌های زیرزمینی آلوده شده به میکروپلاستیک‌ها برای زمین‌های کشاورزی و زیر کشت استفاده شود، می‌توان یک سیستم چرخه میکروپلاستیک ایجاد کرد. افزایش آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی می‌تواند اثرات مخربی بر میکروارگانیسم‌های آب زیرزمینی ایجاد کند. با این حال، سازوکار دقیق چگونگی تأثیر میکروپلاستیک‌های آب زیرزمینی بر گونه‌های جانوری ناشناخته باقی‌مانده و به تحقیقات بیشتری نیاز دارد. (سالاری درگهی و خراسانی، ۱۴۰۱؛ مهاجری و همکاران، ۱۴۰۰؛ شعبانلو و همکاران، ۱۴۰۱)

سرنوشت وسازوکارهای انتقال میکروپلاستیک‌ها

در آب زیرزمینی

سازوکارهای انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی به دلیل دشواری ردیابی به خوبی شناخته شده نیست. معمولاً برای شبیه‌سازی و پیش‌بینی انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی از ستون‌های پر شده از ذرات اشباع از آب استفاده می‌شوند. در حال حاضر، بحث سازوکار انتقال و نگهداشت میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل عمدتاً بر اساس وضعیت فیزیکی و تغییرات شیمیایی سطحی آن‌ها در طول فرآیند هیدرودینامیکی است که با نظریه DLVO ارزیابی می‌شود (Xu و همکاران، ۲۰۲۳). هنگامی که میکروپلاستیک‌ها وارد محیط زیرسطحی می‌شوند، می‌توانند تجمع، حذف به واسطه اندازه، رسوب/جذب یا انتقال را تجربه کنند (شکل ۱). این فرآورده‌ها تا حد زیادی به خواص میکروپلاستیک‌ها و شرایط محیطی



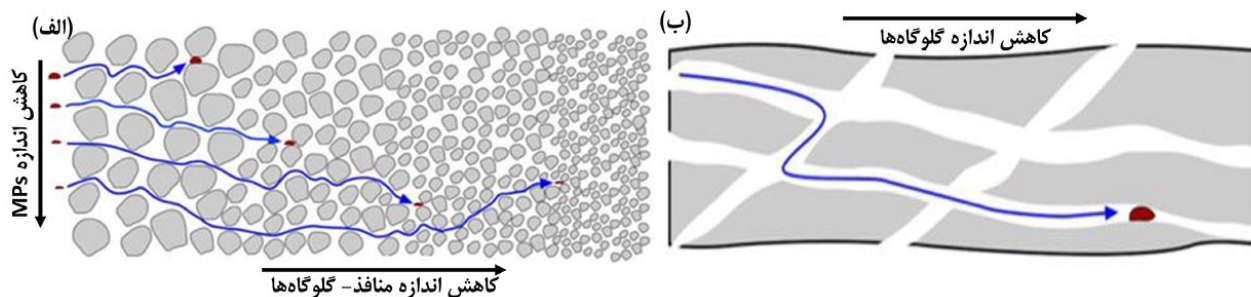
شکل ۱- انتقال نانو/میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل زیرسطحی (Li و همکاران، ۲۰۲۴)

نقش حایل‌شدگی داشته باشد، چرا که میکروپلاستیک‌ها در منافذ باریک در طول انتقال از منطقه هیپورهیک به آب‌های زیرزمینی به دلیل فرآیندهای غربالگری مانند تجمع، حذف اندازه، نشست یا چسبندگی و قطعه قطعه شدن به دام می‌افتند. انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل از طریق منافذ و شکاف‌های خاک زمانی رخ می‌دهد که اندازه میکروپلاستیک کوچک‌تر از اندازه منافذ خاک باشد (شکل ۲). این فرآیندها تحت تسلط گرانش، نیروهای هیدرودینامیکی و برهم‌کنش با محیط متخلخل هستند (Cohen و Radian، ۲۰۲۲). میکروپلاستیک‌ها پس از ورود به خاک، می‌توانند به طور طبیعی به صورت جانبی و عمودی تحت اثر گرادیان هیدرولیکی و گرانش حمل شوند (Hubbart و Petersen، ۲۰۲۱).

اطراف بستگی دارد. میکروپلاستیک‌ها ممکن است با ذرات کلوئیدی معلق یا سایر میکروپلاستیک‌ها تشکیل توده دهند که منجر به تغییر قطر و وزن توده‌ها می‌شود. تغییرات در این ویژگی‌ها می‌تواند تعیین کند که آیا میکروپلاستیک‌ها در داخل آب‌های زیرزمینی رسوب می‌کنند یا به ذرات و کلوئیدهای موجود می‌چسبند یا در بخش آب معلق می‌مانند. به طور کلی سازوکار انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب زیرزمینی را می‌توان به سازوکار انتقال مکانیکی، فیزیکوشیمیایی و انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی تقسیم‌بندی کرد (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

۱. انتقال مکانیکی

تراوش و نفوذ: محیط متخلخل زیر سطحی به عنوان یک منطقه تعاملی بین آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی است که می‌تواند



شکل ۲- (الف) محیط متخلخل به عنوان فیلتری عمل می‌کند که نانو/میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر از منافذ و گلوگاه‌ها را مسدود می‌کند؛ (ب) در محیط متخلخل شکاف‌دار نانو/میکروپلاستیک‌ها از طریق کانال‌ها حرکت کرده و در کانال‌های کوچک‌تر از اندازه مسدود می‌شوند (Viaroli و همکاران، ۲۰۲۲)

۲. انتقال فیزیوشیمیایی

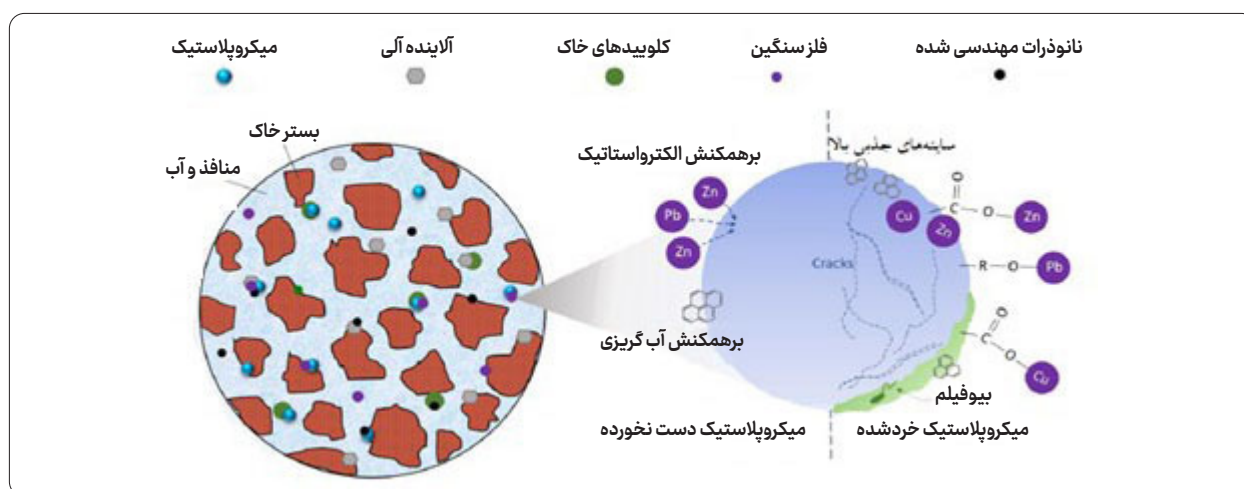
برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی: برهم‌کنش الکترواستاتیکی نیروهای اصلی برای انتقال میکروپلاستیک‌ها در سفره‌های آب زیرزمینی هستند (شکل ۳) که اغلب با پتانسیل زتا مشخص می‌شود. طبق نظریه DLVO، پایداری نانوذرات کلئیدی به انرژی پتانسیل کل سیستم بستگی دارد، بنابراین در نقطه ایزوالکتریک (پتانسیل صفر) ناپایدار بوده و تمایل به تشکیل توده دارند (Larue و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین، پتانسیل زتا به طور گسترده‌ای به عنوان معیاری برای تخمین پایداری کلئیدی و پراکندگی میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شود. همچنین پتانسیل سطح، ضخامت و جرم ماده آلی جذب شده به عنوان سه پارامتر برای ارزیابی سازوکار پایداری استفاده می‌شود (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

آبگریزی: علاوه بر برهم‌کنش الکترواستاتیکی، آبگریزی نیز نقش مهمی در انتقال میکروپلاستیک‌ها در سیستم آب زیرزمینی ناحیه هیپوریک و تجمع ناهمگن آن‌ها دارد (شکل ۳). آبگریزی میکروپلاستیک نیز تحت تأثیر مواد مختلف مانند بیوفیلیم‌ها، مواد آلی طبیعی و سورفکتانت‌ها است. تحت شرایط محیطی مناسب تشکیل بیوفیلیم‌ها و جذب مواد آلی طبیعی می‌تواند فراوانی گروه‌های عاملی مانند کربوکسیل و کتون را در سطح برخی از میکروپلاستیک‌ها افزایش دهد و ویژگی آبگریزی سطح را کاهش دهد (Tu و همکاران، ۲۰۲۰)، در نتیجه انرژی برهم‌کنش دافعه با ماتریس برخی از بسترها مانند ماسه کواترز ایجاد و میزان تحرک و جابه‌جایی میکروپلاستیک در محیط‌های آبی افزایش می‌یابد (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

پیوند π - π ، پیوند هیدروژنی و نیروهای واندروالس: برهم‌کنش π - π و پیوندهای هیدروژنی می‌توانند در جذب مواد آلی طبیعی

و میکروارگانیزم‌ها در میکروپلاستیک‌ها نقش داشته باشند (Li و همکاران، ۲۰۲۳) و سپس بر تجمع و رفتار انتقال آن‌ها در آب زیرزمینی تأثیر بگذارند. مطالعات قبلی بر این واقعیت متمرکز شده‌اند که برهم‌کنش‌های π - π میل ترکیبی بین پلیمرهای آروماتیک و ترکیبات آروماتیک را افزایش می‌دهد، پیوندهای هیدروژنی میل ترکیبی بین گیرنده (گروه آمید) و گیرنده پروتون (گروه کربونیل، کربوکسیل و هیدروکسیل) را افزایش داده و pH و شوری نیز عواملی هستند که بر استحکام پیوندهای هیدروژنی تأثیر می‌گذارند (Li و همکاران، ۲۰۲۳). به بیان دیگر، پیوند π - π یک پیوند غیرکووالانسی است که جذب آلاینده‌های آلی را با حلقه‌های آروماتیک روی میکروپلاستیک‌ها افزایش می‌دهد (Prajapati و همکاران، ۲۰۲۲). مقدار زیادی اسیدهای فولیک (FA) در محیط آب می‌تواند توده‌های مولکولی را با میکرو/نانوپلاستیک‌ها از طریق پل‌های هیدروژنی تشکیل دهد و از انتقال آن‌ها جلوگیری کند (Gui و همکاران، ۲۰۲۲).

برهم‌کنش‌های لیگاند کاتیونی و کمپلکس سطحی: گروه‌های عاملی موجود در میکروپلاستیک‌های مختلف (حلقه‌های آروماتیک در PET و PS، ارتعاش کشش CH_3 در PP و گروه‌های ترفتالات در PET و غیره)، گروه‌های عاملی اکسیژنی تشکیل شده در طول فرآیند پیری (گروه‌های هیدروکسیل، کربونیل و کربوکسیل و غیره) و ترکیب سایر گروه‌های عاملی (مانند گروه‌های فنولیک هیدروکسیل، آمینو و کربوکسیل) موجود در غشاهای بیولوژیکی (شکل ۳) نیز می‌تواند باعث برهم‌کنش لیگاند‌های کاتیونی آلاینده‌ها و کمپلکس سطحی شود و در نهایت مانع از انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و مناطق متخلخل شود (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).



شکل ۳- انتقال فیزیوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها در محیط زیرسطحی (Ren و همکاران، ۲۰۲۱)

۳. انتقال وابسته به فرآیندهای بیولوژیکی

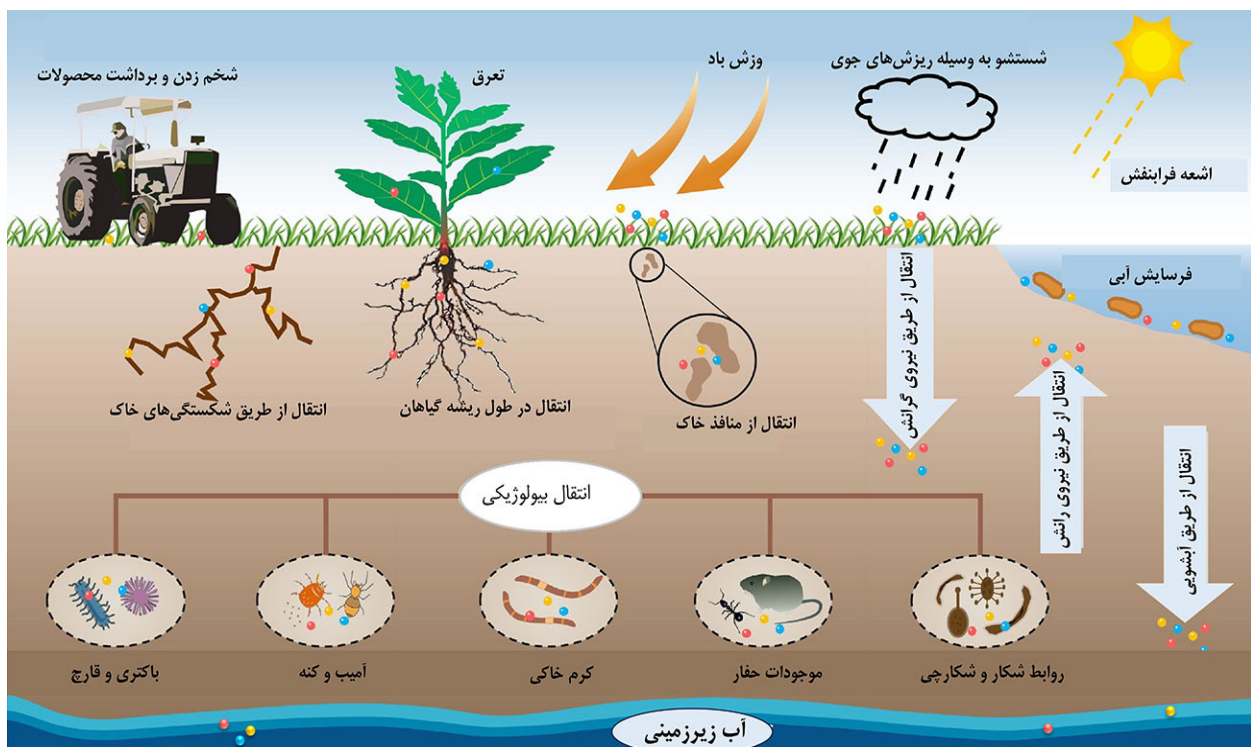
فرآیندهای گیاهی و فعالیت جانوری می‌توانند به طور مستقیم یا غیرمستقیم بر انتقال میکروپلاستیک‌ها، حرکت عمودی و افقی آن‌ها در سفره‌های آب زیرزمینی از طریق شکاف‌های خاک، ریشه‌های گیاهان و فعالیت‌هایی موجودات زنده خاک تأثیر بگذارند (شکل ۴). رشد و حذف ریشه‌های گیاهان می‌تواند کانال‌هایی را برای انتقال میکروپلاستیک‌ها فراهم کند و روش‌های سنتی کشاورزی (مانند شخم زدن) در اکوسیستم‌های کشاورزی می‌تواند سطوح خاک را جابه‌جا کرده و در نتیجه باعث جابه‌جایی میکروپلاستیک‌ها به سطوح عمیق و آب زیرزمینی شود (Gui و همکاران، ۲۰۲۲). مهاجرت افقی میکروپلاستیک‌ها در خاک تحت تأثیر فعالیت‌های حیوانی، میکروبی و اقدامات زراعی است. بی‌مهرگان مانند کرم‌ها نیز به عنوان حامل یا "تجزیه کننده" در انتقال میکروپلاستیک‌ها مشارکت دارند (Connon و همکاران، ۲۰۰۳).

هم‌ترازایی با سایر آلاینده‌ها

رفتارهای هم‌ترازایی میکروپلاستیک‌ها و با سایر آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین و دیگر آلاینده‌ها در اندازه میکرو/نانو پیچیده‌تر از انتقال فردی آن‌ها در سیستم‌های خاک و آب زیرزمینی است (Dong و همکاران، ۲۰۲۲). آلاینده‌های محلول (مانند فلزات

سنگین و آلاینده‌های آلی) ممکن است از طریق سازوکارهای فیزیکوشیمیایی متعددی مانند $\pi-\pi$ ، کمپلکس‌سازی و برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند که در شکل (۵) به صورت شماتیک آورده شده است. فاکتورهایی مانند شرایط آبی (مانند نوع الکترولیت، قدرت یونی، pH و NOM) و وضعیت آلاینده نیز بر فرآیند جذب تأثیر می‌گذارند. به دلیل ویژگی‌های کلوئیدی، تحرک میکروپلاستیک‌ها ممکن است بیشتر از آلاینده‌های محلول در خاک و آب‌های زیرزمینی باشد. در نتیجه، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به‌عنوان یک ناقل عمل کنند و بر رفتارهای انتقال این آلاینده‌ها از طریق فرآیند هم‌ترازایی تأثیر بگذارند و انتقال و توزیع گسترده‌تر این آلاینده‌ها را در سیستم‌های خاک و آب زیرزمینی تسهیل کنند (Dong و همکاران، ۲۰۲۲).

علاوه بر آلاینده‌های موجود در محیط خارجی، میکروپلاستیک‌ها ممکن است برخی از آلاینده‌ها را در طول فرآیند انتقال خود آزاد کنند. افزودنی‌های موجود در میکروپلاستیک‌ها، مانند استرهای اسید فتالیک و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای می‌توانند به راحتی از سطح میکروپلاستیک‌ها آزاد و در محیط پراکنده شوند (Kida و Koszelnik، ۲۰۲۱). تاکنون، رفتارهای هم‌ترازایی میکروپلاستیک‌ها با این آلاینده‌های آزاد شده مشخص نیست، حتی اگر تأثیر زیادی بر کیفیت خاک و آب‌های زیرزمینی داشته



شکل ۴- انتقال بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها در محیط زیر سطحی (Zhao و همکاران، ۲۰۲۲)

باشند. احتمالاً، چهار فرآیند زیر ممکن است بر رفتار انتقال آن‌ها رخ دهد:

- (۱) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است مجدداً روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند و خواص سطحی آن‌ها را تغییر دهند و در نتیجه بر انتقال میکروپلاستیک تأثیر بگذارند،
- (۲) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است میکروپلاستیک‌ها را ترک کنند و «آزاد» باشند و تأثیر ناچیزی بر انتقال میکروپلاستیک نشان دهند،
- (۳) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است با مکان‌های رسوب میکروپلاستیک روی سطح بستر رقابت کنند یا آن‌ها را بپوشانند و در نتیجه از نگهداشت میکروپلاستیک‌ها جلوگیری کنند،
- (۴) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است به عنوان پل‌هایی برای اتصال میکروپلاستیک‌ها و محیط‌ها عمل کنند، نگهداشت میکروپلاستیک‌ها را افزایش داده و در نتیجه انتقال آن‌ها را در محیط متخلخل کاهش دهند (Dong و همکاران، ۲۰۲۲).

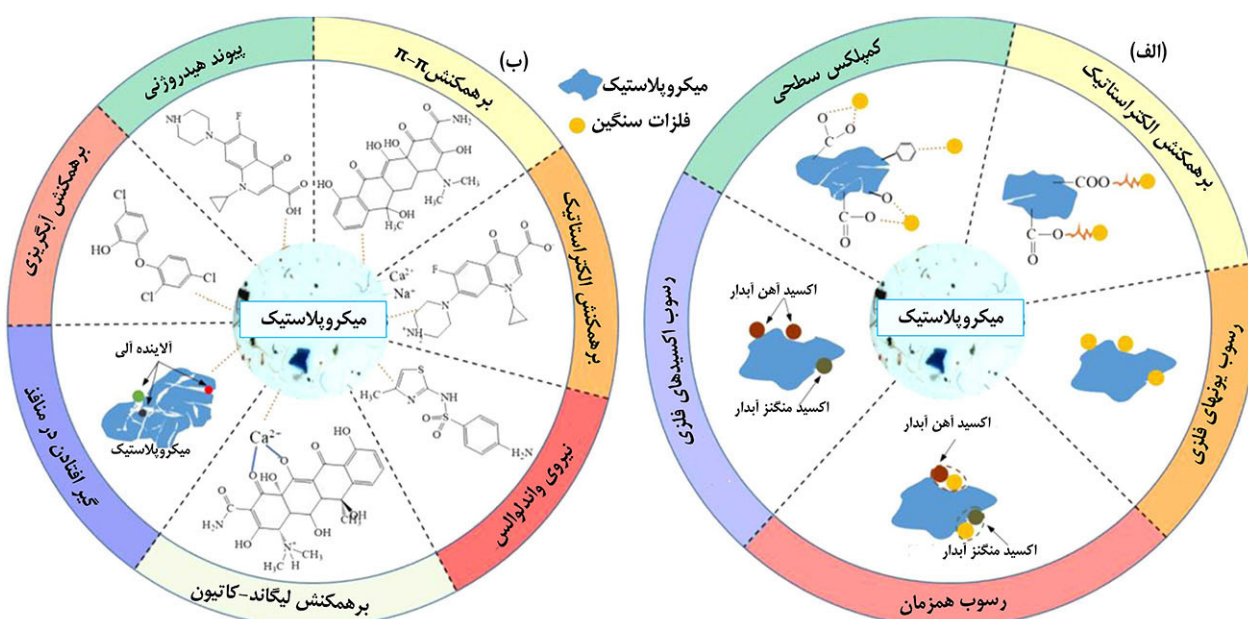
تصفیه و بازسازی منابع آلوده

با توجه به حضور میکروپلاستیک‌ها در بسترهای طبیعی و خطراتی که ایجاد می‌کنند، حذف آن‌ها از محیط‌های آلوده اهمیت بالایی دارد تا احتمال قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک‌ها و آسیب به سلامت موجودات و اکوسیستم کاهش یابد. تمام روش‌هایی که در حال حاضر برای حذف میکرو/نانوپلاستیک‌ها

استفاده می‌شوند، اساساً روی محیط آبی تمرکز دارند (Liu و همکاران، ۲۰۲۲b).

به‌طور کلی، روش‌های حذف به سه دسته روش‌های فیزیکی، روش‌های فیزیکوشیمیایی و روش‌های بیولوژیکی طبقه‌بندی می‌شوند. روش‌های فیزیکی شامل فیلتراسیون، غشاهای نانوالیاف الکتروریسی شده، جداسازی برحسب چگالی، تالاب مصنوعی و استفاده از مواد فوق آب‌گریز است. انعقاد، لخته‌سازی و رسوب، انعقاد الکتریکی، جذب و مغناطیس، اکسیداسیون پیشرفته، میکروماشین و تخریب حرارتی که جز روش‌های فیزیکوشیمیایی هستند، در آن واکنش‌های شیمیایی کم و بیش با تغییرات فیزیکی خاصی در فرآیند حذف همراه است. روش‌های بیولوژیکی که همواره از فناوری‌های مهم برای اصلاح محیط‌های آبی و خاکی بوده است، در سال‌های اخیر، برای تخریب و تجزیه آلاینده‌های پلاستیکی به کار گرفته شده‌اند. روش‌های بیولوژیکی حذف میکروپلاستیک‌ها عمدتاً به هیدرولیز و هضم آن‌ها توسط میکروارگانیسم‌هایی مانند قارچ‌ها، باکتری‌ها و آنزیم‌های خارج سلولی اشاره دارد و شامل تجمع میکروارگانیسم‌ها، تخریب میکروبی و بیوراکتور غشایی است (Liu و همکاران، ۲۰۲۲b؛ Moteallemi و همکاران، ۲۰۲۴).

فعالیت‌های اخیر در پژوهش‌های حذف آلاینده‌ها از منابع آبی می‌تواند بسیاری از مشکلات مربوط به کمیت و کیفیت منابع



شکل ۵- الف) سازوکارهای جذب آلاینده‌های غیرآلی و ب) آلاینده‌های آلی به میکروپلاستیک‌ها (Ren و همکاران، ۲۰۲۱)

آبی را برطرف کند. با این حال، اغلب روش‌های تصفیه از نظر شیمیایی، انرژی و عملیاتی، فشرده و متمرکز بر سیستم‌های بزرگ هستند و بنابراین نیاز به تزریق قابل توجهی از سرمایه، تخصص مهندسی و زیرساخت‌ها دارند که همگی مانع استفاده از اغلب روش‌ها در سراسر جهان می‌شود. انتظار می‌رود با تمرکز و پیشرفت علم در برهم‌کنش بین مواد تشکیل دهنده در آب و مواد مورد استفاده برای تصفیه، روش‌های جدید، پایدار، مقرون به صرفه و ایمن برای افزایش منابع و تصفیه آب بتواند توسعه یابد (Rizvi و همکاران، ۲۰۲۴).

باتوجه به کاربردهای گسترده نانومواد در زمینه‌های مختلف، می‌توان از آن‌ها به عنوان ابزاری برای تصفیه و حذف میکروپلاستیک نیز استفاده کرد. استفاده از نانومواد در حذف MPs کاربردهای مختلفی دارد. یکی از رویکردهای موثر، ادغام مستقیم نانوذرات در موادی است که در حال حاضر برای حذف MPs استفاده می‌شوند، بدون اینکه تغییرات اساسی در کل عملیات ایجاد شود مانند استفاده از نانوذرات در ماتریس غشاهای (Das و همکاران، ۲۰۲۴) و یا جایگزینی جاذب‌های رایج (خاک رس، ژئولیت‌ها، کربن فعال و غیره) که معمولاً به دلیل عدم انتخاب‌پذیری و سطح ویژه پایین کارایی محدودی دارند و نمی‌توانند به طور انتخابی آلاینده‌های خاصی را حذف کنند، با نانو جاذب‌ها (نانومواد مغناطیسی، نانولوله‌های کربنی، چارچوب‌های فلزی-آلی و غیره) به دلیل سطح ویژه فوق‌العاده بالا، مکان‌های جذبی فراوان، اندازه منافذ متغیر و شیمی سطح، منجر به حذف کارآمدتر و تولید لجن کمتری می‌شوند (Das و همکاران، ۲۰۲۴). مطالعات نشان می‌دهد استفاده از فناوری نانو در حذف میکروپلاستیک‌ها به سه روش جذب، تخریب فوتوکاتالیستی و فناوری‌های غشایی انجام می‌شود. روش جذب و غشایی جز فرآیندهای جداسازی در نظر گرفته می‌شوند، درحالی که تخریب فوتوکاتالیستی یک فرآیند حذف به روش تخریب است.

۱. استفاده از نانو تکنولوژی در بازسازی منابع آلوده

۱-۱. جذب

جذب یک روش ساده، پایدار و مقرون به صرفه در تصفیه آب است (Rashid و همکاران، ۲۰۲۱). این فرآیند توسط پدیده‌های سطحی کنترل می‌شود که به موجب آن مولکول‌های آلاینده از توده سیال به سطح جامد متصل می‌شوند. مساحت سطح بالا یکی از مهم‌ترین عوامل در تعیین اثربخشی کلی فرآیند است. در مقایسه با سایر جاذب‌ها، نانو جاذب‌ها دارای سطح ویژه بسیار فعال و متخلخل هستند که می‌تواند فرآیند جذب آلاینده‌ها را به طور قابل توجهی بهبود بخشد (Sirisha و Cheriyaundath، ۲۰۲۰).

نانوجاذب‌های مورد استفاده در حذف میکروپلاستیک‌ها در دو دسته کلی نانو جاذب مغناطیسی و غیر مغناطیسی طبقه‌بندی می‌شوند که عمدتاً بیوپلار، کربن فعال و مواد چارچوب فلزی-آلی هستند. این مواد همگی مواد متخلخل سه بعدی هستند و دارای برخی خواص عالی مشابه مانند استحکام مکانیکی بالا و زیست سازگار هستند (Arenas و همکاران، ۲۰۲۱؛ Sun و همکاران، ۲۰۲۰؛ Zhou و همکاران، ۲۰۲۲). استفاده از نانوجاذب مغناطیسی و ساختارهای سه بعدی به دلیل قابلیت جداسازی از ماتریس و استفاده مجدد به جاذب‌های غیرمغناطیسی ترجیح داده می‌شوند. چراکه امکان جداسازی جاذب و بازسازی آن برای استفاده‌های مجدد به دلیل استفاده از یک میدان مغناطیسی، ساده‌تر و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه‌تر است.

گزینه‌پذیری نانوجاذب‌ها در حذف میکروپلاستیک‌ها را می‌توان عمدتاً با تغییر شیمی سطح، به عنوان مثال، عامل‌دار کردن سطح یا آبریزتر کردن آن‌ها و افزایش بار مثبت سطح، مانند استفاده از گروه‌های عاملی هگزادسیل تری متوکسی سیلان (Grbic و همکاران، ۲۰۱۹)، اسید لوریک ($C_{12}H_{25}O_4$) (Rius-) (Ayra و همکاران، ۲۰۲۰) و یا کامپوزیت با دیگر نانومواد آبریز مانند نانولوله‌های کربن مغناطیسی (Tang و همکاران، ۲۰۲۱)، فازهای مایع یونی با پشتیبانی از پلی‌اکسومتالات مغناطیسی (Misra) (magPOM-SILPs و همکاران، ۲۰۲۰)، و بیوپلار مغناطیسی اصلاح شده با Mg/Zn و غیره (Singh و همکاران، ۲۰۲۱؛ Wang و همکاران، ۲۰۲۱) افزایش داد. به‌طوری که کارایی حذف میکروپلاستیک‌ها به بیش از ۹۰ درصد می‌رسد. مطالعات سینتیک جذب نشان می‌دهد که برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک، پیوندهای هیدروژنی و برهم‌کنش‌های π - π به ظرفیت جذب بالای میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کند. سازوکار حذف PS، PE و PET عمدتاً به دلیل آبریزی، PA به دلیل برهم‌کنش الکترون π - π ، کمپلکس شدن، برهم‌کنش الکترواستاتیک و پیوند هیدروژنی است (Tang و همکاران، ۲۰۲۱).

۲-۱. فیلتراسیون غشایی

فناوری‌های تجاری مبتنی بر غشا تصفیه آب را می‌توان به اسمز معکوس (RO)^۹، نانوفیلتراسیون (NF)^۷، اولترافیلتراسیون (UF)^۸ و میکروفیلتراسیون (MF)^۸ طبقه‌بندی کرد. غشاهای از طریق مکانسیم‌های مختلف مانند پس‌زنی که وابسته به بار سطحی غشا و میکروپلاستیک‌ها است، حذف از طریق فرآیند الک که وابسته به اندازه ذرات و قطر غشا دارد و در نهایت حذف از طریق جذب می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را حذف کنند (Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۱؛ Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۲). غشاهای UF و NF باتوجه به ماهیت

ساختاری و میزان مصرف انرژی گزینه‌های امیدوار کننده در میان روش‌های غشایی در حذف میکروپلاستیک‌ها هستند. با این حال، تجمع میکروپلاستیک‌ها در سطح غشا منجر به ایجاد رسوب و افزایش فعالیت میکروبی می‌شود.

فعالیت میکروبی به نوبه خود باعث تشدید انسداد می‌شود چرا که محصولات جانبی میکروبی مانند تریپتوفون در منافذ غشا گیر کرده و باعث ایجاد رسوب شدید می‌شود (Dalmat-Soler و همکاران، ۲۰۲۱؛ Li و همکاران، ۲۰۲۱b). برای حل این مشکل از پیش تصفیه قبل از فرآیند غشایی استفاده می‌کنند مانند استفاده از منعقدکننده‌های مبتنی بر آهن. استفاده از منعقدکننده‌ها علاوه بر افزایش کارایی حذف، باعث کاهش رسوب غشایی نیز می‌شود. چرا که لخته‌های تشکیل شده با ایجاد کیک در سطح غشا می‌تواند (۱) به عنوان یک الک اضافی عمل کرده و (۲) از گیر افتادن مولکول‌های کوچک در داخل غشا جلوگیری کند.

این لایه کیک ناهمگن می‌تواند بدون آسیب دائمی به غشا از طریق شستشوی معکوس به راحتی از سطح غشا جدا شود (Ma و همکاران، ۲۰۱۹). یکی دیگر از روش‌های افزایش کارایی غشا در حذف میکروپلاستیک‌ها استفاده از نانومواد در ماتریس و سطح غشا است مانند استفاده از نانومواد چارچوب‌های فلزی آلی (MOFs) (Gnanasekaran و همکاران، ۲۰۲۱) اکسید گرافن کاهش یافته (rGO) (Fryczkowska و Przywara، ۲۰۲۱؛ Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۱) و غیره. استفاده از نانومواد باعث افزایش آب‌دوستی سطح، افزایش تخلخل و کاهش گرفتگی غشا در نتیجه افزایش شار و راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها می‌شوند. از طرفی با تغییر شیمی سطح می‌توان از طریق پس‌زنی میکروپلاستیک‌ها را حذف نمود. استفاده از غشاهای نانوالیاف الکتروریسی از دیگر روش‌های افزایش کارایی حذف، شار، استحکام مکانیکی، طول عمر غشا و کاهش هزینه‌های نگهداری است.

۳-۱. تخریب با فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته

میکروپلاستیک‌ها به طور طبیعی می‌توانند تخریب شوند. این سرعت تخریب بسیار کند است که می‌توان آن را با فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOP) تسریع بخشید. روش‌های AOP را می‌توان به طور عمده به تجزیه فوتوکاتالیستی، اکسیداسیون فنتون و اکسیداسیون پرسولفات طبقه‌بندی کرد. تجزیه فوتوکاتالیستی که رایج‌ترین فرآیند AOP است، به کمک مواد نیمه‌هادی انجام می‌شود و یک فناوری سبز محسوب می‌شود. در این روش الکترون‌ها با قرار گرفتن در معرض منبع نور می‌توانند از باند ظرفیت به باند هدایت برانگیخته شوند. هنگامی که

الکترون‌ها برانگیخته می‌شوند، باعث ایجاد گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) می‌شود که توانایی تخریب میکروپلاستیک‌ها را دارند. شکل (۶) به صورت شماتیک مراحل تخریب فوتوکاتالیزی میکروپلاستیک‌ها با نانومواد TiO_2 را نشان می‌دهد (Domínguez-Jaimes و همکاران، ۲۰۲۱).

فرآیند تخریب فوتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها نیز تحت تأثیر شرایط و عوامل مختلفی مانند شکل و غلظت میکروپلاستیک، نوع کاتالیزور، زمان و شدت روشنایی، pH، دما و غیره است (Hanif و همکاران، ۲۰۲۲). استفاده از نانومواد مهندسی شده می‌تواند با افزایش جذب نور، گسترش محدوده طول موج، یا تغییر مورفولوژی نیمه‌هادی کارایی حذف را بهبود بخشند (Llorente-García و همکاران، ۲۰۲۰). نانومواد مختلفی مانند تیتانیا (TiO_2)، اکسید روی (ZnO) که علاوه بر پتانسیل ردوکس بالا و تحرک الکترون در دمای اتاق، فعالیت ضد باکتریایی نیز دارد (Laxman و همکاران، ۲۰۱۷؛ Qi و همکاران، ۲۰۱۷)، اکسید مس (CuO) و غیره در تخریب و حذف میکروپلاستیک‌ها به کار گرفته شده است. کاهش اندازه فوتوکاتالیست‌ها باعث افزایش سطح و فعالیت فوتوکاتالیستی می‌شود (All'e و همکاران، ۲۰۲۱؛ Ariza-Tarazona و همکاران، ۲۰۱۹). با این حال، کاهش اندازه زیر آستانه محدودیت کوانتومی می‌تواند فاصله باند نیمه‌هادی‌ها را افزایش دهد که به معنای محدودیت در طیف ظرفیت جذب است. بنابراین، تنظیم دقیق اندازه و طراحی نانومواد نیمه‌هادی برای عملکرد در نور مرئی بسیار مهم است (Llorente-García و همکاران، ۲۰۲۰).

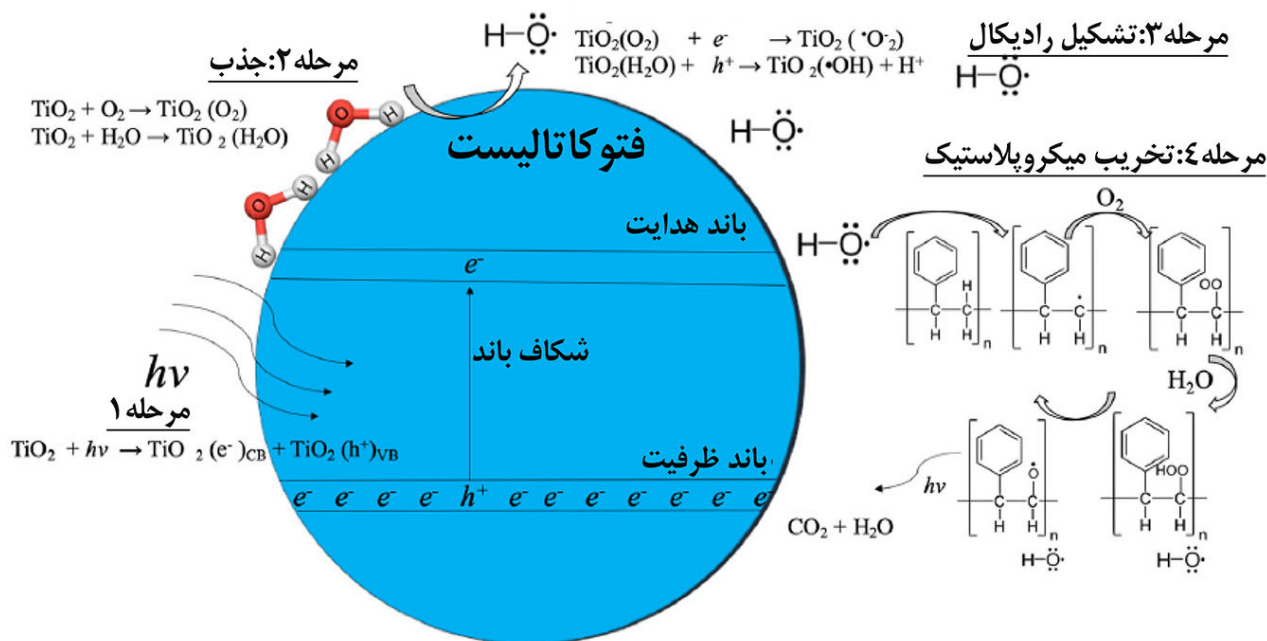
اکسیداسیون کاتالیزوری تخریب میکروپلاستیک‌ها می‌تواند با استفاده از نانومواد گرافیتیک نیز انجام شود. به عنوان مثال مطالعات نشان می‌دهد نانولوله‌های کربنی فئر مانند عامل دار شده (Kang و همکاران، ۲۰۱۹) که علاوه بر ساختار مارپیچ قوی، هم‌افزایی اثر دوپینگ نیتروژن و کپسولاسیون فلز (Mn) فعالیت کاتالیزوری و پایداری CNT‌ها را افزایش می‌دهند. این هم‌افزایی منجر به کاهش انرژی فعال‌سازی CNT‌ها در نانو فئرهای کربنی تقویت شده با منگنز شده، در نتیجه فعالیت کاتالیزوری افزایش می‌یابد (Kang و همکاران، ۲۰۱۹).

رویکردهای قانونی و فناوریانه در کاهش

و کنترل آلودگی میکروپلاستیک‌ها

استراتژی‌های مدیریت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی باید بر سه عامل اصلی تمرکز کنند:

۱. اقدامات پیشگیرانه و توسعه قوانین و مقررات ملی و بین‌المللی
۲. حذف میکروپلاستیک‌ها و احیای آب‌های زیرزمینی آلوده



شکل ۶- سازوکار تخریب میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانوذرات TiO₂ (Ouda و همکاران، ۲۰۲۳)

محصول و انتشار میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست از طریق مقررات REACH^{۱۱} (ثبت، ارزیابی، مجوز و محدودیت مواد شیمیایی) تأکید دارد (Picó و Barceló، ۲۰۱۹؛ Thacharodi و همکاران، ۲۰۲۴). قوانین واردات میکروپلاستیک باید در کشورهای در حال توسعه برای محدود کردن واردات اقلام حاوی میکروپلاستیک، محدود کردن جریان این مواد و تشویق به اتخاذ استفاده از مواد جایگزین اجرا شود. مجمع محیط‌زیست سازمان ملل متحد قطعنامه‌هایی را در مورد زباله‌های پلاستیکی دریایی و میکروپلاستیک‌ها تصویب کرده است. این قطعنامه‌ها دولت‌ها را تشویق به کاهش آلودگی پلاستیکی، بهبود نظارت و تقویت همکاری‌های بین‌المللی می‌کنند (Islam و همکاران، ۲۰۲۴). در اطلاعیه اضطراری منتشر شده وزارت محیط‌زیست، جنگل‌ها و تغییرات آب و هوایی هند، به ممنوعیت واردات، تولید و فروش محصولات آرایشی و بهداشتی و محصولات پاک‌کننده حاوی ریزدانه‌های پلاستیکی تأکید شده است (Pathak، ۲۰۲۳). پرداختن به آلودگی میکروپلاستیک یک رویکرد کل‌نگر است که شامل قانون‌گذاری، مشارکت ذی‌نفعان، تحقیقات و آگاهی بخشی در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه با تأکید بر کاهش میکروپلاستیک در منبع، بهبود مدیریت زباله و ترویج طرز فکر استفاده مسئولانه از پلاستیک است. سازمان ملل ۱۷ هدف توسعه پایدار (SDGs)^{۱۲} را در سال ۲۰۱۵ برای حفظ صلح و رفاه انسانی، ریشه‌کنی فقر و حفاظت از منابع سیاره زمین برای آینده ارائه داد. در میان ۱۷

۳. افزایش آگاهی اجتماعی و تشویق به استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر.

برای کاهش شدت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی، کمیت آلاینده‌ها از منابع مختلف باید کنترل شود (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۲؛ Pasalari و همکاران، ۲۰۱۹). یکی از نمونه اقدامات پیشگیری از طریق سیاست ملی در ایالات متحده در سال ۲۰۱۷، ممنوعیت محصولات آرایشی و بهداشتی حاوی دانه‌های میکروپلاستیک است که منبع اصلی میکروپلاستیک‌های اولیه بوده است (Picó و Barceló، ۲۰۱۹). کشورهای متعددی از جمله کانادا، مقررات مسئولیت گسترش یافته تولید کننده (EPR)^{۱۳} را وضع کردند که تولیدکنندگان مسئول کل طول عمر محصولات تولیدی خود هستند. این استراتژی مشوق استفاده از طراحی پایدار (طراحی محیط زیستی) و مدیریت صحیح دفع است (Diggle و Walker، ۲۰۲۰). اتحادیه اروپا در مبارزه با آلودگی پلاستیکی به ویژه مشکل میکروپلاستیک‌ها پیشرفت چشمگیری داشته است. استراتژی جامع آن‌ها شامل سیاست‌هایی مانند مالیات بر کیسه‌های پلاستیکی، کاهش و ممنوعیت مصرف میکروپلاستیک در لوازم آرایشی، اقلام مراقبت شخصی، مواد شوینده و محصولات کشاورزی و تعیین استانداردهای بازیافت بطری‌های پلاستیکی است.

اخیراً قوانین جدیدی با هدف محدود کردن تأثیر میکروپلاستیک‌ها وضع شده است که بر مدیریت مصرف

SDG، هدف ۱۴ (حیات زیر آب) بیشترین ارتباط را با آلودگی میکروپلاستیک در محیط (عمدتاً دریایی) دارد (Walker، ۲۰۲۱). اگرچه هیچ SDG به طور مستقیم به آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی اشاره نمی‌کند، برخی از SDGs مربوط به حفظ سلامت سفره‌های زیرزمینی مربوط به مدیریت آلودگی میکروپلاستیک هستند. اگرچه هیچ مطالعه‌ای اخیراً در مورد اصلاح آب زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد. بااین حال، کاهش میکروپلاستیک‌ها و سایر آلاینده‌ها از آب‌های زیرزمینی مورد مطالعه قرار گرفته است (Ni و همکاران، ۲۰۲۰؛ Picó و Barceló، ۲۰۱۹). کاهش میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی نقش حیاتی ایفا می‌کند و باید قبل از اصلاح انجام شود. علاوه براین، کاهش میکروپلاستیک‌ها از خاک و آب‌های سطحی نیز در کاهش و رفع آلودگی میکروپلاستیک در سیستم‌های آب زیرزمینی مفید است (Chia و همکاران، ۲۰۲۱؛ Fu و همکاران، ۲۰۲۰).

استراتژی دیگر برای مدیریت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی، استفاده از مواد پلاستیکی زیست تخریب‌پذیر است که می‌توانند به طور کامل به صورت بی‌هوازی یا هوازی در محیط تجزیه شوند (Fahrenfeld و همکاران، ۲۰۱۹؛ Paço و همکاران، ۲۰۱۹). تأثیر پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر بر محیط‌های آبی و گونه‌های دریایی همچنان یک موضوع بحث برانگیز است. بااین حال، میزان میکروپلاستیک در خاک را می‌توان با استفاده از پلاستیک زیست تخریب‌پذیر در زمین‌های کشاورزی کاهش داد. بنابراین، استفاده از پلاستیک زیست تخریب‌پذیر می‌تواند به کاهش تأثیر بالقوه میکروپلاستیک‌ها بر آب‌های زیرزمینی به طور غیرمستقیم کمک کند، زیرا خاک مسیر بالقوه‌ای برای ورود میکروپلاستیک‌ها به محیط آب زیرزمینی است (Guo و همکاران، ۲۰۲۰).

به‌طور کلی مدیریت آلودگی میکروپلاستیک موضوع پیچیده‌ای است و نیازمند یک رویکرد چند بعدی است که عموم مردم، صنایع، ارگان‌های حاکم و سازمان‌های بین‌المللی را درگیر می‌کند. اولین گام در کاهش آلودگی میکروپلاستیک، کاهش مصرف پلاستیک است (Xu و همکاران، ۲۰۲۱). آگاهی و آموزش عموم مردم از اثرات منفی مصرف پلاستیک بر محیط‌زیست، در کنار الزامات قانونی برای کاهش و یا ممنوعیت استفاده از پلاستیک لازم و ضروری است. مرحله دوم بهبود مدیریت پسماند و افزایش آگاهی با اجرای برنامه‌های بازیافت پلاستیک است. بنابراین، دولت باید با ارتقای زیرساخت‌های بازیافت، مردم را به مشارکت در جمع‌آوری زباله تشویق کند که این امر منجر به کاهش ورود زباله‌های پلاستیکی به بدنه‌های آبی می‌شود.

همچنین می‌توان از طریق طرح‌های پسماند، و بازگرداندن پول، مردم را به شرکت در برنامه‌های بازیافت تشویق کرد (Shruti و Kutralam-Muniasamy، ۲۰۲۳). با توجه به اینکه تخلیه فاضلاب یکی از منابع اصلی انتشار میکروپلاستیک‌ها به محیط‌زیست است، باید با ارتقا تصفیه‌خانه‌های فاضلاب موجود با فناوری‌های مدرن از انتشار میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های طبیعی جلوگیری کرد. علاوه بر آن، مقدار مجاز میکروپلاستیک در پساب باید به شدت با استفاده از قوانین در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب محدود شود. تولید مواد جایگزین و یا محصولات پلاستیکی زیست‌تخریب‌پذیر از طریق نوآوری و طراحی تحقیقاتی با ارائه بودجه به پژوهشگران به عنوان کمک هزینه، ترویج شود (Calero و همکاران، ۲۰۲۱). تحقیقات آینده باید بر روی اصلاح میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی متمرکز شود. همچنین توسعه روش‌ها، پروتکل‌ها و استراتژی‌های سازمان یافته و سیستماتیک برای کاهش آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی از طریق دولت‌ها و یا آژانس‌های محلی و بین‌المللی ضروری است.

نتیجه‌گیری

منابع ورود میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی عمدتاً شامل مناطقی با فعالیت کشاورزی، مناطق شهری و تولیدات صنعتی، تخلیه فاضلاب، جاذبه‌های گردشگری و مناطق عملیات دریایی است. میکروپلاستیک‌هایی که وارد آب‌های زیرزمینی می‌شوند، می‌توانند از طریق تخلیه آب‌های زیرزمینی، رودخانه‌های زیرزمینی و تعلیق مجدد به اقیانوس‌ها، منابع آب‌های سطحی و اکوسیستم خاک بازگردند.

سازوکارهای انتقال و نگهداشت میکروپلاستیک‌ها را می‌توان به انتقال مکانیکی، فیزیکیوشیمیایی و انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی تقسیم کرد. برای انتقال مکانیکی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی نیروهای محرک مختلفی مانند نیروی گرانش، شناوری، نیروی هیدروپنماتیکی، نیروی چسبندگی و غیره نقش دارند. در سازوکار انتقال فیزیکیوشیمیایی، پایداری میکروپلاستیک‌ها عمدتاً تحت تأثیر نوسانات دما، قدرت و ظرفیت یونی، مواد آلی طبیعی، اجزای خاک و گروه‌های عاملی میکروپلاستیک‌ها قرار دارد و پایداری آن‌ها می‌تواند با تغییر پتانسیل سطحی و لایه جذب دچار تغییر شوند. انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی به سیستم ریشه گیاهان، اندازه و عادات زندگی موجودات وابسته است.

پایداری و انتشار میکروپلاستیک‌ها ممکن است منجر به بلع مستقیم یا غیرمستقیم توسط بی‌مهرگان در آب‌های زیرزمینی

پلاستیک‌های مورد استفاده را نمی‌توان بازیافت یا تغییر کاربری داد و این مسئله بحران فعلی آلودگی میکروپلاستیک را تشدید می‌کند. البته بازیافت تنها راه کنترل آلودگی میکروپلاستیکی نیست. در مقابل، استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر بدون تأثیر محیط‌زیستی ممکن است جایگزین پلاستیک‌های تجزیه ناپذیر برای حفظ پایداری محیطی شود. با این حال، بیشتر پلاستیک‌های دوستدار محیط زیست از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نیستند و زیست تخریب‌پذیری آن‌ها بسته به شرایط محیطی متفاوت است. اجرای مقررات و قوانین سخت‌گیرانه توسط سیاست‌گذاران که از نظر اجتماعی قابل قبول، از نظر اقتصادی مناسب و پایدار در مدیریت پسماندهای پلاستیکی هستند، می‌تواند تأثیر مثبتی بر حفظ پایداری و سلامت محیط‌زیست داشته باشد.

پی‌نوشت‌ها

1. Microplastic (MP)
2. High surface area
3. Co-transport behaviors
4. Persistent organic pollutants
5. Reverse osmosis
6. Nanofiltration
7. Ultrafiltration
8. Microfiltration
9. Advanced Oxidation Processes
10. Extended Producer Responsibility
11. Registration, Evaluation, Authorization, and Restriction of Chemicals
12. Sustainable Development Goals

شود و تعادل اکوسیستم آب زیرزمینی را مختل کند. بنابراین درک انتقال چند بعدی میکروپلاستیک‌ها در هیدروسفر با محوریت آب‌های زیرزمینی، تغییرات هم‌افزایی با واسطه میکروارگانیسم‌ها، اثر هم‌زمانی پارامترهای فیزیکی-شیمیایی و انتقال هم‌تراژدی در محیط واقعی نیاز به بررسی دارد. از طرفی به دلیل ویژگی‌های کلونیدی، تحرک میکروپلاستیک‌ها ممکن است بیشتر از آلاینده‌های محلول در خاک و آب‌های زیرزمینی باشد. در نتیجه، میکروپلاستیک‌ها که ناقل و جاذب آلاینده‌های آلی و معدنی هستند، می‌توانند بر رفتارهای انتقال سایر آلاینده‌ها از طریق فرآیند هم‌تراژدی اثر گذارند و منجر به گسترش آلودگی شوند. بنابراین حذف میکروپلاستیک‌ها و جلوگیری از پیامدهای بالقوه آن‌ها لازم و ضروری است.

نانوتکنولوژی، به عنوان یک فناوری پیشرو در زمینه حذف آلودگی‌ها از منابع آب مطرح است. فرآیندهای تصفیه منابع آلوده به میکروپلاستیک‌ها با استفاده از فناوری نانو در سه گروه جذب، فناوری‌های غشایی و فوتوکاتالیز طبقه‌بندی می‌شوند. فرآیند جذب با استفاده از نانومواد مغناطیسی عامل‌دار و نانومواد سه بعدی به دلیل بازیابی و استفاده مجدد بیشتر مورد توجه قرار دارد. تخریب فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست‌ها به دلیل افزایش سطح، افزایش جذب نور، بهبود جداسازی الکترون از حفره و افزایش واکنش‌های سطحی و غیره نسبت به دیگر کاتالیست‌ها کارایی بالاتری دارد. غشاهای اصلاح شده با نانوفیلر در ماتریس و لایه سطحی و نانوالیاف الکتروریسی شده از دیگر پیشرفت‌های کلیدی در فرآیند حذف میکروپلاستیک‌ها از منابع آبی است چرا که باعث کاهش رسوب غشا و افزایش شار و جداسازی کارآمد میکروپلاستیک‌ها است. باوجود رشد فناوری نانو در بازسازی منابع آلودگی، باتوجه به ماهیت پیچیده ماتریس نمونه واقعی، ماهیت آب‌گریزی میکروپلاستیک‌ها و ماهیت نانومواد، لازم است بهینه‌سازی فرآیند حذف و استانداردسازی روش تصفیه در نمونه واقعی به طور سیستماتیک بررسی شود.

با وجود پیشرفت‌های انجام شده در زمینه تصفیه منابع آلوده، میکروپلاستیک‌ها و تجمع آن‌ها در اکوسیستم به یک تهدید غیرقابل انکار برای موجودات زنده تبدیل شده است که احتمالاً نتیجه ضعف سیستم‌های مدیریت زباله است. با این حال، اگر سیاست‌گذاران اقدامات سختگیرانه کافی را اجرا نکنند، این امر منجر به صدمات پایدار بر محیط زیست و سلامت انسان خواهد شد. میکروپلاستیک‌ها را می‌توان تا حدی با محدود کردن مصرف پلاستیک یا استفاده مجدد از پلاستیک برای کاهش سطح آلودگی مدیریت کرد. با این حال، اکثر

و راهکارهای کاهش آن در اکوسیستم‌های آبی. مجله ترویجی آبریان دریای خزر، ۷(۲)، ۲۷-۳۶. https://fcsj.areeo.ac.ir/article_cle_130156.html

• مهاجری، لیلا، شایسته، علی‌اکبر، زاهد، محمدعلی، و پاکروان، مرتضی. (۱۴۰۰). اثر و سرنوشت ریزپلاستیک‌ها در زیست بوم دریا. اقیانوس‌شناسی، ۱۲(۴۸)، ۵۳-۶۵. <http://joc.inio.ac.ir/article-1-1594-fa.html>

• سالاری درگی، مرجان، و خراسانی، محمد باقر. (۱۴۰۱). بررسی میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده نوظهور در منابع و اثرات بهداشتی بر روی انسان، مطالعه موردی. پژوهش و فناوری محیط‌زیست، ۷(۱۱)، ۱۳-۲۶. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.26763060.1401.7.11.2.2.26>

• شعبانلو، حامد، صفاری بیدهندی، سارا، علی‌بیگی، طیب، و مؤمنی، فردوس. (۱۴۰۱). آلودگی و مخاطرات زیست محیطی میکروپلاستیک

- Alimi, O. S., Farner Budarz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science and Technology*, 52, 1704-1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- All'e, P. H., Garcia-Muñoz, P., Adouby, K., Keller, N., & Robert, D. (2021). Efficient photocatalytic mineralization of polymethylmethacrylate and polystyrene nanoplastics by TiO₂/β-SiC alveolar foams. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 1803-1808. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01099-2>
- Arenas, L. R., Gentile, S. R., Zimmermann, S., & Stoll, S. (2021). Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. *Science of the Total Environment*, 791, 148175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148175>
- Ariza-Tarazona, M. C., Villarreal-Chiu, J. F., Barbieri, V., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. (2019). New strategy for microplastic degradation: green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor. *Ceramics International*, 45, 9618-9624. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>
- Bao, K., Jiang, H., Su, P., Lu, P., & Yan, Z. (2023). Vertical profiles of microplastics in the hyporheic zone sediment: a case study in the Yangtze River. *Nanjing Section. Sustainability*, 15 (10), 7895. <https://doi.org/10.3390/su15107895>
- Barchiesi, M., Chiavola, A., Di Marcantonio, C., & Boni, M. R. (2020). Presence and fate of microplastics in the water sources: focus on the role of wastewater and drinking water treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101787. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101787>
- Bridson, J. H., Gaugler, E. C., Smith, D. A., Northcott, G. L., & Gaw, S. (2021). Leaching and extraction of additives from plastic pollution to inform environmental risk: a multidisciplinary review of analytical approaches. *Journal of Hazardous Materials*, 414, 125571. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125571>
- Calero, M., Godoy, V., Quesada, L., & Martín-Lara, M. Á. (2021). Green strategies for microplastics reduction. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 28, 100442. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100442>
- Cheriyaundath, S., & Sirisha, V. L. (2021). Nanotechnology-based wastewater treatment. *Water and Environment Journal*, 35 (1), 123-132. <https://doi.org/10.1111/wej.12610>
- Chia, R. W., Lee, J.-Y., Kim, H., & Jang, J. (2021). Microplastic pollution in soil and groundwater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6), 4211-4224. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01297-6>
- Cohen, N., & Radian, A. (2022). Microplastic textile fibers accumulate in sand and are potential sources of micro (nano) plastic pollution. *Environmental Science of Technology*, 56 (24), 17635-17642. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05026>
- Connon, R., Dewhurst, R. E., Crane, M., & Callaghan, A. (2003). Haem peroxidase activity in *Daphnia magna*: a biomarker for sub-lethal toxicity assessments of kerosene-contaminated groundwater. *Ecotoxicology*, 12, 387-395. <https://doi.org/10.1023/A:1026195621777>
- Dalmau-Soler, J., Ballesteros-Cano, R., aR Boleda, M., Paraira, M., Ferrer, N., & Lacorte, S. (2021). Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 59462-59472. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>
- Das, J., Yadav, E., & Poluri, K. M. (2024). A Review on the Role of Nanotechnological Interventions in Sequestration, Mitigation and Value-added Product Conversion of Micro/Nano Plastics. *Environmental Science: Nano*, 12, 189-218. <https://doi.org/10.1039/D4EN00267A>
- Diggle, A., & Walker, T. R. (2020). Implementation of harmonized Extended Producer Responsibility strategies to incentivize recovery of single-use plastic

- packaging waste in Canada. *Waste Management*, 110, 20-23. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.013>
- Ding, R., Dong, Y., Ouyang, Z., Zuo, X., Zhang, Y., & Guo, X. (2023). Reducing uncertainty and confronting ignorance about the potential impacts of microplastic on animals: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 171, 117484. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117484>
 - Domínguez-Jaimes, L. P., Cedillo-González, E. I., Luévano-Hipólito, E., Acuña-Bedoya, J. D., & Hernández-López, J. M. (2021). Degradation of primary nanoplastics by photocatalysis using different anodized TiO₂ structures. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125452>
 - Dong, S., Yu, Z., Huang, J., & Gao, B. (2022). Fate and transport of microplastics in soils and groundwater. In *Emerging Contaminants in Soil and Groundwater Systems*, Chapter 9 (pp. 301-329). Elsevier Inc. Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville, FL, United States. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824088-5.00001-X>
 - Esfandiari, A., Abbasi, S., Peely, A. B., Mowla, D., Ghanbarian, M. A., Oleszczuk, P., & Turner, A. (2022). Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water research*, 220, 118622. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>
 - Fahrenfeld, N., Arbuckle-Keil, G., Beni, N. N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248-254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
 - Fryczkowska, B., & Przywara, L. (2021). Removal of microplastics from industrial wastewater utilizing an ultra-filtration composite membrane rGO/PAN application, desalination. *Water treatment*, 214, 252-262. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26665>
 - Fu, D., Chen, C. M., Qi, H., Fan, Z., Wang, Z., Peng, L., & Li, B. (2020). Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110963. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110963>
 - Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 2375-2548. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
 - Gnanasekaran, G., Arthanareeswaran, G., & Sun Mok, Y. (2021). A high-flux metal-organic framework membrane (PSF/MIL-100 (Fe)) for the removal of microplastics adsorbing dye contaminants from textile wastewater. *Separation and Purification Technology*, 277, 119655. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119655>
 - Grbic, J., Nguyen, B., Guo, E., You, J. B., Sinton, D., & Rochman, C. M. (2019). Magnetic extraction of microplastics from environmental samples. *Environmental Science & Technology Letters*, 6, 68-72. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671>
 - Gui, X., Ren, Z., Xu, X., Chen, X., Chen, M., Wei, Y., Zhao, L., Qiu, H., Gao, B., & Cao, X. (2022). Dispersion and transport of microplastics in three water-saturated coastal soils. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127614. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127614>
 - Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., & Wong, M.-H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment international*, 137, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>
 - Hanif, M. A., Ibrahim, N., Dahalan, F. A., Ali, U. F. M., Hasan, M., & Jalil, A. A. (2022). Microplastics and nanoplastics: recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment. *Science of the Total Environment*, 810, 152115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152115>
 - Huang, D., Wang, X., Yin, L., Chen, S., Tao, J., Zhou, W., Chen, H., Zhang, G., & Xiao, R. (2022). Research progress of microplastics in soil-plant system: ecological effects and potential risks. *Science of the Total Environment*, 812, 151487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151487>
 - Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131870. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131870>
 - Huffer, T., Praetorius, A., Wagner, S., Von der Kammer, F., & Hofmann, T. (2017). Microplastic exposure assessment in aquatic environments: learning from similarities. *Environmental Science and Technology*, 51, 2499-2507. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04054>
 - Igalavithana, A. D., Mahagamage, M. G. Y., Gajanayake, P., Abeynayaka, A., Gamaralalage, P. J. D., Ohgaki, M., Takenaka, M., Fukai, T., & Itsubo, N. (2022). Microplastics and potentially toxic elements: potential human exposure pathways through agricultural lands and policy based countermeasures. *Microplastics*, 1(1), 102-120. <https://doi.org/10.3390/microplastics1010007>
 - Islam, M. S., Lee, Z., Shaleh, A., & Soo, H. S. (2024). The United Nations Environment Assembly resolution to end plastic pollution: Challenges to effective policy interventions. *Environment, Development and Sustainability*

- ability, 26(5), 10927-10944. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03639-6>
- Kang, J., Zhou, L., Duan, X., Sun, H., Ao, Z., & Wang, S. (2019). Degradation of cosmetic microplastics via functionalized carbon nanosprings. *Matter*, 1, 745-758.
 - Kida, M., & Koszelnik, P. (2021). Investigation of the presence and possible migration from microplastics of phthalic acid esters and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Polymers and the Environment*, 29(2), 599-611. <https://doi.org/10.1007/s10924-020-01899-1>
 - Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of The Total Environment* 685, 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
 - Kreyling, W. G., Semmler-Behnke, M., Seitz, J., Scymczak, W., Wenk, A., Mayer, P., Takenaka, S., & Oberdörster, G. (2009). Size dependence of the translocation of inhaled iridium and carbon nanoparticle aggregates from the lung of rats to the blood and secondary target organs. *Inhalation toxicology*, 21(sup1), 55-60. <https://doi.org/10.1080/08958370902942517>
 - Kumar, R., Sharma, P., Manna, C., & Jain, M. (2021). Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: a review. *Sci. Total Environ.*, 782, 146695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146695>
 - Larue, C., Sarret, G., Castillo-Michel, H., & PradasdelReal, A. E. (2021). A critical review on the impacts of nanoplastics and microplastics on aquatic and terrestrial photosynthetic organisms. *Small* 17 (20), 2005834. <https://doi.org/10.1002/sml.202005834>
 - Laxman, K., AlRashdi, M., AlSabahi, J., AlAbri, M., & Dutta, J. (2017). Supported versus colloidal zinc oxide for advanced oxidation processes. *Applied Surface Science*, 411, 285-290. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.03.139>
 - Li, M., Zhang, M., Rong, H., Zhang, H., L., Han, P., & Tong, M. (2021a). Transport and deposition of plastic particles in porous media during seawater intrusion and groundwater-seawater displacement processes. *Science of the Total Environment*, 781, 146752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146752>
 - Li, J., Wang, B., Chen, Z., Ma, B., & Chen, J. P. (2021b). Ultrafiltration membrane fouling by microplastics with raw water: behaviors and alleviation methods. *Chemical Engineering Journal*, 410, 128174. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128174>
 - Li, W., Zu, B., Yang, Q., Guo, J., & Li, J. (2023). Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review. *RSC Advances*, 13 (23), 15566-15574. <https://doi.org/10.1039/D3RA02169F>
 - Li, F., Huang, D., Wang, G., Cheng, M., Chen, H., Zhou, W., Xiao, R., Li, R., Du, L., & Xu, W. (2024). Microplastics/nanoplastics in porous media: Key factors controlling their transport and retention behaviors *Science of the Total Environment*, 926, 171658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171658>
 - Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462-471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
 - Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: characteristics and mechanisms. *Environment International*, 146, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>
 - Liu, Y.-c., Wu, L., Shi, G.-w., Cao, S.-w., & Li, Y.-s. (2022a). Characteristics and sources of microplastic pollution in the water and sediments of the Jinjiang River Basin, Fujian Province, China. *China Geology*, 5 (3), 429-438. <https://doi.org/10.31035/cg2022051>
 - Liu, Q., Chen, Y., Chen, Z., Yang, F., Xie, Y., & Yao, W. (2022b). Current status of microplastics and nanoplastics removal methods: Summary, comparison and prospect. *Science of the total environment*, 851, 157991. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157991>
 - Liu, Q., Liu, L., Huang, J., Gu, L., Sun, Y., Zhang, L., Lyu, K., & Yang, Z. (2022c). The response of life history defense of cladocerans under predation risk varies with the size and concentration of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 127913. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127913>
 - Llorente-García, B. E., Hernández-López, J. M., Zaldívar-Cadena, A. A., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. (2020). First insights into photocatalytic degradation of HDPE and LDPE microplastics by a mesoporous N-TiO₂ coating: effect of size and shape of microplastics. *Coatings*, 10(7), 658. <https://doi.org/10.3390/coatings10070658>
 - Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., & Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Environmental Science: Advances journal*, 78, 267-275. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
 - Mishra, A. K., Singh, J., & Mishra, P. P. (2021). Microplastics in polar regions: an early warning to the world's pris-

- tine ecosystem. *Science of the Total Environment*, 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>
- Misra, A., Zambrzycki, C., Kloker, G., Kotyrba, A., Anjass, M. H., Franco Castillo, I., Mitchell, S. G., Güttel, R., & Streb, C. (2020). Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxometalate-supported ionic liquid phases (magPOM-SILPs). *Angewandte Chemie - International Edition*, 59, 1601–1605. <https://doi.org/10.1002/anie.201912111>
 - Moteallemi, A., Dehghani, M. H., Momeniha, F., & Azizi, S. (2024). Nanoplastics as emerging contaminants: A systematic review of analytical processes, removal strategies from water environments, challenges and perspective. *Microchemical Journal*, 207, 111884. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.111884>
 - Mousazadehgavan, M., Khademi, S., Naeini, A. M., Yoosefdoost, I., Vashisht, V., Hashemi, M., Manouchehri, M., & Hashim, K. (2024). Fate of micro- and nanoplastics in water bodies: A critical review of current challenges, the next generation of advanced treatment techniques and removal mechanisms with a special focus on stormwater. *Journal of Water Process Engineering*, 67, 106159. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106159>
 - Natesan, U., Vaikunth, R., Kumar, P., Ruthra, R., & Srinivasalu, S. (2021). Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere*, 277, 130263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>
 - Ni, B.-J., Zhu, Z.-R., Li, W.-H., Yan, X., Wei, W., Xu, Q., Xia, Z., Dai, X., & Sun, J. (2020). Microplastics mitigation in sewage sludge through pyrolysis: the role of pyrolysis temperature. *Environmental science & technology letters*, 7(12), 961–967. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00740>
 - Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science and Technology*, 50, 10777–10779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>
 - O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W. M., & Hou, D. (2019). Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution* 249, 527–534. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092>
 - O'Kelly, B. C., El-Zein, A., Liu, X., Patel, A., Fei, X., Sharma, S., Mohammad, A., Goli, V. S. N. S., Wang, J. J., Li, D., & et al. (2021). Microplastics in soils: An environmental geotechnics perspective. *Environmental Geotechnics*, 8, 586–618. <https://doi.org/10.1680/jenge.20.00179>
 - O'Kelly, B. C., Pantos, O., Weaver, L., Sarris, T. S., Goli, V. S. N. S., Mohammad, A., Singh, P., & Singh, D. N. (2022). Fate and impact of nano/microplastic in the geoenvironment–ecotoxicological perspective. *Environmental Geotechnics*, 11(4), 293–306. <https://doi.org/10.1680/jenge.22.00053>
 - Ouda, M., Banat, F., Hasan, S. W., & Karanikolos, G. N. (2023). Recent advances on nanotechnology-driven strategies for remediation of microplastics and nanoplastics from aqueous environments *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103543. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103543> [Get rights and content](#)
 - Goh, P.S., Kang, H.S., Ismail, A.F., Khor, W.H., Quen, L.K. & Higgins, D. (2022). Nanomaterials for microplastic remediation from aquatic environment: Why nano matters? *Chemosphere*, 299, 134418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134418>
 - Paço, A., Jacinto, J., da Costa, J. P., Santos, P. S., Vitorino, R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Biotechnological tools for the effective management of plastics in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(5), 410–441. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1548862>
 - Park, E.-J., Han, J.-S., Park, E.-J., Seong, E., Lee, G.-H., Kim, D.-W., Son, H.-Y., Han, H.-Y., & Lee, B.-S. (2020). Repeated-oral dose toxicity of polyethylene microplastics and the possible implications on reproduction and development of the next generation. *Toxicology letters*, 324, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.01.008>
 - Pasalari, H., Farzadkia, M., Gholami, M., & Emamjomeh, M. M. (2019). Management of landfill leachate in Iran: valorization, characteristics, and environmental approaches. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 335–348. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0804-x>
 - Pathak, G. (2023). Plastic politics: industry stakeholders and the navigation of plastic control policy in India. *Environmental Politics*, 32(1), 135–156. <https://doi.org/10.1080/09644016.2021.2025301>
 - Petersen, F., & Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: the state of the science. *Science of the Total Environment*, 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>
 - Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and prevention of microplastics pollution in water: current perspectives and future directions. *ACS omega*, 4(4), 6709–6719. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b00222>
 - Powell, J. J., Faria, N., Thomas-McKay, E., & Pele, L. C. (2010). Origin and fate of dietary nanoparticles and microparticles in the gastrointestinal tract. *Journal of au*

- toimmunity, 34(3), J226-J233. <https://doi.org/10.1016/j.jaut.2009.11.006>
- Prajapati, A., NarayanVaidya, A., & Kumar, A. R. (2022). Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (33), 49490-49512. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20723-y>
 - Qi, K., Cheng, B., Yu, J., & Ho, W. (2017). Review on the improvement of the photocatalytic and antibacterial activities of ZnO. *Journal of Alloys and Compounds*, 727, 792-820.
 - Rashid, R., Shafiq, I., Akhter, P., Iqbal, M. J., & Hussain, M. (2021). A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques: the effectiveness of adsorption method. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 9050-9066. <https://doi.org/10.1016/j.jall-com.2017.08.142>
 - Ray, S. S., Lee, H. K., Huyen, D. T. T., Chen, S.-S., & Kwon, Y.-N. (2022). Microplastics waste in environment: A perspective on recycling issues from PPE kits and face masks during the COVID-19 pandemic. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102290. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102290>
 - Re, V. (2019). Shedding light on the invisible: addressing the potential for groundwater contamination by plastic microfibers. *Hydrogeology Journal*, 27(7), 2719-2727. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01998-x>
 - Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., & Cao, X. (2021). Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126455>
 - Rius-Ayra, O., Bouhnouf-Riahi, O., & Llorca-Isern, N. (2020). Superhydrophobic and sustainable nanostructured powdered iron for the efficient separation of oil-in-water emulsions and the capture of microplastics. *ACS Applied Materials & Interfaces Journal* 12, 45629-45640. <https://doi.org/10.1021/acsami.0c13876>
 - Rizvi, N. B., Sarwar, A., Waheed, S., Iqbal, Z. F., Imran, M., Javaid, A., Kim, T. H., & Khan, M. S. (2024). Nano-based remediation strategies for micro and nanoplastic pollution: A review. *Journal of Contaminant Hydrology*, 245, 104380. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104380>
 - Salahshoor, Z., Shahbazi, A., & Maddah, S. (2021). Magnetic field-influenced nanofiltration membrane blended by CS-EDTA-mGO as multi-functionality green modifier to enhance nanofiltration performance, efficient removal of Na₂SO₄/Pb²⁺/RR195 and cyclic wastewater treatment. *Chemosphere*, 278, 130379. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130379>
 - Salahshoor, Z., Shahbazi, A., & Koutahzadeh, N. (2022). Developing a novel nitrogen-doped hollow porous carbon sphere (N-HPCS) blended nanofiltration membrane with superior water permeance characteristic for high saline and colored wastewaters treatment. *Chemical Engineering Journal*, 431, 134068. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134068>
 - Shi, J., Dong, Y., Shi, Y., Yin, T., He, W., An, T.,... & Lin, H. (2022). Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation. *Environmental Research*, 210, 112855. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112855>
 - Shruti, V. C., & Kuttralam-Muniasamy, G. (2023). Blanks and bias in microplastic research: Implications for future quality assurance. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 38, e00203. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2023.e00203>
 - Singh, N., Khandelwal, N., Ganie, Z. A., Tiwari, E., & Darbha, G. K. (2021). Eco-friendly magnetic biochar: an effective trap for nanoplastics of varying surface functionality and size in the aqueous environment. *Chemical Engineering Journal*, 418, 129405. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129405>
 - Singh, S., Chakma, S., Alawa, B., Kalyanasundaram, M., & Diwan, V. (2023). Identification, characterization, and implications of microplastics in soil-A case study of Bhopal, central India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9, 100225. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100225>
 - Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>
 - Sun, C. Z., Wang, Z. G., Chen, L. Y., & Li, F. M. (2020). Fabrication of robust and compressive chitin and graphene oxide sponges for removal of microplastics with different functional groups. *Chemical Engineering Journal*, 393, 124796. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124796>
 - Tan, H., Yue, T., Xu, Y., Zhao, J., & Xing, B. (2020). Microplastics reduce lipid digestion in simulated human gastrointestinal system. *Environmental science & technology*, 54(19), 12285-12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02608>
 - Tang, K. H. D. (2021a). Interactions of microplastics with persistent organic pollutants and the ecotoxicological

- effects: a review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 1(1), 24-34. <https://doi.org/10.53623/tasp.v1i1.11>
- Tang, Y., Zhang, S., Su, Y., Wu, D., Zhao, Y., & Xie, B. (2021b). Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. *Chemical Engineering Journal*, 406, 126804. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>
 - Thacharodi, A., Hassan, S., Meenatchi, R., Bhat, M. A., Hussain, N., Arockiaraj, J., Ngo, H. H., Sharma, A., Nguyen, H., & Pugazhendhi, A. (2024). Mitigating microplastic pollution: A critical review on the effects, remediation, and utilization strategies of microplastics. *Journal of Environmental Management*, 351, 119988. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119988>
 - Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304, 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
 - Tu, C., Chen, T., Zhou, Q., Liu, Y., Wei, J., Waniek, J. J., & Luo, Y. (2020). Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of the Total Environment*, 734, 139237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139237>
 - Van Der Does, M., Knippertz, P., Zschenderlein, P., Harrison, R. G., & Stuut, J. B. W. (2018). The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Science Advances*, 4 (12), eaau2768. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2768>
 - Viaroli, S., Lancia, M., & Re, V. (2022). Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review. *Science of the Total Environment*, 824, 153851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>
 - Walker, T. R. (2021). (Micro) plastics and the UN sustainable development goals. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 30, 100497. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100497>
 - Wang, L., Wu, W. M., Bolan, N. S., Tsang, D. C., Li, Y., Qin, M., & Hou, D. (2021a). Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *Journal of hazardous materials*, 401, 123415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415>
 - Wang, J., Sun, C., Huang, Q. X., Chi, Y., & Yan, J. H. (2021b). Adsorption and thermal degradation of microplastics from aqueous solutions by Mg/Zn modified magnetic biochars. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 12648. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126486>
 - Wanner, P. (2021). Plastic in agricultural soils-A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? A review *Chemosphere* 264, 128453. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128453>
 - Wu, X., Lyu, X., Li, Z., Gao, B., Zeng, X., Wu, J., & Sun, Y. (2020). Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: effect of soil properties, ionic strength and cation type. *Sci. Total Environ.*, 707, 136065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136065>
 - Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., & Wang, L. (2019). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): occurrence and removal. *Chemosphere*, 235, 1089-1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197>
 - Xu, Y., Chan, F. K. S., He, J., Johnson, M., Gibbins, C., Kay, P., Stanton, T., Xu, Y., Li, G., & Feng, M. (2021). A critical review of microplastic pollution in urban freshwater environments and legislative progress in China: recommendations and insights. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(22), 2637-2680. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1801308>
 - Xu, J., Zuo, R., Shang, J., Wu, G., Dong, Y., Zheng, S., & et al. (2023). Nano-and micro-plastic transport in soil and groundwater environments: sources, behaviors, theories, and models. *Science of the Total Environment*, 904, 166641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166641>
 - Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: a review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
 - Yao, L., Hui, L., Yang, Z., Chen, X., & Xiao, A. (2020). Freshwater microplastics pollution: detecting and visualizing emerging trends based on citespace II. *Chemosphere*, 245, 125627. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125627>
 - Yu, X., Huang, W., Wang, Y., Wang, Y., Cao, L., Yang, Z., & Dou, S. (2022). Microplastic pollution in the environment and organisms of Xiangshan Bay, East China Sea: an area of intensive mariculture. *Water research*, 212, 118117. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118117>
 - Zhang, Q., Xu, E. G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E. Y., & Shi, H. (2020). A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure. *Environmental Science and Technology*, 54, 3740-3751. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>
 - Zhang, D., Chen, Q., Xu, T., & Yin, D. (2025). Current research status on the distribution and transport of

micro(nano)plastics in hyporheic zones and ground-water. Journal of environmental sciences, 151, 387–409.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.03.042>

- Zhao, S., Zhang, Z., Chen, L., Cui, Q., Cui, Y., Song, D., & Fang, L. (2022). Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. Applied Soil Ecology, 176, 104486. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104486>
- Zhou, G. Y., Huang, X., Xu, H., Wang, Q. G., Wang, M. J., Wang, Y. Q., Li, Q., Zhang, Y., Ye, Q., & Zhang, J. (2022). Removal of polystyrene nanoplastics from water by CuNi carbon material: the role of adsorption. Science of the Total Environment, 820, 153190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153190>

Article Type

Case Study

مطالعه موردی

نوع مقاله

Zoning of Denitrification with Emphasis on Hydrochemistry in the Urban Aquifer of Izeh, Northeast Khuzestan

پهنه‌بندی نیترات‌زدایی با تاکید بر هیدروشیمی در آبخوان شهری ایزه، شمال شرق خوزستان

A. Mehrabinejad¹, N. Kalantari^{2*}, F. Alijani³, H. Mohammadi¹

علی محرابی‌نژاد^۱، نصراله کلانتری^{۲*}، فرشاد علی‌جانی^۳، هادی محمدی^۱

1, 2- Ph.D. Candidate and Professor in Hydrogeology, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.
3-Assistant Professor in Hydrogeology, Department of Mineral and Ground Water Resources, Faculty of Earth Sciences, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی و استاد هیدروژئولوژی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۳- استادیار هیدروژئولوژی، گروه زمین‌شناسی معدنی و آب، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

Corresponding Author Email: n.kalantari@scu.ac.ir

رایانامه نویسنده مسئول: n.kalantari@scu.ac.ir

Received 28-01-2025
Revised 17-04-2025
Accepted 21-04-2025
Available Online 21-06-2025

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۱۱/۰۹
تاریخ بازنگری ۱۴۰۳/۰۱/۲۸
تاریخ پذیرش ۱۴۰۴/۰۲/۰۱
تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

Abstract

چکیده

The drinking water of Izeh city in northeastern Khuzestan province is supplied from limestone wells in the Nal-e-asbi Karst aquifer south of the plain, which is in direct hydrogeological communication with the alluvial aquifer. Due to nitrate pollution infiltration from the alluvial aquifer to the Karst aquifer, determining the nitrate status in the aquifer and the effect of the natural denitrification process on reducing nitrate concentration is very important. In this research, temporal changes in nitrate, ammonium, and nitrite, and spatial changes in nitrate in the urban aquifer of Izeh were investigated to determine the denitrification mechanism. Over a one-year period (December 2023 - November 2024), samples were taken from 9 wells over 6 periods. Then, nitrate isoconcentration maps were prepared, and along with temporal changes of nitrogenous species, the nitrate chemograph was interpreted. Finally, spatial zoning of denitrification and the relationship between denitrification and other hydrogeochemical parameters was analyzed using composite diagrams. The results showed that with the leaching of pollutants from the surface and chemical fertilizers applied to agricultural lands, which are mainly applied in January and February in the Izeh region, the nitrate concentration in the urban aquifer of Izeh had a sharp increasing trend from December 2023 to April 2024, but decreased throughout the aquifer from April to June 2024. Groundwater in the north of Izeh city and adjacent to Miangaran wetland, due to severe contamination with Izeh city sewage, is under reducing and severe denitrification conditions and has the lowest nitrate concentration among the water wells. Based on the denitrification zoning map, the highest and lowest constant rate of denitrification are related to the northeast and southwest of Izeh city, respectively.

Keywords: Nitrate, Pollution, Denitrification, Urban Aquifer, Izeh.

آب شرب شهر ایزه در شمال شرق خوزستان، از چاه‌های آهکی در آبخوان کارستی نعل اسبی جنوب دشت که در ارتباط هیدروژئولوژیکی مستقیم با آبخوان آبرفتی است، تأمین می‌شود. به دلیل نفوذ آلودگی نیترات از آبخوان آبرفتی به آبخوان کارستی، تعیین وضعیت نیترات در آبخوان و تأثیر فرایند نیترات‌زدایی طبیعی بر روی کاهش غلظت نیترات در آن بسیار اهمیت دارد. در این پژوهش تغییرات زمانی نیترات، آمونیوم و نیتريت و تغییرات مکانی نیترات در آبخوان شهری ایزه برای تعیین سازوکار نیترات‌زدایی بررسی شد. در یک دوره یکساله (آذر ۱۴۰۲-آبان ۱۴۰۳) از ۹ حلقه چاه در ۶ دوره، نمونه‌برداری صورت گرفت. سپس نقشه‌های هم غلظت نیترات تهیه و همراه با تغییرات زمانی گونه‌های نیتروژن‌دار، کموگراف نیترات تفسیر شده و در نهایت پهنه‌بندی مکانی نیترات‌زدایی و ارتباط نیترات‌زدایی با سایر پارامترهای هیدروژئوشیمی با استفاده از نمودارهای ترکیبی تحلیل شدند. نتایج نشان داد با فروشویی آلاینده‌ها از سطح و کودهای شیمیایی اعمالی به زمین‌های زراعی که عمدتاً در دی و بهمن ماه در منطقه ایزه انجام می‌شود، غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزه از آذر ۱۴۰۲ تا فروردین ۱۴۰۳ روند افزایشی شدید داشته، ولی از فروردین تا خرداد ۱۴۰۳ کل آبخوان کاهش یافته است. آب زیرزمینی در شمال شهر ایزه و در مجاورت تالاب میانگران، به دلیل آلودگی شدید با فاضلاب شهر ایزه، تحت شرایط احیایی و نیترات‌زدایی شدید قرار دارند و حداقل غلظت نیترات را در بین چاه‌های آب معرف دارند. بر اساس نقشه پهنه‌بندی نیترات‌زدایی، بیشترین و کمترین مقدار ثابت نرخ نیترات‌زدایی به ترتیب مربوط به شمال شرق و جنوب غرب شهر ایزه می‌باشد. **واژه‌های کلیدی:** نیترات، آلودگی، نیترات‌زدایی، آبخوان شهری، ایزه.

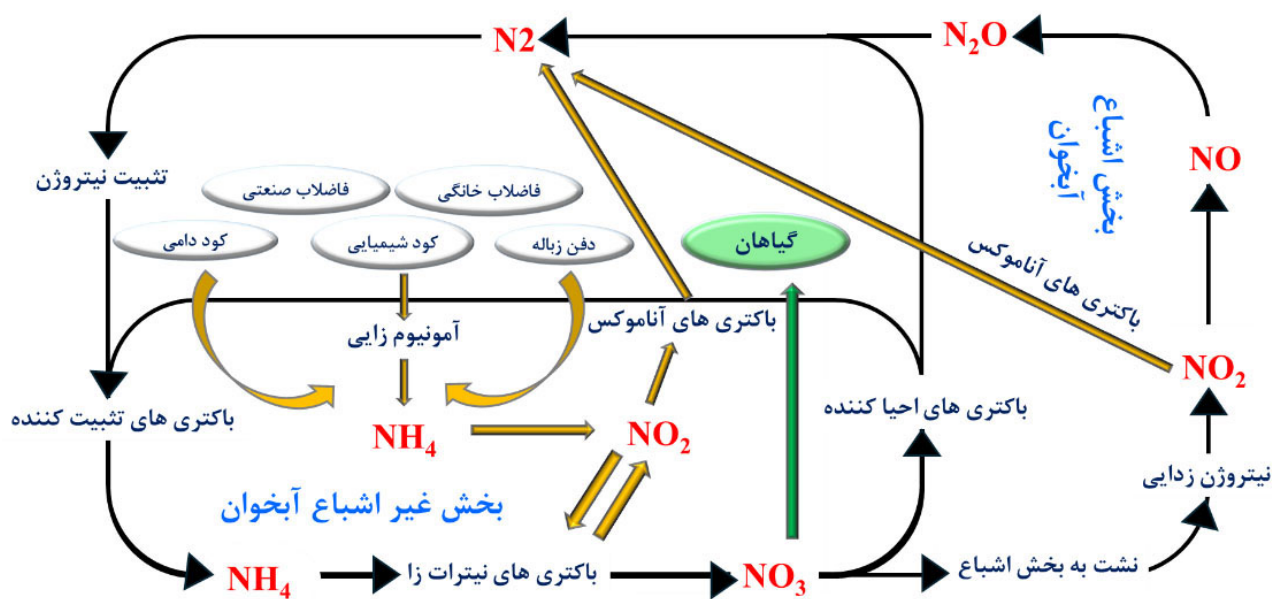
HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Mehrabinejad, A., Kalantari, N., Alijani, F., & Mohammadi, H. (2025). Zoning of Denitrification with Emphasis on Hydrochemistry in the Urban Aquifer of Izeh, Northeast Khuzestan. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 46-63. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2401-1401>

نیتрат در نقاط مختلف ایران و جهان انجام شده است ولی در این میان کمتر به بحث نیترات‌زدایی، عوامل موثر بر آن و نرخ نیترات‌زدایی پرداخته شده است. نیترات‌زدایی یک فرآیند بیوشیمیایی است که منجر به کاهش نیترات و نیتريت به نیتروژن مولکولی یا اکسید نیتروس^۳ می‌شود. این فرآیند به‌طور طبیعی در آب‌های زیرزمینی و در شرایط بدون اکسیژن^۴ رخ می‌دهد و از فعالیت میکروارگانیسم‌های خاصی نظیر باکتری‌ها ناشی می‌شود. محصول نهایی این فرآیند گاز نیتروژن است که به جو آزاد می‌شود. نرخ نیترات‌زدایی^۵ تحت تأثیر عوامل مختلفی می‌باشد و ممکن است بین چند روز تا چند سال متغیر باشد. این نرخ به pH، درجه حرارت، غلظت مواد آلی، حضور اکسیژن و غلظت نیترات وابسته است. دامنه pH مناسب برای فعالیت باکتری‌های نیترات‌زدا^۶ معمولاً بین ۶ تا ۸ است. pH‌های پایین یا بالا می‌توانند فعالیت این باکتری‌ها را مختل کنند. دما نیز بر فعالیت میکروبی تأثیر دارد. دماهای معتدل (بین ۲۰ تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد) بهترین شرایط را برای نیترات‌زدایی فراهم می‌آورند. میکروارگانیسم‌ها به منبع کربن مانند قندها یا ترکیبات آلی نیاز دارند تا بتوانند نیترات را به نیتروژن تبدیل کنند. غنی‌سازی آبخوان‌ها با مواد آلی می‌تواند به افزایش نرخ نیترات‌زدایی کمک کند. شرایط آنوکسیک برای انجام فرآیند نیترات‌زدایی ضروری است. هرگونه حضور اکسیژن ریسک کاهش فعالیت میکروبی را افزایش می‌دهد. مطالعات نشان می‌دهد در برخی شرایط، نرخ نیترات‌زدایی ممکن است به‌صورت معکوس با غلظت نیترات رابطه داشته

به منظور حصول اطمینان از کیفیت بالای آب‌های زیرزمینی برای مصرف شرب، باید مطالعات شناخت رفتار آلاینده‌ها در آبخوان انجام شود (Lapworth و همکاران، ۲۰۲۲). نیترات به‌عنوان آلاینده متداول آب زیرزمینی از فعالیت‌های انسانی و شهری منشأ می‌گیرد. غلظت بیش از حد مجاز نیترات در آب شرب می‌تواند باعث سرطان معده و فشار خون در بزرگسالان و متهموگلوبینمیا (سندروم کودک آبی) و اختلال تیروئید در نوزادان و کودکان شود. سازمان بهداشت جهانی^۱ (WHO، ۲۰۱۷) غلظت مجاز یون نیترات در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترات و یا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیتروژن تعیین کرده است.

نیترات جزء ترکیبات معدنی نیتروژن است و آخرین مرحله اکسیداسیون آمونیاک و نیتروژن حاصل از مواد آلی به شمار می‌رود که ممکن است هنگام عبور آب از زمین طبیعی و یا از منشأ انسانی از طریق نفوذ فاضلاب شهری، فروشویی کودهای آلی و شیمیایی، دامداری‌ها، و زباله دانی‌ها وارد منابع آب زیرزمینی شود. نیترات‌زدایی^۲ فرآیندی از چرخه نیتروژن (شکل ۱) است که در آن نیترات موجود در آب زیرزمینی در اثر شرایط احیایی به گاز نیتروژن تبدیل می‌شود. این فرآیند به‌عنوان یک مرحله کلیدی در چرخه نیتروژن شناخته می‌شود و در مدیریت کیفیت آب‌های زیرزمینی به ویژه در آبخوان‌های شهری بسیار اهمیت دارد. تاکنون پژوهش‌های زیادی در مورد آلودگی آب‌های زیرزمینی به



شکل ۱- چرخه نیتروژن و فرایند نیترات‌زدایی در آبخوان

آن، نرخ و سرعت انجام این فرآیند، شرایط احیایی و تأثیرات آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی، توسط پژوهشگران زیادی بررسی شده است (Bailey و همکاران، ۲۰۱۲؛ Green و همکاران، ۲۰۱۶؛ Hinkle و Tesoriero، ۲۰۱۴؛ Li و همکاران، ۲۰۱۶؛ Jahangir و همکاران، ۲۰۱۷؛ Hinshaw و همکاران، ۲۰۱۹؛ Ke و همکاران، ۲۰۲۱؛ Chakraborty و همکاران، ۲۰۲۲؛ Benekos و همکاران، ۲۰۲۳؛ Ortega-Martinez و همکاران، ۲۰۲۴؛ Pan و همکاران، ۲۰۲۴). در ایران Mohseni Bandpi و Elliott (۱۹۹۸)، Mirbagheri و همکاران (۲۰۱۴) و Sotoodehnia و همکاران (۲۰۲۴) پژوهش‌هایی بر روی نیترات‌زدایی انجام دادند.

آلودگی نیترات در آبخوان‌های شهری به ویژه در نواحی با تراکم بالای جمعیت در نتیجه استفاده از کودهای شیمیایی، فاضلاب‌های خانگی و زباله‌دانی‌ها به وقوع می‌پیوندد. در ایران پژوهش‌های مختلفی بر روی نیترات در آب‌های زیرزمینی انجام شده است (Amiri و همکاران، ۲۰۱۵؛ Nejatijahromi و همکاران، ۲۰۱۹؛ Zendeabad و همکاران، ۲۰۱۹؛ Amiri و همکاران، ۲۰۲۳؛ Zaryab و همکاران، ۲۰۲۴). نیترات‌زدایی، به عنوان یک فرآیند بیوشیمیایی مهم، تأثیر به‌سزایی در کنترل آلودگی نیترات و بهبود کیفیت آب‌های زیرزمینی دارد. با شناخت بهتر از عوامل مؤثر بر این فرآیند و توسعه روش‌های مدیریتی مناسب می‌توان به‌طور مؤثری مشکلات ناشی از آلودگی نیترات را کاهش داد.

روش‌شناسی پژوهش

زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی

منطقه مورد مطالعه در این پژوهش، آبخوان ایزه در شمال شرق استان خوزستان می‌باشند. آبخوان ایزه با مساحت ۱۱۰ کیلومترمربع، بین طول جغرافیایی ۵۰° ۴۹ تا ۵۵° ۴۹ شرقی و عرض جغرافیایی ۴۷° ۳۱ تا ۵۲° ۳۱ شمالی واقع است. اقلیم منطقه ایزه معتدل و نیمه مرطوب می‌باشد. میانگین بارش ایزه در دوره آماری ۴۰ ساله از سال آبی ۱۳۶۳-۱۳۶۲ تا سال آبی ۱۴۰۳-۱۴۰۲ برابر ۵۹۹ میلی‌متر می‌باشد. حدود ۵۰ درصد بارش در فصل زمستان، ۳۱/۷ درصد در پاییز، ۱۷/۸ درصد در بهار و کمتر از یک درصد در تابستان رخ می‌دهد. دشت ایزه دارای دو تالاب میانگران در شمال و بندان در جنوب شرق دشت می‌باشد که به دلیل رخداد خشکسالی مداوم و برداشت شدید از آبخوان‌های آبرفتی و آهکی مجاور، تالاب بندان خشک شده و تالاب میانگران نیز فقط در سال‌های پرآب و فصول مرطوب دارای آب می‌باشد. ارتفاع از سطح دریا

باشد. به عبارت دیگر، با افزایش غلظت نیترات، نرخ تبدیل آن به نیتروژن ممکن است کاهش یابد. در شرایط احیایی، باکتری‌های دنیتریفیکان می‌توانند به طور مؤثری نیترات را در نزدیکی سطح آب زیرزمینی و حتی در نواحی با غلظت بالای آلودگی تجزیه کنند. این فرآیند به حفظ کیفیت آب‌های زیرزمینی و همچنین به تجزیه ترکیبات آلاینده کمک می‌کند. آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت ایزه به نیترات از حدود ۲۰ سال پیش گزارش شده است (Nassery و همکاران، ۲۰۰۹)؛ به طوری که باتوجه به تأمین آب شرب شهر ایزه از آبخوان کارستی مجاور دشت و ارتباط هیدرولیکی آبخوان‌های آبرفتی و کارستی اهمیت بررسی توزیع و پراکندگی نیترات در آبخوان و عوامل و سازوکارهای مؤثر بر آن بیش از پیش افزایش می‌یابد. از آنجا که تاکنون تعیین نرخ نیترات‌زدایی و عوامل مؤثر بر آن، در آبخوان شهری ایزه بررسی نشده است، پرداختن به این موضوع به علت تنش شدید آلودگی از فاضلاب و کودهای شیمیایی در این آبخوان، ضرورت زیادی دارد. در آبخوان شهری دشت ایزه، عمق کم آب زیرزمینی، وجود رسوبات ریزدانه، و نفوذ مستقیم فاضلاب شهری به آبخوان شرایط مناسبی برای تشدید فرآیند نیترات‌زدایی ایجاد کرده است. بر این اساس در این پژوهش تلاش شده است تا با بررسی تغییرات زمانی و مکانی غلظت نیترات، آمونیوم، و نیتريت در این آبخوان، عوامل مؤثر هیدروژئوشیمی بر رخداد نیترات‌زدایی با نمودارهای ترکیبی تعیین و پهنه‌بندی نرخ نیترات‌زدایی انجام شود.

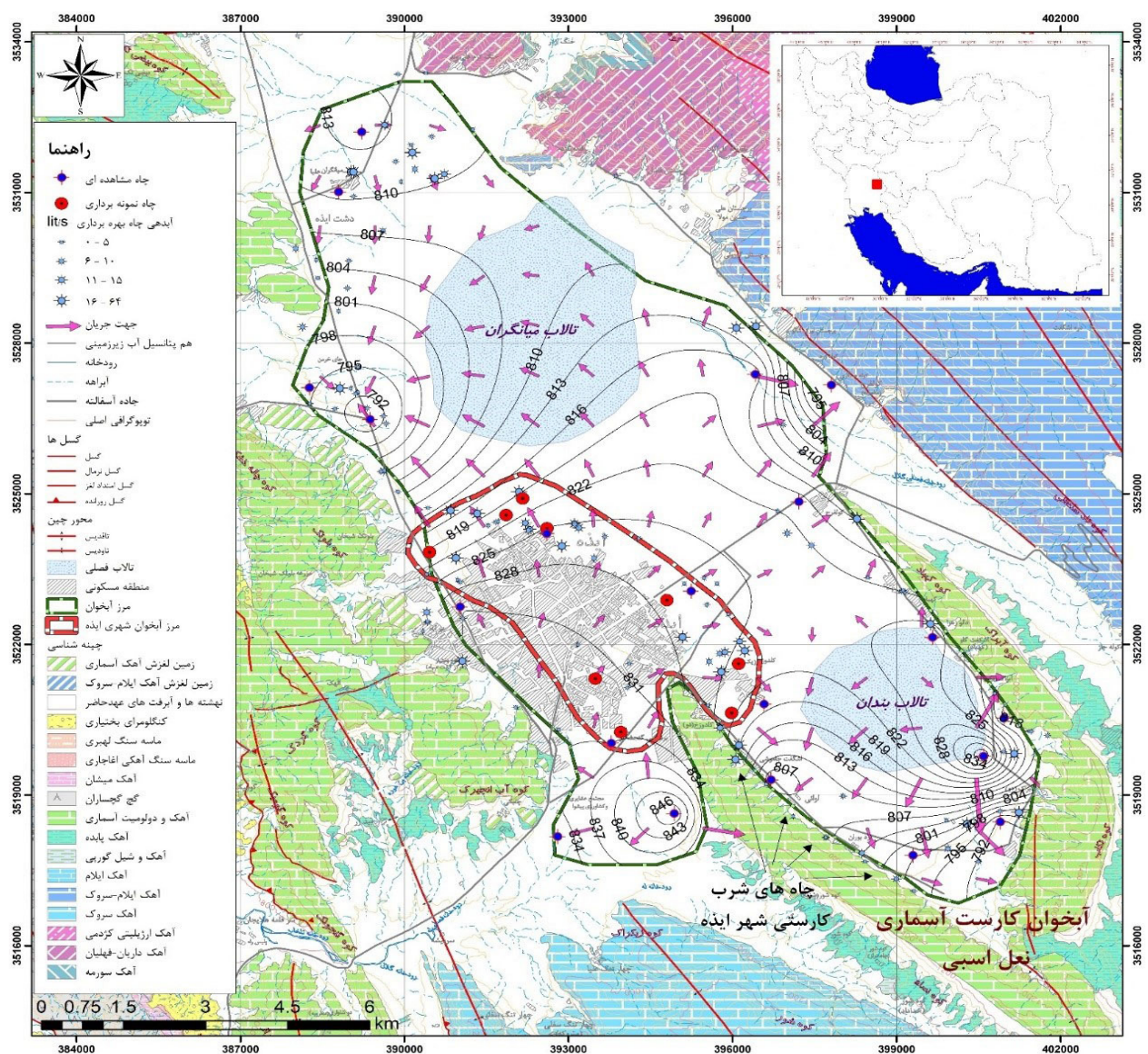
پیشینه پژوهش

طی دو دهه اخیر در دنیا، نیترات به یک آلاینده رایج در آبخوان‌ها و یک معضل اساسی در رابطه با آب‌های زیرزمینی تبدیل شده که توجه پژوهشگران زیادی را به خود جلب کرده است (Qian و همکاران، ۲۰۱۴؛ He و همکاران، ۲۰۱۶؛ Li و همکاران، ۲۰۱۹؛ Chander و همکاران، ۲۰۲۳؛ Mahlknecht و همکاران، ۲۰۲۳؛ Aleku و همکاران، ۲۰۲۴؛ Murphy و همکاران، ۲۰۲۴). Abascal و همکاران (۲۰۲۲) در یک مطالعه جهانی با بررسی ۲۹۲ منطقه در سراسر جهان، بیان نمودند که در بیش از ۲۰ درصد مناطق، آب‌های زیرزمینی دارای غلظت‌های نیترات میانگین بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر هستند، که برخی از این کشورها از جمله اسپانیا، مالت، کنگو، و فلسطین غلظت‌های بیش از ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیز گزارش شده است. توزیع آبخوان‌های آلوده به نیترات در دنیا به ترتیب آفریقا، آسیا، اروپا، و آمریکا است. فرآیند نیترات‌زدایی، اهمیت آن در آبخوان‌ها، عوامل مؤثر بر

در دشت ایزده از حدود ۸۱۵ متر در دریاچه میانگران در شمال دشت، تا ۱۹۰۰ متر در ارتفاعات شرق دشت متغیر است. ارتفاع آبخوان شهری ایزده که در این مقاله مورد مطالعه قرار گرفته است از ۸۸۰ متر در جنوب غرب شهر تا ۸۲۵ متر در شمال شهر و مجاورت تالاب میانگران متغیر است.

منطقه مورد مطالعه از لحاظ زمین‌شناسی در ناحیه زاگرس چین‌خورده یا زاگرس خارجی قرار می‌گیرد. دشت ایزده یک پولیه کارستی می‌باشد و عوارض و پدیده‌های ژئومورفولوژیک کارست در آن گسترش قابل ملاحظه‌ای دارند. دشت مذکور در داخل ناودیس بسته‌ای با محور شمال غربی-جنوب شرقی قرار دارد. دماغه جنوب شرقی ناودیس به صورت نعل اسبی است که تالاب بندان را محصور کرده است. سازندهای زمین‌شناسی

که در منطقه مورد مطالعه رخنمون دارند مربوط به کرتاسه زیرین تا عهد حاضر می‌باشند (شکل ۲). آهک‌های ضخیم لایه خاکستری رنگ سازند داریان - فهلپان قدیمی‌ترین سنگ‌های بیرون زده در منطقه هستند که بر روی آن سازند شیلی کژدمی، سازندهای آهکی ایلام-سروک، سازند شیلی گورپی، سازند مارنی پابده، سازند آهکی آسماری، سازند گچساران، کنگلومرای توکک، و آبرفت‌های عهد حاضر به ترتیب قدمت قرار گرفته‌اند. رسوبات آبرفتی دشت ایزده بر اساس لوگ چاه‌ها، پیزومترها، و نتایج عملیات ژئوفیزیکی در حاشیه دشت عمدتاً شامل رسوبات درشت دانه خرده سنگی و کمی رسوبات ریزدانه ریز می‌باشد که سریعاً به سمت تالاب‌ها و بخش‌های میانی دشت به رس و سیلت تغییر می‌نماید. عمق رسوبات



شکل ۲- نقشه زمین‌شناسی، هیدروژئولوژی و موقعیت نقاط نمونه‌برداری دشت ایزده

آبرفتی از ۳۰ متر در حاشیه دشت تا بیش از ۱۵۰ متر در شمال دشت متغیر است.

نقشه هم تراز آب زیرزمینی دشت ایزه در تیر ماه ۱۴۰۳ در شکل (۲) نشان داده شده است. به طور کلی جهت جریان آب زیرزمینی در دشت ایزه با توجه به ماهیت دشت، وجود سازندهای آهکی در اطراف دشت، و بهره‌برداری زیاد از آبخوان کارستی سازند آسماری در ناودیس نعل اسبی بسیار پیچیده است. تراز آب زیرزمینی از حدود ۸۴۹ متر در مناطق تغذیه‌ای حواشی جنوبی و غربی دشت تا کمتر از ۷۸۵ متر در منطقه تخلیه‌ای شرقی دشت تغییر می‌نماید. جهت عمومی جریان از جنوب شهر ایزه به سمت تالاب میانگران در شمال و غرب دشت است. در جنوب شرق دشت جریان آب زیرزمینی که در دهه ۷۰ از آهک آسماری به سمت تالاب بندان بوده است، اما در حال حاضر به دلیل برداشت از ۱۰ حلقه چاه آب آهکی جهت تأمین آب شرب شهر ایزه محفوره در ناودیس نعل اسبی معکوس شده و جریان از تالاب به سمت آبخوان آهکی آسماری عوض شده است.

جمع‌آوری داده

به منظور بررسی توزیع غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزه و هیدروژئوشیمی فرآیند نیترات‌زدایی از ۹ حلقه چاه آب در طی شش دوره دوماهه از آذر ماه ۱۴۰۲ تا آبان ماه ۱۴۰۳ نمونه‌برداری صورت گرفته است. چاه‌های نمونه‌برداری با توجه به توزیع مکانی چاه‌های بهره‌برداری در اطراف ناحیه شهری ایزه، به نحوی انتخاب شدند (شکل ۲) که نشان دهنده ترکیب هیدروشیمی آب تغذیه‌ای ورودی به زیر شهر ایزه (چاه‌های W۱ و W۶)، در زیر آبخوان شهری (چاه W۲)، خروجی از زیر شهر به سمت تالاب بندان (نمونه W۴)، آب خروجی از زیر تالاب به آبخوان کارستی آسماری نعل اسبی (نمونه W۳)، و آب خروجی از زیر شهر به تالاب میانگران (نمونه‌های W۷ تا W۹) باشند. سنجش نمونه‌های آب از طریق سنجش‌های صحرائی (اندازه‌گیری پارامترهای دما، هدایت الکتریکی و pH)، نیترات، نیتريت، آمونیوم، کلراید، سولفات، BOD و COD در آزمایشگاه البرزآما انجام شده است (جدول ۱).

روش‌شناسی

مطالعه حاضر در ۷ مرحله و بر مبنای شکل (۳) تهیه شده است. در مرحله اول مطالعات تمام اطلاعات زمین‌شناسی، هیدروژئولوژی و کاربری اراضی و مطالعات ارزشمند و معتبر پیشین از محدوده آبخوان شهری ایزه جمع‌آوری شده و بر

اساس آمار و نقشه‌های موجود مناسب‌ترین چاه‌ها از نظر موقعیت، نوع کاربری، تمرکز چاه‌های اطراف و غیره برای نمونه‌برداری انتخاب شدند. نمونه‌برداری در ۶ دوره با فواصل دو تا سه ماهه از آذر ۱۴۰۲ تا آبان ۱۴۰۳ انجام شد. همان‌طور که در بخش قبلی اشاره شد، علاوه بر اندازه‌گیری صحرائی پارامترهای فیزیکی‌وشیمیایی، نیترات، نیتريت، آمونیوم، کلراید، سولفات، BOD و COD به‌طور آزمایشگاهی اندازه‌گیری شدند. به منظور بررسی تغییرات نیترات به عنوان یون هدف در این مطالعه، نقشه‌های هم غلظت نیترات در ۴ بازه زمانی مهم، شامل ماه ابتدای دور (آذر ۱۴۰۲)، ماه حداکثر غلظت (فروردین ۱۴۰۳)، ماه حداقل غلظت (خرداد ۱۴۰۳)، و ماه انتهای دوره (آبان ۱۴۰۳) تهیه و تفسیر شد. بر اساس میزان بارش در بازه زمانی آذر ۱۴۰۲ تا آبان ۱۴۰۳، فروردین ماه به عنوان شاخص فصل مرطوب و آبان ۱۴۰۳ به عنوان معرف فصل خشک انتخاب شد. پس از بررسی تغییرات مکانی نیترات، نمودار تغییرات زمانی آن برای چاه‌های نمونه‌برداری شده و کموگراف معرف نیترات برای کل آبخوان شهری تهیه و تفسیر شد.

پس از بررسی‌های زمانی و مکانی نیترات، نمودارهای ترکیبی هدایت الکتریکی، کلراید، سولفات و BOD+COD با نیترات به منظور تعیین ارتباط پارامترهای مختلف هیدروژئوشیمی با غلظت گونه‌های نیترات تهیه و تحلیل شده است. همچنین باتوجه به لزوم بررسی توزیع نیترات در آب‌های زیرزمینی، باید پژوهشگر شناخت دقیقی نسبت به فرایندهای شیمیایی حاکم بر تبدیلات نیتروژن وجود داشته باشد که به این منظور نمودارهای ترکیبی غلظت نیترات، نیتريت، آمونیوم به‌طور جداگانه با BOD و COD بررسی شد تا عوامل هیدروژئوشیمی موثر بر نیترات‌زدایی تحلیل شود.

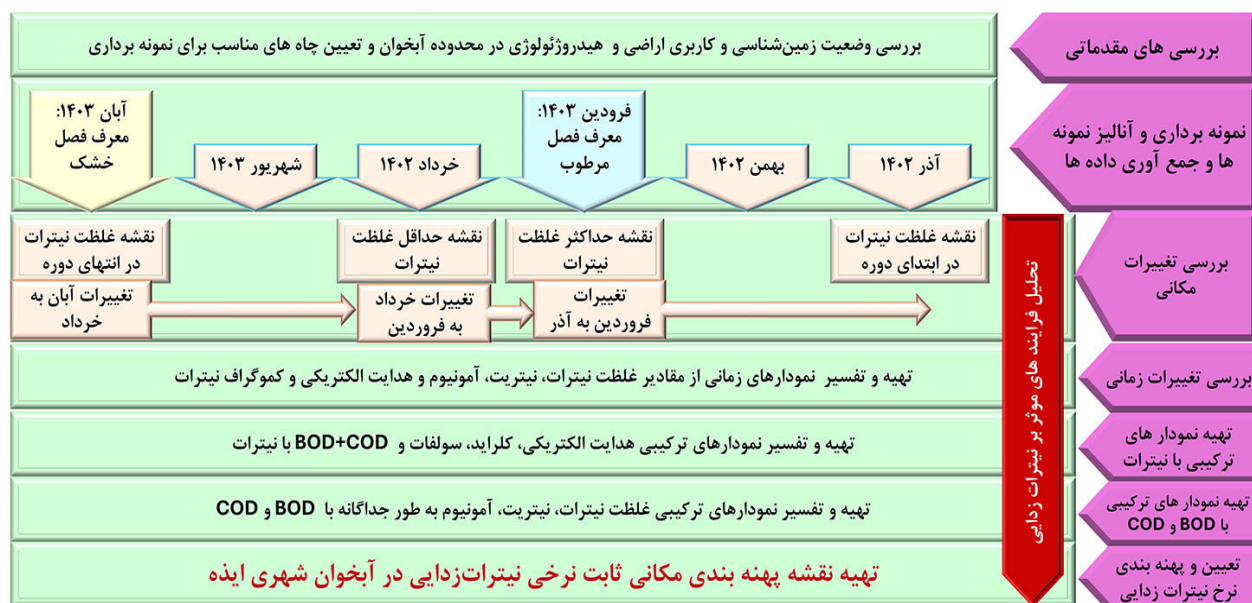
در نهایت با تجمیع نتایج حاصل از بررسی و تحلیل نقشه‌های تهیه شده، سری‌های زمانی تغییرات نیترات و کموگراف‌ها و نمودارهای ترکیبی، نقشه پهنه بندی مکانی ثابت نرخ نیترات‌زدایی در آبخوان شهری ایزه ارائه شد.

یافته‌های پژوهش

بر اساس خلاصه آماری نتایج سنجش‌های هیدروشیمی آبخوان شهری ایزه در ۶ دوره نمونه‌برداری (جدول ۲)، حداکثر و حداقل غلظت هدایت الکتریکی به ترتیب برابر ۱۶۸۵ و ۴۳۰ با میانگین ۱۰۱۱ میکروموس بر سانتی‌متر می‌باشد. میانگین غلظت کلراید و سولفات نمونه‌ها برابر ۱۱۲ و ۸۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. حداکثر و حداقل مقادیر نیتريت در نمونه‌های آب برابر ۱/۹۵ و ۰/۱۲ میلی‌گرم بر لیتر با میانگین ۰/۴۶۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

جدول ۱- نتایج سنجش هیدروشیمی کلراید، سولفات، گونه‌های نیتروژن دار و نیاز اکسیژن شیمیایی و بیوشیمیایی (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) نمونه‌های آب آبخوان شهری ایزه در بهمن ۱۴۰۲ و شهریور ۱۴۰۳

ID	Date	T(°C)	EC (μmohs/cm)	Cl (mg/l)	SO4 (mg/l)	NO3 (mg/l)	NO2 (mg/l)	NH4 (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)
w1	بهمن ۱۴۰۲	۱۸٫۱	۷۵۹	۳۹٫۱	۸۶٫۴	۷۶٫۲	۰٫۴۴۱	۰٫۰۱۲	۴٫۵	۳٫۱
w2	بهمن ۱۴۰۲	۲۲	۱۲۹۵	۹۴٫۱	۱۱۵٫۲	۱۴۷٫۳	۰٫۱۸۵	۰٫۱۰۴	۴٫۶	۱٫۳
w3	بهمن ۱۴۰۲	۲۲٫۲	۱۳۴۹	۱۹۶٫۷	۱۰۰٫۸	۱۱۸٫۳	۰٫۲۴۵	۰٫۰۳۰	۴٫۵	۱٫۵
w4	بهمن ۱۴۰۲	۲۲٫۱	۱۲۴۵	۲۸۰٫۵	۱۶۳٫۲	۷۵٫۹	۱٫۱۳۰	۰٫۰۱۶	۵٫۲	۵٫۹
w5	بهمن ۱۴۰۲	۲۲	۱۰۶۳	۶۵	۷۶٫۸	۵۵٫۳	۰٫۲۵۹	۰٫۰۲۶	۴٫۵	۲٫۸
w6	بهمن ۱۴۰۲	۲۰٫۹	۶۰۷	۳۰٫۸	۲۸٫۸	۳۳٫۱	۰٫۳۵۶	۰٫۰۷۴	۴٫۴	۳٫۹
w7	بهمن ۱۴۰۲	۱۶٫۶	۱۵۸۲	۱۱۹٫۶	۶٫۷	۵۶٫۷	۰٫۵۱۲	۰٫۲۵۴	۱۸	۳۸٫۵
w8	بهمن ۱۴۰۲	۲۱٫۵	۱۲۴۰	۶۳٫۲	۶۲	۳۶	۰٫۲۴۱	۰٫۱۶۲	۴٫۵	۲۲٫۱
w9	بهمن ۱۴۰۲	۲۰٫۷	۱۳۶۵	۱۳۱٫۴	۶۷٫۲	۲٫۶	۰٫۹۵۹	۰٫۰۷۲	۶٫۸	۲۸٫۱
w1	شهریور ۱۴۰۳	۲۵٫۵	۵۲۲	۱۵٫۲	۶۴٫۳	۲۷٫۵	۰٫۱۴۵	۰٫۰۱۴	۳٫۶	۲٫۶
w2	شهریور ۱۴۰۳	۲۶٫۷	۸۴۹	۶۲٫۵	۹۶	۷۷٫۲	۱٫۳۵۰	۰٫۲۱۰	۳٫۷	۵٫۱
w3	شهریور ۱۴۰۳	۲۴٫۹	۱۰۹۶	۱۸۵٫۷	۱۰۰٫۸	۸۱٫۶	۰٫۱۹۵	۰٫۰۸۴	۳٫۷	۳٫۶
w4	شهریور ۱۴۰۳	۲۵	۱۵۱۷	۵۰۸٫۷	۲۳۵٫۲	۳۰٫۱	۱٫۰۱۶	۰٫۰۴۴	۲۲	۱۸٫۴
w5	شهریور ۱۴۰۳	۳۰٫۴	۹۴۶	۵۸٫۹	۱۰۵٫۶	۳۸٫۸	۱٫۲۲۳	۰٫۰۲۴	۳٫۷	۴٫۶
w6	شهریور ۱۴۰۳	۲۶٫۹	۴۴۸	۲۵٫۳	۳۳٫۶	۲۶	۰٫۱۴۲	۰٫۱۱۴	۴٫۱	۵٫۱
w7	شهریور ۱۴۰۳	۳۰٫۴	۱۱۲۱	۷۹٫۲	۱۰۰٫۸	۱۸٫۶	۰٫۰۱۲	۰٫۳۵۶	۸٫۷	۲۵٫۱
w8	شهریور ۱۴۰۳	۲۳٫۶	۷۳۷	۵۸٫۹	۹٫۶	۳۰٫۱	۰٫۰۳۵	۰٫۱۶۶	۷٫۲	۲۶٫۲
w9	شهریور ۱۴۰۳	۲۸٫۲	۹۳۱	۱۲۷٫۸	۷۲	۳٫۶	۰٫۰۳۹	۰٫۴۲۸	۸٫۱	۱۹٫۶



شکل ۳- نمودار روش تحقیق

جدول ۲- خلاصه آماری داده‌های هیدروشیمی آبخوان شهری ایزه در شش دوره نمونه‌برداری در سال آبی ۱۴۰۳-۱۴۰۲

پارامتر آماری	T (°C)	EC (μmohs/cm)	Cl (mg/l)	SO4 (mg/l)	NO3 (mg/l)	NO2 (mg/l)	NH4 (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)
حداکثر	۳۰٫۴	۱۶۸۵	۵۰۸٫۷	۲۳۵٫۲	۲۰۶٫۷	۱٫۹۵	۰٫۵۷	۴۵٫۲	۴۶٫۲
حداقل	۱۶٫۶	۴۳۰	۱۳٫۷	۶٫۷	۲٫۱	۰٫۰۱۲	۰٫۰۱۲	۰٫۱	۰٫۵
میانگین	۲۳٫۲	۱۰۱۱	۱۱۱٫۵	۸۳٫۱	۵۳٫۳	۰٫۴۶۲	۰٫۱۱۵	۸	۱۲٫۴
انحراف معیار	۲٫۹	۳۱۸	۱۰۰٫۳	۴۷٫۷	۴۲٫۲	۰٫۴۴۵	۰٫۱۲۱	۷٫۳	۱۲٫۵

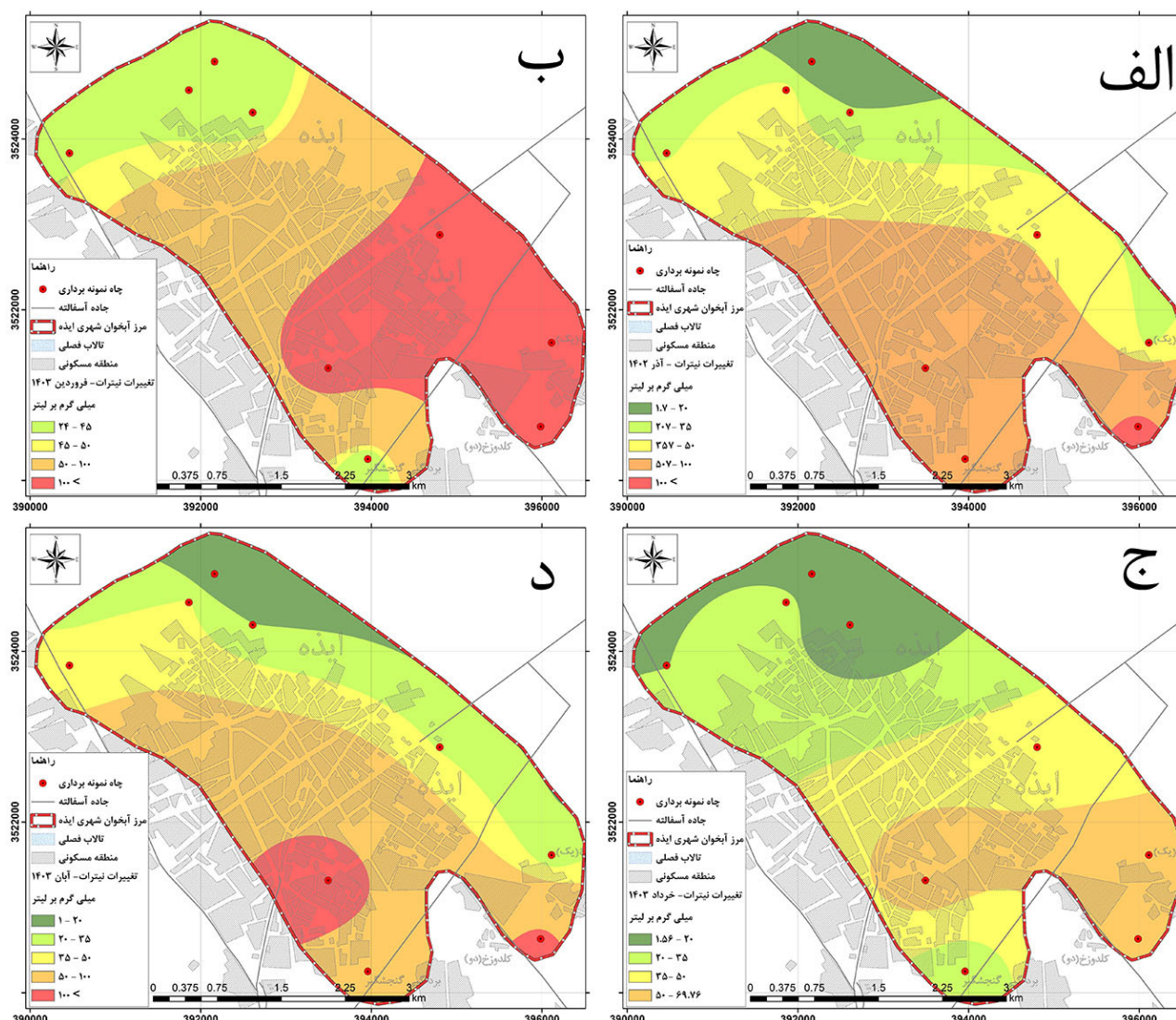
*** تعداد نمونه‌ها (n) برابر ۵۴ در ۶ دوره می‌باشد.

فروشویی نیترات به آبخوان همراه شده و در نتیجه غلظت نیترات افزایش شدیدی را در کوتاه مدت نشان می‌دهد. باین حال، نرخ شدید نیترات‌زدایی در شمال شهر باعث شده که غلظت نیترات در آب زیرزمینی به شدت آلوده به فاضلاب در اطراف چاه‌های W۷ تا W۹ به مقدار بیش از حد مجاز ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر نرسد. در خرداد ماه ۱۴۰۳ دامنه غلظت نیترات در آبخوان بین ۱ تا ۷۰ میلی‌گرم بر لیتر با حداکثر غلظت در جنوب شرق و حداقل مقدار نیترات در شمال شهر رسیده است. در آبان ماه ۱۴۰۳ علاوه بر نمونه W۳، غلظت نیترات بالا در چاه W۲ در زیر شهر ایزه نیز به بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. نوار شرقی و شمالی آبخوان شهری ایزه مطابق انتظار به دلیل رخداد نیترات‌زدایی افزایش غلظت نیترات نشان نمی‌دهد. در آبان ماه ۱۴۰۳ غلظت نیترات بین ۱ تا ۱۲۲ میلی‌گرم بر لیتر متغیر است که با ابتدای دوره مطالعاتی در آذر ماه ۱۴۰۲ شبیه می‌باشد.

نقشه‌های هم تغییرات نیترات غلظت نیترات بین دوره‌های مختلف نمونه‌برداری در شکل (۵-الف) تا (۵-ج) ارائه شده است. با فروشویی آلاینده‌ها از سطح و کودهای شیمیایی اعمالی به سطح زمین‌های زراعی که بیشتر در دی و بهمن ماه در منطقه ایزه انجام می‌شود، بر حسب انتظار غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزه از آذرماه ۱۴۰۲ تا فروردین ۱۴۰۳ روند افزایشی شدید به خود گرفته است (شکل ۵-الف) باین حال، نمونه آب زیرزمینی W۱ کاهش غلظت نیترات تا ۳۴ میلی‌گرم بر لیتر را به دلیل اختلاط با آب زیرزمینی غیرآلوده تغذیه‌ای از مسیل جنوبی دشت ایزه نشان می‌دهد. در شمال و شرق دشت، غلظت نیترات در دوره ۴ ماهه افزایش شدیدی را نشان می‌دهد به‌طوری که در نمونه W۴ در نزدیکی تالاب بندان با عمق آب زیرزمینی کمتر از ۲ متر، غلظت نیترات آب زیرزمینی بیش از ۱۷۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافته است. از فروردین

میانگین غلظت آمونیوم در کل دوره‌ها برابر ۰/۱۱۵ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. حداکثر، حداقل، و میانگین COD آب‌ها به ترتیب برابر ۴۵/۲، ۰/۱، و ۸ میلی‌گرم بر لیتر با انحراف استاندارد ۷/۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. هرچند حداکثر و حداقل غلظت BOD در نمونه‌های آب تقریباً مشابه COD و به ترتیب برابر ۴۶/۲ و ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد ولی میانگین غلظت BOD بیشتر و برابر ۱۲/۴ میلی‌گرم بر لیتر است. در ۶ دوره نمونه‌برداری حداکثر و حداقل غلظت نیترات به ترتیب مربوط به چاه W۴ در فروردین ماه ۱۴۰۳ برابر با ۲۰۶/۷ میلی‌گرم بر لیتر و چاه W۹ در خرداد ماه ۱۴۰۳ برابر ۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. میانگین غلظت نیترات در کل دوره‌های نمونه‌برداری برابر ۵۳/۳ با انحراف استاندارد ۴۲/۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

به منظور بررسی تغییرات مکانی نیترات و تعیین مناطق تحت تنش آلودگی، در شکل (۴) نقشه‌های هم نیترات آبخوان شهری ایزه در ۴ دوره آذر ۱۴۰۲ (ابتدای دوره)، فروردین ۱۴۰۳ (حداکثر غلظت نیترات)، خرداد ۱۴۰۳ (حداقل غلظت نیترات)، و آبان ۱۴۰۳ (انتهای دوره) تهیه شد. در آذرماه ۱۴۰۲، غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزه از ۱۱۰ میلی‌گرم بر لیتر در چاه W۳ در جنوب شرق تا ۲ میلی‌گرم بر لیتر در چاه W۹ در شمال شهر کاهش می‌یابد. باوجود جهت جریان آب زیرزمینی به سمت شمال شهر، کاهش عمق آب زیرزمینی از ۲۰ متر در جنوب و غرب شهر به کمتر از ۵ متر در شمال و شرق شهر (شکل ۵-د) و نفوذ مستقیم فاضلاب شهری از طریق چاهک‌های جذبی، غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی در زیر شهر و شمال شهر به سمت تالاب میانگران کاهش می‌یابد. در فروردین ماه ۱۴۰۳ بیشترین غلظت نیترات مربوط به چاه W۴ در مجاورت تالاب بندان برابر ۲۰۷ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد و کمترین مقدار نیترات تا ۲۵ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافته است. نفوذ آب تازه از بارش با افزایش شرایط اکسیدان در محیط آبخوان و

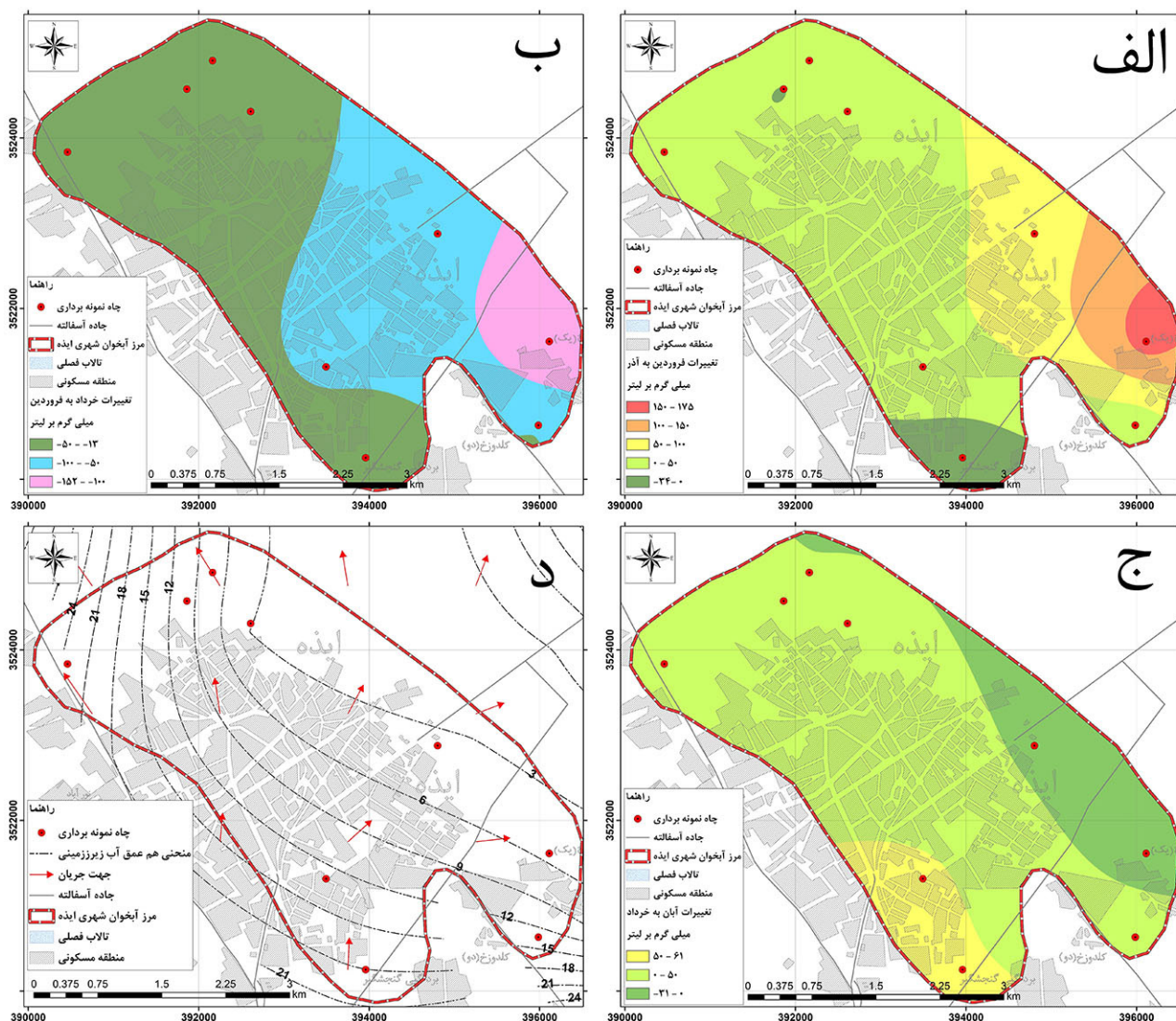


شکل ۴- (الف تا د) نقشه‌های هم نیترات آبخوان شهری ایذه در دوره‌های نمونه‌برداری مختلف

تا پایان دوره مورد مطالعه می‌باشد. نمونه‌های آب چاه‌های W۸ و W۹ که در شمال شهر ایذه و در مجاورت تالاب میانگران قرار دارند به دلیل آلودگی شدید با فاضلاب شهر ایذه، تحت شرایط احیایی و نیترات‌زدایی شدید قرار دارند و مقدار غلظت حداقل را در بین چاه‌های مورد مطالعه در آبخوان شهری ایذه را دارند. نمونه‌های W۲ و W۳ که در جنوب منطقه شهری ایذه قرار دارند، در طول سال، دارای غلظت نیترات بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشند. در این میان نمونه W۴ تغییرات غلظت ناهنجار از ۷۵ میلی‌گرم در لیتر در بهمن ۱۴۰۲ تا ۲۰۷ میلی‌گرم بر لیتر در فروردین ماه ۱۴۰۳ را نشان می‌دهد که بیانگر نفوذ شدید آلاینده‌ها از منشأ فاضلاب شهر ایذه به این ناحیه در حاشیه جنوب شرقی شهر و در ادامه به سمت چاه W۳ و آبخوان کارستی سازند آسماری در ناودیس نعل اسبی می‌باشد.

تا خرداد ماه ۱۴۰۳ کاهش شدید نیترات به دلیل نرخ بالای نیترات‌زدایی در آبخوان شهر ایذه رخ داده است (شکل ۵-ب) و در کل منطقه مورد مطالعه کاهش غلظت نیترات از کمتر از ۱۵ میلی‌گرم در لیتر در مناطق جنوبی، غربی، و شمالی تا بیش از ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در محل چاه W۴ رخ داده است. از خرداد ماه تا آبان ۱۴۰۳ (شکل ۵-ج) دامنه تغییرات غلظت نیترات از حدود ۳۰- میلی‌گرم در لیتر (وقوع نیترات‌زدایی) در شرق منطقه تا ۶۰+ میلی‌گرم در لیتر (نشت نیترات به آبخوان در جنوب شهر رخ می‌دهد).

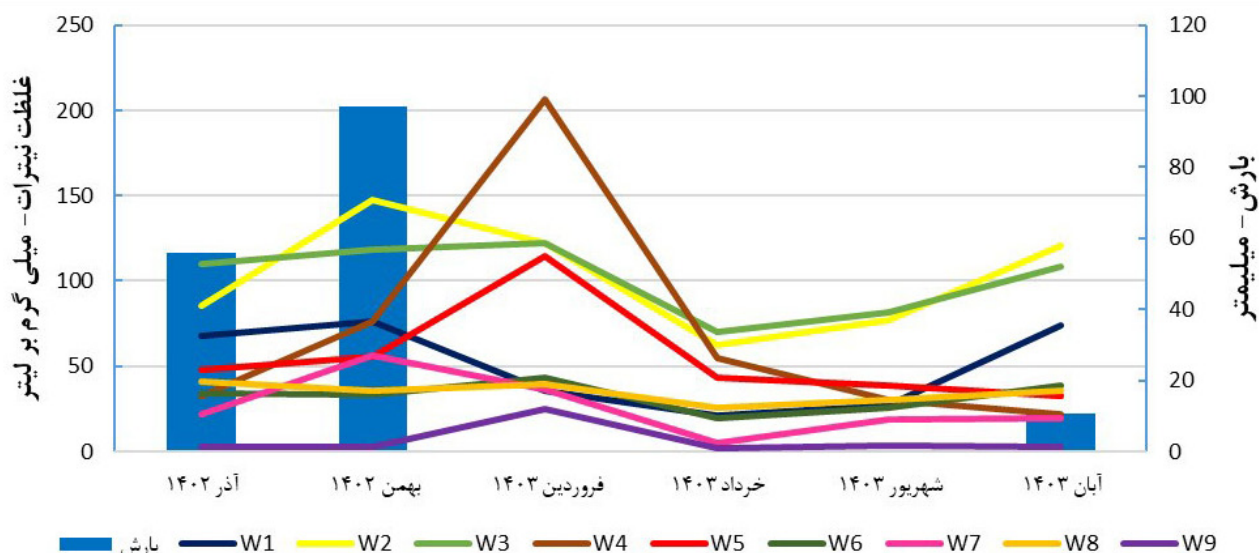
تغییرات زمانی غلظت نیترات چاه‌های آب در آبخوان شهری ایذه (شکل ۶) بیانگر روند افزایش غلظت نیترات آب زیرزمینی از آذر ۱۴۰۲ تا فروردین ۱۴۰۳، کاهش شدید غلظت نیترات از فروردین تا خرداد ۱۴۰۳، سپس افزایش مجدد تدریجی نیترات



شکل ۵- (الف تا ج) نقشه‌های هم تغییرات نیترات آبخوان شهری ایذه، (د) نقشه هم عمق آب زیرزمینی

عنوان کردند؛ باتوجه به گذشت حدود ۲۰ سال از مطالعات این پژوهشگران و معطوف شدن مطالعه حاضر بر بخش شهری آبخوان، ضمن تایید نظر آن‌ها، نفوذ از فاضلاب شهری و پس از آن فروشست کودهای شیمیایی به عنوان عامل اصلی افزایش نیترات در آبخوان شهری ایذه معرفی می‌شود. در بررسی همبستگی سری‌های زمانی، اصولاً اثر متغیر مستقل بر متغیر وابسته باید آنی و هم دوره باشد تا نتایج قابل استناد باشد. در محدوده مورد مطالعه، اثر بارش با تاخیر زمانی یک تا دو ماهه، با فروشویی آلاینده‌ها و افزایش شرایط اکسیدان، باعث افزایش غلظت نیترات در آبخوان شهری ایذه شده است. ضریب همبستگی مقادیر نیترات با بارش در چاه W۱ ۷۳ درصد، در چاه W۲ ۵۴ درصد، در چاه W۳ ۵۰ درصد، در چاه W۴ ۱۵ درصد، در چاه W۵ ۱۱ درصد، در چاه W۶ ۱۲ درصد،

بیشترین کاهش غلظت تحت تأثیر نیترات‌زدایی در چاه W۴ رخ می‌دهد که غلظت نیترات آن در طی دو ماه از ۲۰۷ میلی‌گرم بر لیتر در فروردین به ۵۵ میلی‌گرم در لیتر در خرداد ماه می‌رسد. نمونه آب چاه W۶ که در قسمت غربی دشت ایذه قرار دارد، حدود ۳۰ تا ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر (با مقادیر حداقل و حداکثر به ترتیب ۲۰ و ۴۴ میلی‌گرم بر لیتر) نوسان دارد که عدم تأثیر واضح رخداد نیترات‌زدایی را نشان می‌دهد. تغییرات زمانی و ناهنجاری‌های مکانی نیترات در این پژوهش با پژوهش ناصری و علیجانی (۱۳۸۶) مطابقت دارند. این پژوهشگران بیان کردند امکان جذب نیترات در بخش‌های ریزدانه آبخوان که به شدت آلوده به باکتری هستند وجود دارد. مطالعه حاضر این موضوع را در شمال آبخوان شهری ایذه تایید می‌کند. همچنین آن‌ها کودهای غیرآلی را عامل اصلی افزایش نیترات در آبخوان ایذه



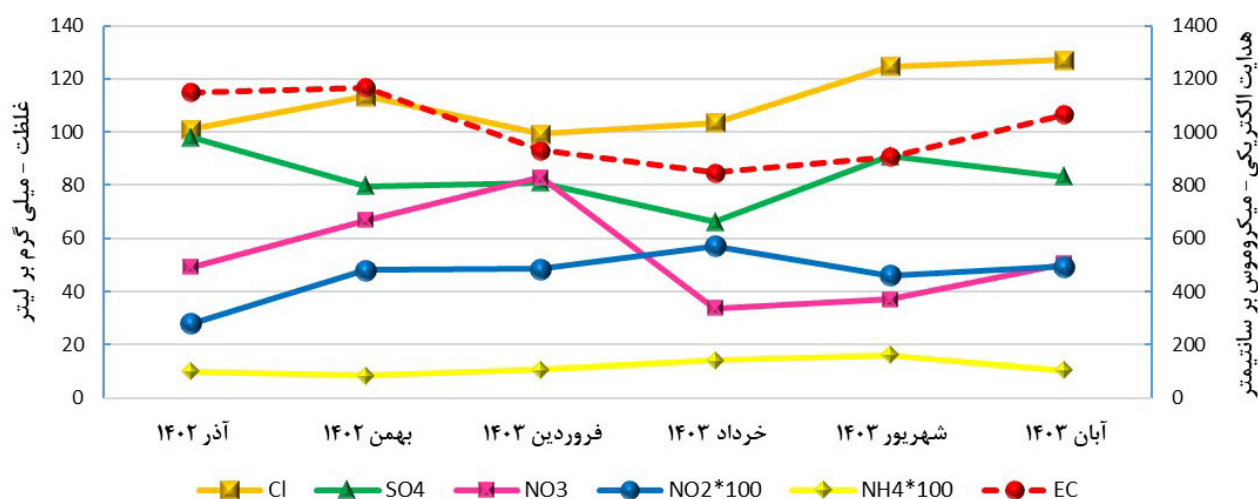
شکل ۶- نمودار تغییرات غلظت نیتрат چاه‌های نمونه‌برداری شده آبخوان شهری ایزه در دوره یک ساله ۱۴۰۲-۱۴۰۳

غلظت نیترات میانگین در آبخوان شهری ایزه از ۴۹ میلی‌گرم بر لیتر در آبان به ۶۷ میلی‌گرم در لیتر در بهمن ماه ۱۴۰۲ افزایش یافته است. این افزایش غلظت نیترات تا فروردین ادامه یافته و به میانگین ۸۳ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. نگاهی به وضعیت اقلیم و کاربری اراضی و الگوی کشت در محدوده مطالعاتی نشان می‌دهد که دلیل افزایش غلظت نیترات در بازه آذر ۱۴۰۲- فروردین ۱۴۰۳، فروشویی آلاینده‌های فاضلاب شهری و کودهای شیمیایی (که معمولاً در منطقه ایزه در دی و بهمن ماه زمین‌های زراعی کوددهی نیترا ته می‌شوند) و افزایش شرایط اکسیدان با نفوذ آب‌های تازه از بارش می‌باشد. رخداد شدید نیترات‌زدایی از فروردین تا خرداد باعث کاهش غلظت میانگین نیترات تا ۳۴ میلی‌گرم بر لیتر شده است. غلظت میانگین نیترات در شهریور و آبان ماه ۱۴۰۳ به ۳۷ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر رسیده که معادل غلظت نیترات ابتدای دوره نمونه‌برداری در آذر ۱۴۰۲ می‌باشد.

غلظت نیتريت آب‌های زیرزمینی از ۰/۲۸ میلی‌گرم بر لیتر در آذر ۱۴۰۲ تا ۰/۴۹ میلی‌گرم بر لیتر و ۰/۵۷ میلی‌گرم بر لیتر در خرداد ماه افزایش یافته است. این به آن معنی است که افزایش غلظت نیترات در فروردین ۱۴۰۳ به واسطه فروشویی آلاینده‌های نیترا ته، هم‌زمان با نیترات‌زدایی ادامه دارد. در آبان ماه ۱۴۰۲ غلظت نیتريت میانگین برابر ۰/۴۹ میلی‌گرم بر لیتر بوده که نسبت به ابتدای دوره نمونه‌برداری حدود ۰/۲۱ میلی‌گرم بر لیتر دارد. غلظت آمونیوم میانگین به جز دو دوره خرداد و شهریور ۱۴۰۳ که حدود ۰/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر رسیده، در حول ۰/۱۰ میلی‌گرم بر لیتر نوسان دارد.

در چاه W۷ ۷۲ درصد، در چاه W۸ ۴۲ درصد، در چاه W۹ ۳۴ درصد و ضریب همبستگی بین بارش و میانگین نیترات همه چاه‌ها ۲۷ درصد می‌باشد.

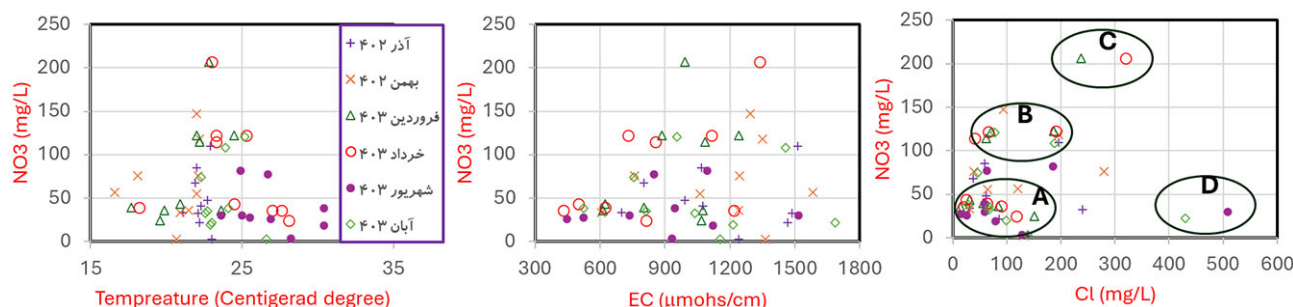
کموگراف یون‌های نیترات، نیتريت، آمونیوم، کلراید، سولفات، و هدایت الکتریکی (شکل ۷) روند تغییرات متفاوت زمانی هیدروشیمی‌کلی با گونه‌های نیتروژن‌دار را نشان می‌دهد. میانگین هدایت الکتریکی در آبخوان شهری ایزه از حدود ۱۱۵۰ میکروموهس بر سانتی‌متر در پاییز و زمستان ۱۴۰۲، به ۸۵۰ میکروموهس بر سانتی‌متر در خرداد ماه ۱۴۰۳ کاهش می‌یابد که اثر رقیق‌شدگی در اثر تغذیه زیرزمینی جدید و آب نفوذی از بارش را به خوبی نشان می‌دهد. سپس از خردادماه روند تدریجی افزایش املاح آب تا رسیدن به میانگین هدایت الکتریکی برابر ۱۰۷۰ میکروموهس بر سانتی‌متر در آبان ماه رخ می‌دهد. کلراید به عنوان یک یون پایستار^۹ در سیستم جریان آب زیرزمینی از میانگین ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در آذر ۱۴۰۲ تا ۱۱۳ میلی‌گرم بر لیتر در بهمن ماه افزایش می‌یابد و سپس با رخداد ترقیق در اثر تغذیه و نفوذ بارش، در فروردین و خرداد ماه ۱۴۰۳ غلظت آن به حدود ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. در شهریور و آبان ماه ۱۴۰۳ غلظت کلراید میانگین چاه‌های نمونه‌برداری شده به حدود ۱۲۵ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. تغییرات غلظت یون سولفات تا حدی با کلراید و هدایت الکتریکی متفاوت است به‌طوری که از غلظت میانگین ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در آذر ۱۴۰۲ به حدود ۸۰ میلی‌گرم بر لیتر در بهمن ۱۴۰۲ می‌رسد و سپس تا خرداد ماه غلظت سولفات میانگین به حدود ۶۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد.



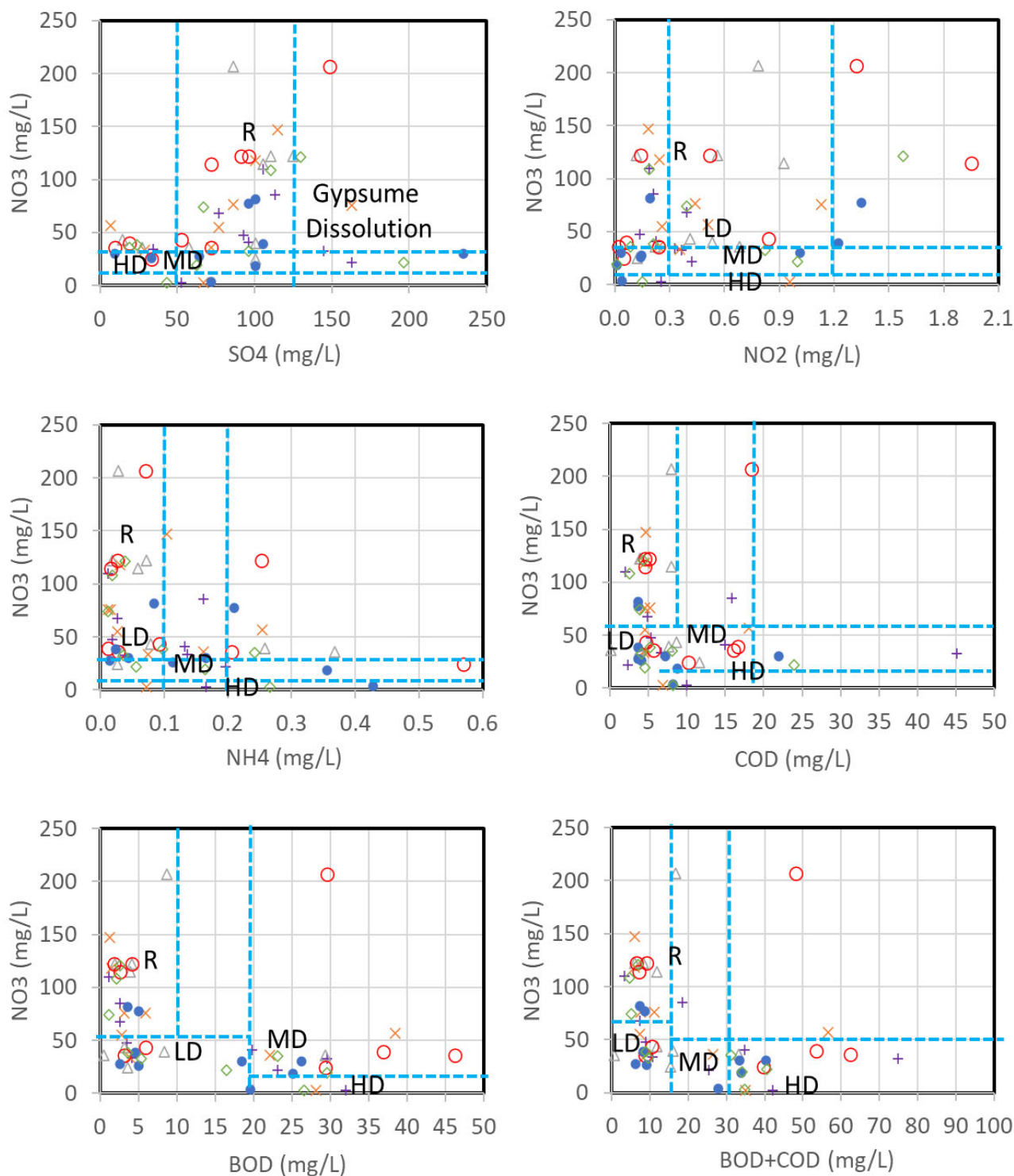
شکل ۷- نمودار تغییرات میانگین غلظت نیترات، نیتريت، آمونیوم، کلراید، سولفات، و هدایت الکتریکی در آبخوان شهری ایذه در دوره یک ساله ۱۴۰۲-۱۴۰۳

BOD و COD آب زیرزمینی در آبخوان شهری ایذه ارائه شده است. در نمودار سولفات در مقابل نیترات محدوده با سولفات بیش از ۱۲۵ میلی گرم بر لیتر رخداد انحلال غالب ژیبس در آبخوان را نشان می دهد، هرچند در عمل از محدوده ژیبس بیش از ۵۰ میلی گرم بر لیتر انحلال ژیبس آغاز شده است. از این رو در آبخوان شهری ایذه تأثیر هیدروشیمی از بقایای ژیبس در آبخوان با سنگ بستر سازند گچساران مشهود می باشد. نمونه های با نیترات کمتر از ۲۰ میلی گرم بر لیتر، رخداد شدید نیترات زدایی را نشان می دهند. نمونه های با غلظت نیترات بیش از ۴۰ میلی گرم بر لیتر و سولفات کم و متوسط بیانگر شرایط اکسیدان و آب تغذیه ای در بخش های جنوبی و غربی شهر می باشند. تفکیک شرایط مختلف در نمودارهای ترکیبی دو گونه احیایی نیتريت و آمونیوم با نیترات با غلظت نیترات خیلی کم، بیانگر شرایط نیترات زدایی شدید می باشد. در نمونه هایی که نیتريت و آمونیوم نیز کمتر از ۰/۱ میلی گرم بر لیتر می باشند، شرایط احیایی شدید حتی باعث اضمحلال

به منظور بررسی ارتباط پارامترهای هیدروشیمی با رخداد نیترات زدایی نمودارهای ترکیبی در شکل (۸) و (۹) ارائه شده است. نمودارهای ترکیبی دومتغیره غلظت نیترات در مقابل درجه حرارت و هدایت الکتریکی در شکل (۸)، ارتباط مشخصی بین رخداد نیترات زدایی با این دو پارامتر را نشان نمی دهد. در نمودار کلراید در مقابل نیترات در همین شکل، چهار محدوده مشخص شده است. بخش A با غلظت کلراید و نیترات کم بیانگر آب تغذیه ای از زیر شهر می باشد که نفوذ اولیه فاضلاب را با رخداد نیترات زدایی در پایین بخش A نشان می دهد. بخش B با کلراید کم و نیترات زیاد بیانگر نفوذ فاضلاب و فروشویی ترکیبات نیتروژن دار به آبخوان می باشد. بخش C با کلراید و نیترات زیاد بیانگر آلودگی شدید به فاضلاب و محیط اکسیدان می باشد و بخش D با کلراید بسیار زیاد و نیترات کم رخداد نیترات زدایی شدید با آب متاثر از انحلال هالیت را نشان می دهد. در شکل (۹) نیز نمودارهای ترکیبی دومتغیره غلظت نیترات در مقابل سولفات، نیتريت، آمونیوم، BOD، COD و مجموع



شکل ۸- نمودارهای ترکیبی دومتغیره غلظت نیترات در مقابل کلراید، هدایت الکتریکی و درجه حرارت (راست به چپ)



+	آذر ۱۴۰۲	×	بهمن ۱۴۰۲	△	فروردین ۱۴۰۳	LD: نیترات زدایی کم	R: آب تغذیه ای
○	خرداد ۱۴۰۳	●	شهریور ۱۴۰۳	◇	آبان ۱۴۰۳	HD: نیترات زدایی زیاد	MD: نیترات زدایی متوسط

شکل ۹- نمودارهای ترکیبی دومتغیره غلظت نیترات در مقابل سولفات، نیتريت، آمونیم، BOD، COD، و مجموع BOD و COD آب زیرزمینی در آبخوان شهری ایذه

این دو یون نیز شده است. آب‌های تغذیه‌ای با غلظت نیترات زیاد و آمونیوم و نیتريت کم، و آب‌های با نیترات زیاد و نیتريت و آمونیوم متوسط بیانگر مراحل توسعه میانی نیترات‌زدایی می‌باشند. نمودار تغییرات نیترات با BOD و COD با هدف تفکیک رخداد آلودگی در آب‌ها با منشا آلودگی آلی و صنعتی مبین تأثیر بیشتر BOD بر رخداد نیترات‌زدایی می‌باشد. مراحل توسعه نیترات‌زدایی از کم به زیاد با مرز مجموع BOD+COD برابر ۱۵ و ۳۰ میلی‌گرم تفکیک شده است.

نتایج و بحث

در حال حاضر نقشه معتبری از نفوذپذیری سطحی برای آبخوان ایذه تهیه نشده است. با این حال به علت اینکه محدوده مطالعات یک آبخوان شهری کوچک است (۱۸ کیلومتر مربع)، نفوذ مستقیم بارش از سطح شهر چندان قابل توجه نمی‌باشد و نفوذ اصلی از فاضلاب شهری است. باتوجه به دبی مصرفی روزانه در شهر ایذه که بین ۵۰۰ تا ۷۰۰ لیتر در ثانیه (حدود ۲۰ میلیون متر مکعب در سال بر اساس آمار آبفا) و با اعمال ضریب نفوذ ۶۰ درصدی از فاضلاب که بر مبنای بازدید از منطقه و تجربه کارشناسی حاصل شده است؛ نفوذ از فاضلاب حدود ۱۲ میلیون متر مکعب در سال برآورد می‌شود. از ۲۱ حلقه چاه آهکی آب شرب ایذه، ۱۰ حلقه چاه با آبدهی زیاد (۶۰ تا ۷۰ درصد حجم آب شرب) از نوار باریکه تاقدیس نعل اسبی در مجاورت مرز جنوبی آبخوان آبرفتی ایذه تأمین می‌شود، باتوجه به شرایط خشکسالی حاکم در چند سال اخیر و افت شدید آب در آبخوان نعل اسبی (بر اساس آمار چاه‌های مشاهداتی در این آبخوان)، تغذیه این بخش از آبخوان نعل اسبی به تبادلات هیدرولیک و تغذیه از سوی آبخوان آبرفتی که با فاضلاب غنی شده است، نسبت داده می‌شود.

در شکل (۱) جهت جریان در آبخوان آبرفتی مبین ورود آب به کارست نعل اسبی است. از دیگر شواهد ورود آب آبخوان آبرفتی به آبخوان کارست نعل اسبی، عدم تخلیه آب آبخوان شهری به سمت بخش‌های شمالی و تالاب میانگران در اثر ریزدانه شدن آبخوان و عملکرد شبه سد هیدرولیکی آن، در برابر زهکشی آب نفوذی حاصل از تغذیه فاضلاب شهری است. این ساختار آبرفت باعث زهکشی اجباری آب به سمت آبخوان نعل اسبی می‌شود و نتیجه آن ممانعت از بالا آمدگی آب در منطقه شهری علی‌رغم عمق کم آب زیرزمینی است. پیش از این، نتایج مدل‌سازی آبخوان ایذه در دهه ۸۰، این تغییر رژیم هیدرولیکی را اثبات کرده و نتایج کار علیجانی (۱۳۸۱)

نشان می‌دهد که آب آبرفت از بخش درشت دانه آبخوان تا جنوب شرقی جریان یافته و از منطقه کلدوزخ وارد آبخوان نعل اسبی می‌شود. نتیجه این معکوس شدن جریان آب زیرزمینی از آبرفت به آهک، باعث افزایش نیترات در چاه‌های آهکی آب شرب ایذه مثل چاه‌های آهکی کلدوزخ و جاموشی در یال غربی نعل اسبی به ۵۰ تا ۶۰ میلی‌گرم در لیتر نیترات شده است (علیجانی، ۱۳۸۱).

بررسی تغییرات مکانی و زمانی در غلظت نیترات در آب زیرزمینی در منطقه شهری ایذه به علت ورود آلاینده‌های نیترا ته در بخش‌های مختلف این آبخوان و در زمان‌های مختلف، نوسانات و ناهنجاری‌هایی را نشان می‌دهد.

از نظر زمانی، با اینکه کوددهی زمین‌های زراعی در محدوده آبخوان، به خصوص در جنوب شهر تا حدی در افزایش نیترات آبخوان تأثیر دارد، ولی منشا اصلی آن نفوذ فاضلاب انسانی از طریق چاهک‌های جذبی و فروشویی آلاینده‌های سطح شهر می‌باشد. فروشویی آلاینده‌ها در طی بارش زمستانه و کوددهی زمین‌های کشاورزی در بهمن و اسفند باعث شده، حداکثر غلظت نیترات در آبخوان شهری ایذه در فروردین ماه ۱۴۰۳ رخ دهد. کاهش غلظت اکسیژن محلول در آب در بهار و توقف فعالیت‌های زراعی، باعث شده که عمده نرخ نیترات‌زدایی در دوره پس از رخداد حداکثر غلظت نیترات رخ دهد، که منطبق با یافته‌های Hu و همکاران (۲۰۲۰) می‌باشد.

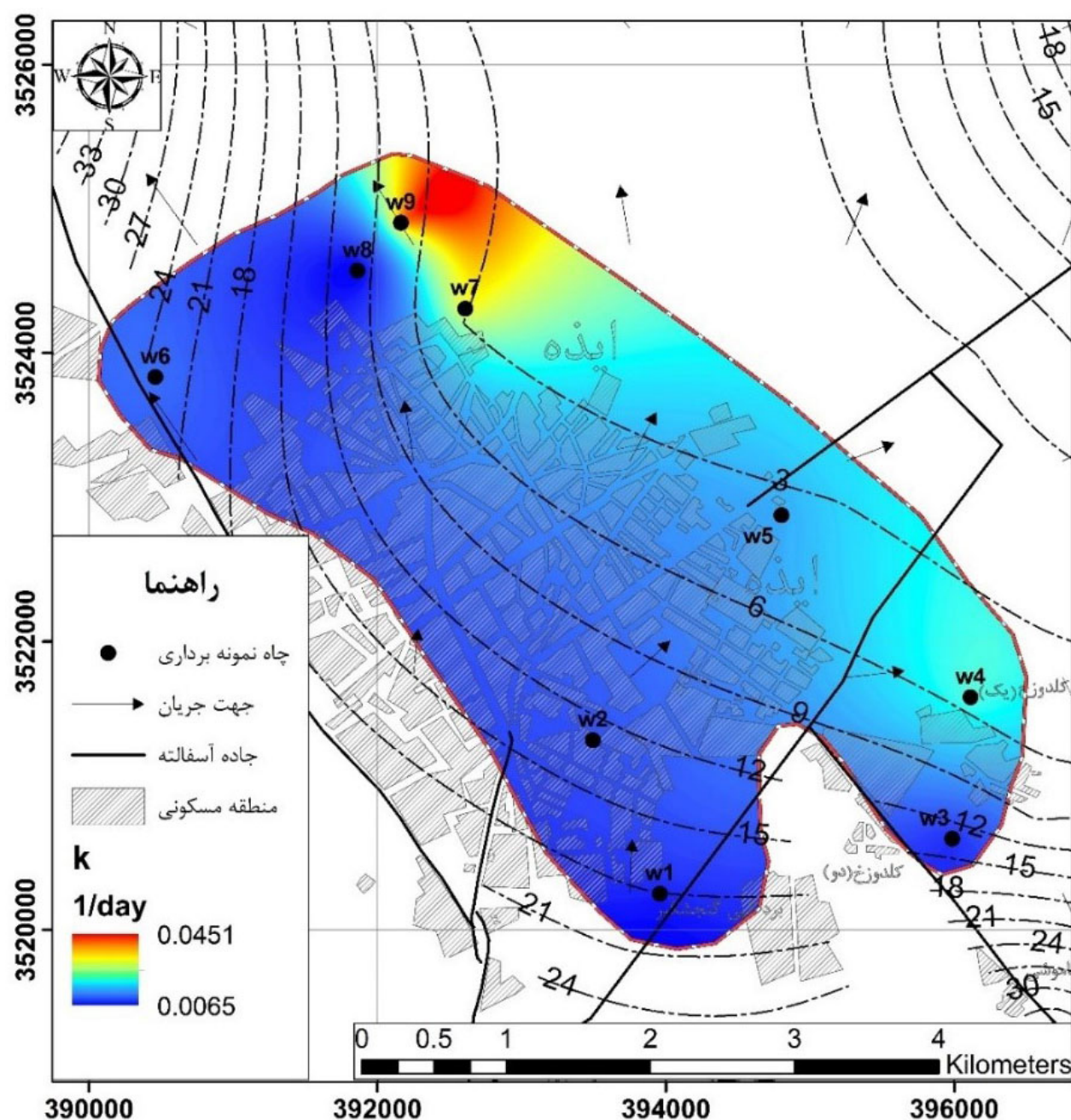
از نظر مکانی، غلظت نیترات به عوامل مختلفی بستگی دارد ولی در آبخوان شهری ایذه، عمدتاً تحت تأثیر نیترات‌زدایی و نیترات‌زایی در آب‌های زیرزمینی قرار دارند. به دلیل رخداد نیترات‌زایی در افق خاک منطقه، غلظت آمونیوم ارتباط مشخصی با غلظت نیترات نشان نمی‌دهد، Castaldelli و همکاران (۲۰۱۸) نیز در مطالعات خود نشان دادند نیترات‌زایی آمونیوم در عمق ۱۵ سانتی‌متری سطح خاک به‌طور کامل انجام می‌شود. در شمال شهر ایذه که مجاور با مرز خروجی آبخوان است تا محدوده دریاچه میانگران، به دلیل تمرکز جریان آب زیرزمینی آلوده به فاضلاب شهری، عمق کم سطح ایستابی و ریزدانه بودن آبخوان شرایط احیایی شدید با حداکثر مقادیر BOD و COD وجود دارد، غلظت نیترات تحت تأثیر نیترات‌زدایی کاهش شدید یافته و غلظت آمونیوم و نیتريت نیز افزایش جزئی دارد. به‌طورکلی غلظت قابل توجه نیترات و آمونیوم در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه ثبت نشده است.

در آبخوان شهری ایذه، هیچ روند نزولی واضح و معناداری در غلظت آمونیوم و نیتريت مشاهده نشد ولی الگوی افزایش

حداکثری نیترات در اثر فروشست همراه با آب نفوذی از بارش در فرودین ماه، در تطابق با حداقل هدایت الکتریکی به دلیل رقیق شدن است.

مهم‌ترین مرحله پس از اثبات وجود فرایند نیترات‌زدایی در آبخوان شهری ایزده و شناسایی فرایندهای موثر بر آن (کاهش تغذیه، کاهش غلظت اکسیژن و غالب شدن محیط احیایی) بر مبنای اطلاعات فوق، تعیین نرخ نیترات‌زدایی است. این موضوع از دیدگاه مدیریتی به منظور تعیین نقاط مستعد جهت پالایش آبخوان از نیترات و تهیه نقشه پهنه‌بندی

نیترات‌زدایی بسیار اهمیت می‌یابد. نیترات‌زدایی یک فرآیند تسهیل‌شده توسط میکروارگانیسم‌ها است که در آن غلظت نیترات کاهش می‌یابد و در نهایت محصولات گازی (یعنی NO ، N_2O و N_2) در محیط‌های بی‌هوازی تولید می‌شود (Li و همکاران، ۲۰۱۹). با توجه به نتایج این تحقیق، پهنه‌بندی نرخ نیترات‌زدایی ارزیابی شد و اینکه آیا واکنش نیترات‌زدایی در هر نقطه نمونه‌برداری در هر دوره زمانی رخ داده است یا خیر، با ابهاماتی در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری مشخص شد. در مطالعات محققین مختلف درباره نیترات‌زدایی که در مقدمه



شکل ۱۰- پهنه‌بندی ثابت نرخ نیترات‌زدایی (k) در آبخوان شهری ایزده در دوره فروردین تا خرداد ۱۴۰۳

مقاله به برخی تحقیقات مهم اشاره شده است، نیترات‌زدایی نیترات بر طبق معادله واکنش پویایی مرتبه اول^۸ به صورت رابطه (۱) ارائه شده است (Ke و همکاران، ۲۰۲۱):

$$C = C_0 e^{-kt} \left(\ln \frac{C}{C_0} = -kt \text{ or } \lg \frac{C}{C_0} = \frac{-kt}{2,303} \right) \quad (1)$$

که C غلظت نیترات در زمان t و C_0 غلظت اولیه نیترات در زمان t_0 بر حسب میلی گرم بر لیتر، k ثابت نرخ نیترات‌زدایی، و t دوره زمانی که در آن واکنش نیترات‌زدایی رخ می‌دهد، می‌باشند. در آبخوان شهری ایزده دوره اصلی حداکثر رخداد نیترات‌زدایی از فروردین تا خرداد ماه ۱۴۰۳ (در دوره زمانی ۶۵ روزه) بدون بار آلودگی نیترا ته ورودی جهت تعیین نرخ نیترات‌زدایی در نظر گرفته شد ($C_0=0$). بر این اساس پهنه‌بندی ثابت نرخ نیترات‌زدایی در آبخوان شهری ایزده محاسبه شد (شکل ۱۰).

ثابت k در آبخوان شهری ایزده از ۰/۰۰۶۵ تا ۰/۰۴۵۱ بر روز متغیر (متوسط ۰/۰۱۴۴ بر روز) است. بیشترین مقدار k مربوط به شمال آبخوان شهری ایزده و چاه W۹ می‌باشد. چاه‌های W۷ و W۴ نیز ثابت نرخ نیترات‌زدایی بالایی دارند. چنین استنباط شده است که عمق سطح ایستابی کمتر از ۵ متر در شمال و شرق ایزده به سمت تالاب‌های میانگرا ن و بندان، نفوذ فاضلاب شهر ایزده و تمرکز جهت جریان آب زیرزمینی به سمت این بخش‌ها، باعث تشدید شرایط احیایی و تسریع نیترات‌زدایی در این محدوده‌ها شده است. کمترین مقادیر ثابت k مربوط به چاه‌های W۱، W۳ و W۷ در جنوب و غرب ایزده می‌باشد که عمق آب زیرزمینی ۱۵ تا ۲۵ متر دارند. بررسی‌های فوق، نتایج حاصل از مطالعات علیجانی (۱۳۸۱) را تایید می‌کند.

نتیجه‌گیری و پیشنهادات

نتایج حاصل از مطالعات پیشین (علیجانی، ۱۳۸۱؛ ناصری و علیجانی، ۱۳۸۶) و مقاله حاضر نشان می‌دهد ه آبخوان شهری ایزده آلوده به نیترات بوده و چاه‌های شرب تأمین کننده آب شهر تحت تنش آلودگی قرار دارند. از آنجایی که نیترات‌زدایی، یک فرآیند بیوشیمیایی تأثیرگذار در کنترل آلودگی نیترات و بهبود کیفیت آب‌های زیرزمینی است؛ به منظور اعمال مدیریت کیفی در آبخوان شهری ایزده، رخداد نیترات‌زدایی و سازوکار موثر بر آن، در آبخوان شهری ایزده، در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفت. به این منظور مقادیر نیترات، نیتريت و آمونیوم در یک دوره یک ساله (آذر ۱۴۰۲ - آبان ۱۴۰۳) در ۹

چاه منتخب، در این آبخوان اندازه‌گیری و تحلیل شد. بررسی تغییرات مکانی غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزده نشان می‌دهد نمونه‌های آب چاه‌های شمال شهر ایزده و مجاور با تالاب میانگرا ن، باوجود آلودگی شدید با فاضلاب شهر ایزده و بر عکس بخش‌های جنوبی آبخوان، تحت شرایط احیایی و نیترات‌زدایی شدید قرار داشته و دارای حداقل غلظت نیترات در بین چاه‌های مورد مطالعه در آبخوان شهری ایزده هستند. در نتیجه در این نواحی، تأثیر نیترات‌زدایی منجر به کاهش نیترات و افزایش جزئی آمونیوم و نیتريت شده است. در این آبخوان، نمونه‌هایی با نیترات کمتر از ۲۰ میلی گرم بر لیتر، رخداد شدید نیترات‌زدایی را نشان می‌دهند و نمونه‌هایی با غلظت نیترات بیش از ۴۰ میلی گرم بر لیتر و سولفات کم تا متوسط، بیانگر شرایط اکسیدان و آب تغذیه‌ای در بخش‌های جنوبی و غربی شهر هستند. تفکیک شرایط مختلف در نمودارهای ترکیبی دو گونه احیایی نیتريت و آمونیوم با نیترات، در غلظت نیترات خیلی کم، بیانگر شرایط نیترات‌زدایی شدید می‌باشد؛ آب‌های تغذیه‌ای دارای غلظت نیترات زیاد و آمونیوم و نیتريت کم بوده و بیانگر شرایط اکسیدان می‌باشند و آب‌های با نیترات زیاد و نیتريت و آمونیوم متوسط بیانگر مراحل توسعه میانی نیترات‌زدایی می‌باشند. مراحل توسعه نیترات‌زدایی از کم به زیاد با مجموع BOD+COD بیش از ۱۵ و ۳۰ میلی گرم تفکیک می‌شود. بر اساس کموگراف نیترات، میانگین غلظت نیترات در آبخوان شهری ایزده در ابتدای مطالعات در آذر ۱۴۰۲، برابر ۴۹ میلی گرم بر لیتر بوده است، که به دلیل فروشویی آلاینده‌های فاضلاب شهری، نفوذ از چاهک‌های جذبی و کودهای شیمیایی و افزایش شرایط اکسیدان با نفوذ آب‌های تازه از بارش، در بهمن ماه ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ به ترتیب به ۶۷ و ۸۳ میلی گرم بر لیتر افزایش یافته است. در فصل بهار، به دلیل تشدید شرایط احیایی در آبخوان و توقف فعالیت‌های کشاورزی، حداکثر نرخ نیترات‌زدایی رخ داده که باعث کاهش شدید میانگین غلظت نیترات در خرداد به ۳۴ میلی گرم لیتر شده است. در دوره شهریور و آبان ۱۴۰۳، میانگین غلظت نیترات چاه‌های آب نمونه‌برداری شده به ۳۷ و ۵۱ میلی گرم در لیتر (مشابه با ابتدای دوره) افزایش یافته است. تغییرات زمانی نیترات در این مقاله با پژوهش ناصری و علیجانی (۱۳۸۶) مطابقت دارند. محاسبه نرخ نیترات‌زدایی در دوره فرودین تا خرداد ۱۴۰۳، نشان می‌دهد بیشترین مقدار ثابت نرخ نیترات‌زدایی به میزان ۰/۰۴۵۱ بر روز متغیر، مربوط به شمال و شرق شهر ایزده می‌باشد. عمق سطح ایستابی کمتر از ۵ متر، مجاورت با تالاب‌های میانگرا ن و بندان، نفوذ فاضلاب

- علیجانی، فرشاد. (۱۳۸۱). هیدروژئوشیمی و آلودگی آبهای زیرزمینی دشت ایزه. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی. تهران، ایران.
- ناصری، حمیدرضا و علیجانی، فرشاد. (۱۳۸۶). بررسی منابع آلاینده آبهای زیرزمینی دشت ایزه، شمال شرق خوزستان. فصلنامه علوم محیطی، ۴(۴)، ۳۳-۴۶.
https://envs.sbu.ac.ir/article_96668.html
- Abascal, E., Gomez-Coma, L., Ortiz, I., & Ortiz, A. (2022). Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of The Total Environment*, 810, 354-362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152233>
- Aleku, D.L., Dähnke, K. & Pichler, T. (2024). Source, transport, and fate of nitrate in shallow groundwater in the eastern Niger Delta. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 65034-65050. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35499-6>
- Amiri, H., Zare, M., & Widory, D. (2015). Nitratennitrogen and Oxygen Isotope Characterization of the Shiraz Aquifer (Iran). *Procedia Earth and Planetary Science*, 13, 52-55. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.07.012>
- Amiri, V., Ali Khan, S., Sohrabi, N., & Amiri, F. (2023). Hydrogeochemical evaluation with emphasis on nitrate and fluoride in urban and rural drinking water resources in western Isfahan province, central Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 108720-108740. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30001-0>
- Bailey, R. T., Baù, D. A., & Gates, T. K. (2012). Estimating spatially-variable rate constants of denitrification in irrigated agricultural groundwater systems using an Ensemble Smoother. *Journal of Hydrology*, 468-469, 188-202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.033>
- Benekos, A.K., Vasiliadou, I.A., Tekerlekopoulou, A.G., Alexandropoulou, M., Pavlou, S., Katsaounis, A., & Vayenas, D.V. (2023) Groundwater denitrification using a continuous flow mode hybrid system combining a hydrogenotrophic biofilter and an electrooxidation cell. *Journal of Environmental Management*, 339, 654-655. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117914>
- Castaldelli, G., Colombani, N., Tamburini, E., Vincenzi, F., & Mastrocicco, M. (2018). Soil type and microclimatic conditions as drivers of urea transformation kinetics in maize plots. *Catena*, 166, 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.009>

شهر ایزه، و تمرکز جهت جریان آب زیرزمینی به سمت این بخش‌ها باعث تشدید شرایط احیایی و تسریع نیترات‌زدایی شده است. کمترین مقادیر ثابت نرخ نیترات‌زدایی به میزان ۰/۰۰۶۵ بر روز، در جنوب و غرب شهر ایزه می‌باشد که مربوط به ناحیه تغذیه با عمق آب زیرزمینی ۱۵ تا ۲۵ متر است. این یافته‌ها نتایج کار ناصری و علیجانی (۱۳۸۶) مبنی بر امکان جذب بیولوژیک نیترات در بخش‌های ریز دانه آبخوان که شدیداً آلوده به باکتری هستند، را تایید می‌کند. اهمیت نرخ کم نیترات‌زدایی و غلظت بالای نیترات در جنوب آبخوان شهری ایزه از این جهت است که این محدوده در مجاورت آبخوان کارستی نعل اسبی قرار گرفته و با آن تبادل هیدرولیکی دارد. هم اکنون تا ۷۰ درصد آب شرب شهر ایزه بواسطه ۲۱ چاه آهکی از آبخوان نعل اسبی بوده و نرخ بالای ورود آلودگی نیترا ته به آن مشهود است، بنابراین کنترل ورود نیترات به این بخش از آبخوان با مدیریت جمع‌آوری فاضلاب (به عنوان اصلی‌ترین منبع آلودگی به نیترات) و مدیریت کودپاشی در فصل کشت زمستانه، جهت افزایش تاب‌آوری محیطی آبخوان در برابر آلودگی و تغییرات اقلیمی ضرورت زیادی دارد. همچنین از دیدگاه مدیریت منابع آب، شناسایی مناطق مستعد نیترات‌زدایی، گزینه‌های مکانی جهت پخش فاضلاب تصفیه شده و پساب‌ها را نشان می‌دهد.

سپاسگزاری

نویسندگان از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه شهید چمران اهواز و شرکت سهامی‌سازمان آب و برق خوزستان که تسهیلات لازم و پشتیبانی مالی این پژوهش را فراهم آورده‌اند، قدردانی می‌نمایند.

بی‌نوشت‌ها

1. World Health Organization (WHO)
2. Denitrification
3. N₂O
4. Anoxic
5. Denitrification rate
6. Denitrifica Bacteria
7. Conservative ion
8. First-order reaction kinetic equation

- Chakraborty, A., Suchy, M., Hubert, C.R.J., & Ryan, M.C. (2022). Vertical stratification of microbial communities and isotope geochemistry tie groundwater denitrification to sampling location within a nitrate-contaminated aquifer. *Science of The Total Environment*, 820, 312-325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153092>
- Chander, S., Yadav, S., & Gupta, A. (2023). Nitrate Contamination in Groundwater of Arid and Semi-Arid Regions, Ecotoxicological Impacts, and Management Strategies. *Springer*, 126(9), 339-370. https://doi.org/10.1007/698_2023_1047
- Green, C. T., Jurgens, B. C., Zhang, Y., Starn, J. J., Singleton, M. J., & Esser, B. K. (2016). Regional oxygen reduction and denitrification rates in groundwater from multi-model residence time distributions, San Joaquin Valley, USA. *Journal of Hydrology*, 543, 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.018>
- He, X., Liu, Z., Qian, J., Zhao, W., & Liu, Y. (2016). Distribution of Nitrate in Different Aquifers in the Urban District of Zhanjiang, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(2), 279-285. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1822-7>
- Hinkle, S. R., & Tesoriero, A. J. (2014). Nitrogen speciation and trends, and prediction of denitrification extent, in shallow US groundwater. *Journal of Hydrology*, 509, 343-353. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.048>
- Hinshaw, S. E., Zhang, T., Harrison, J. A., & Dahlgren, R. A. (2019). Excess N₂ and denitrification in hyporheic porewaters and groundwaters of the San Joaquin River, California. *Water Research*, 115161. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115161>
- Hu, Y., Jin, Z., Hu, Q., Hu, J., Ni, C., Li, F. (2020). Using stable isotopes to identify nitrogen transformations and estimate denitrification in a semi-constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 720, 137628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137628>
- Jahangir, M. M. R., Fenton, O., Müller, C., Harrington, R., Johnston, P., & Richards, K. G. (2017). In situ denitrification and DNRA rates in groundwater beneath an integrated constructed wetland. *Water Research*, 111, 254-264. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.015>
- Ke, S., Chen, J., Zheng, X., & Sun, X. (2021). Reference ion method: A simple and fast method for quantitatively identifying the source of nitrate and denitrification rate in groundwater. *Science of The Total Environment*, 769, 144555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144555>
- Lapworth, D.J., Boving, T.B., Kremer, D.K., Kebede, S., & Smedley, P.L. (2022). Groundwater quality: Global threats, opportunities and realising the potential of groundwater. *Science Total Environment*, 811, 543-552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152471>
- Li, R., Feng, C., Hu, W., Xi, B., Chen, N., Zhao, B., Liu, Y., Hao, C., & Pu, J. (2016). Woodchip-sulfur based heterotrophic and autotrophic denitrification (WSHAD) process for nitrate contaminated water remediation. *Water Research*, 89, 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.044>
- Li, C., Li, S.L., Yue, F.J., Liu, J., Zhong, J., Yan, Z. F., Zhang, R.-C., Wang, Z.J., & Xu, S. (2019). Identification of sources and transformations of nitrate in the Xijiang River using nitrate isotopes and Bayesian model. *Science of the Total Environment*, 646, 801-810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.345>
- Mahlknecht, J., Torres-Martínez, J.A., Kumar, M., Mora, A., Kaown, D., & Loge, F.J. (2023). Nitrate prediction in groundwater of data scarce regions: The futuristic fresh-water management outlook. *Science of The Total Environment*, 905, 78-93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166863>
- Mirbagheri, S. A., Ahmadi, S., & Biglari-Joo, N. (2014). Denitrification of nitrate-contaminated groundwater in an anoxic rotating biological contactor: a case study. *Desalination and Water Treatment*, 57(10), 4694-4700. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.994106>
- Mohseni-Bandpi, A., & Elliott, D.J. (1998). Groundwater denitrification with alternative carbon sources. (1998). *Water Science and Technology*, 38(6), 54-62. [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(98\)00597-6](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(98)00597-6)
- Murphy, D.J., Dillon, P., Donovan, M.O., Shalloo, L., & Ruelle, E. (2024). Nitrate leaching on Irish grassland dairy farms: A review. *European Journal of Agronomy*, 153, 267-279. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.127042>
- Nassery, H. R., Alijani, F., & Mirzaei, L. (2009). Environmental characterization of a karst polje: an example from Izeh polje, southwest Iran. *Environmental Earth Sciences*, 59(1), 99-108. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0008-6>
- Nejatijahromi, Z., Nassery, H. R., Hosono, T., Nakhaei, M., Alijani, F., & Okumura, A. (2019). Groundwater nitrate contamination in an area using urban wastewaters for agricultural irrigation under arid climate condition, southeast of Tehran, Iran. *Agricultural Water Management*, 221, 397-414. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.015>

- Ortega-Martinez, E., Toledo-Alarcon, J., Fernandez, E., Campos, J.L., Oyarzún, R., Etchebehere, C., Cardena, R., Cabezas, A., Kook, L., Bakonyi, P., Magdalena, J.A., Trably, E., Bernet, N., & Jeison, D. (2024). A review of autotrophic denitrification for groundwater remediation: A special focus on bioelectrochemical reactors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(1), 132-144. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111552>
- Pan, Y., She, D., Ding, J., Abulaiti, A., Zhao, J., Wang, Y., Liu, R., Wang, F., Shan, J., Xia, Y. (2024). Coping with groundwater pollution in high-nitrate leaching areas: The efficacy of denitrification. *Environmental Research*, 250, 420-433. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118484>
- Qian, J., Wang, L., Liu, Y., Wu, B., & Wang, X. (2014). Distribution of nitrate and its implication for the contaminant source in groundwater of Huaibei Plain, Anhui Province. *Geosciences Journal*, 19(3), 537-545. <https://doi.org/10.1007/s12303-014-0051-5>
- Sotoodehnia, S., Mahdavi Mazdeh, A., Banning, A., & Wohnlich, S. (2024). Evaluating heterotrophic and autotrophic denitrification rates-experiments using organics and different grades pyrites. *Journal of Water Process Engineering*, 65, 34-51. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105729>
- WHO (World Health Organization). (2017). Guidelines for drinking-water quality. 4th edition. ISBN: 978-92-4-154995-0. <https://www.who.int/publications/item/9789241549950>
- Zaryab, A., Alijani F, Knoeller K, Minet E, Musavi SF, & Ostadhashemi Z. (2024). Identification of groundwater nitrate sources in an urban aquifer (Alborz Province, Iran) using a multi-parameter approach. *Environmental Geochemistry and Health*;46(3), 100.234-248. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-01872-0>. PMID: 38407701
- Zendeabad, M., Cepuder, P., Loiskandl, W., & Stumpp, C. (2019). Source identification of nitrate contamination in the urban aquifer of Mashhad, Iran. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 25, 100618. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100618>

Article Type Case Study

نوع مقاله مطالعه موردی

Assessment of Heavy Metal Pollution Indices in the Atrak River Water Flow Due to the Discharge of Bojnord Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent

ارزیابی شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین جریان آب رودخانه اترک ناشی از تخلیه پساب تصفیه خانه فاضلاب شهری بجنورد

M. Jahani¹, S. Partani^{2*}, Gh. H. Akbari³, A. Jafari¹

مرضیه جهانی^۱، صادق پرتانی^{۲*}، غلامحسین اکبری^۳، علی جعفری^۱

1, 2, 3 – M.Sc. Graduate, Assistant Professor, and Associate Professor, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering and Technology, University of Bojnord, Bojnord, Iran.

۱، ۲ و ۳ – به ترتیب دانش آموزخته کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیار، گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بجنورد، بجنورد، ایران.

Corresponding Author Email: S_partani@ub.ac.ir

E-Mail: S_partani@ub.ac.ir رایانامه نویسنده مسئول

Received 18-03-2025
Revised 18-05-2025
Accepted 27-05-2025
Available Online 21-06-2025

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۱۲/۲۸
تاریخ بازنگری ۱۴۰۴/۰۲/۲۸
تاریخ پذیرش ۱۴۰۴/۰۳/۰۶
تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

Abstract

چکیده

This study investigates variations in heavy metal concentrations to assess potential pollutant transport and effective transport distances in the Atrak River, influenced by urban wastewater treatment plant discharge and downstream agricultural activities. The methodology comprises field surveys, in-situ measurements, sample collection, and index analysis. Water and sediment samples were collected from five and one selected stations, respectively, during summer 2024, using duplicate sampling to ensure Quality Assurance (QA) and Quality Control (QC). Heavy metals were quantified via ICP-OES. The Contamination Degree (Cd) index indicated moderate contamination at all stations except S2 (downstream of WWTP discharge). The Heavy Metal Evaluation Index (HEI) and Heavy Metal Pollution Index (HPI) confirmed peak contamination at Station S2. Spatial distribution patterns varied: arsenic (As) and lead (Pb) showed consistent concentrations along the river, while chromium (Cr) and iron (Fe) exhibited an increasing trend downstream, attributed to their strong correlation. The Geoaccumulation Index (I_{geo}) revealed no sediment contamination for any of the metals. The Contamination Factor (CF) indicated moderate pollution for Cd. The Hazard Index (HI) for children was approximately 0.5, signifying non-carcinogenic risk. Consequently, under prevailing hydraulic conditions, the river's capacity to transport wastewater-derived pollutants is limited to a 50–100 meters range from the discharge point. These findings underscore the critical importance of wastewater management and continuous water quality monitoring in similar watersheds.

این پژوهش به بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین با هدف انتقال آلاینده‌های احتمالی و فاصله انتقال موثر آن‌ها در رودخانه اترک که تحت تاثیر از تخلیه پساب تصفیه‌خانه شهری بوده و کاربری کشاورزی را در پایین دست نقطه تخلیه به همراه دارد می‌پردازد. که شامل مراحل پیمایش میدانی، سنجش‌های درجا، نمونه‌برداری و تحلیل شاخص‌ها می‌باشد. نمونه‌برداری از محیط آب و رسوب به ترتیب در پنج و یک ایستگاه منتخب در تابستان ۱۴۰۳ با دو نمونه هم‌زمان (Duplicate) انجام شد، تا از کیفیت نمونه برداری اطمینان حاصل شود (QA) و نمونه‌ها نماینده واقعی جامعه قابل کنترل مجدد باشد (QC). اندازه‌گیری فلزات سنگین به وسیله دستگاه ICP-OES انجام شد. شاخص C_d در کلیه ایستگاه‌ها به جز ایستگاه S2، (پایین‌دست تخلیه پساب)، در محدوده آلودگی متوسط قرار دارد. شاخص‌های HEI و HPI حداکثر آلودگی را در ایستگاه S2 تأیید کردند. الگوی توزیع مکانی عناصر سنگین متفاوت بود. As و Pb دارای طیف ثابت در طول مسیر هستند، در حالی که Cr و Fe روند افزایشی را نشان می‌دهند. چراکه همبستگی قوی بین آن‌ها وجود دارد. شاخص I_{geo} برای تمامی فلزات فاقد آلودگی هستند. مقادیر شاخص C_f برای Cd در محدوده آلودگی متوسط قرار دارد. شاخص HI برای خردسالان مقدار حدود ۰/۵ را نشان می‌دهد که حاکی از غیر سرطان‌زا بودن می‌باشد. بر این اساس، در شرایط هیدرولیکی حاکم، رودخانه توانایی انتقال آلاینده‌های ناشی از پساب را تنها تا فاصله ۵۰-۱۰۰ متری از نقطه تخلیه دارد. این یافته‌ها اهمیت مدیریت پساب و پایش مستمر کیفیت آب در مناطق مشابه را برجسته می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، کیفیت آب، فلزات سنگین، رودخانه.

Keywords: Pollution, Water Quality, Heavy Metals, River.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Jahani, M., Partani, S., Akbari, Gh. H. & Jafari, A. (2025). Assessment of Heavy Metal Pollution Indices in the Atrak River Water Flow Due to the Discharge of Bojnord Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 64-81. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2503-1411>

می‌توانند در اندام ماهی‌ها تجمع یابند (Afzaal و همکاران، ۲۰۲۲). وجود غلظت‌های بالاتر از حد مجاز در منابع آبی باعث کاهش کیفیت آب می‌شود. برای مثال، پژوهشی در چین با هدف ارزیابی کیفیت آب‌های سطحی انجام شد که نتایج آن نشان می‌دهد غلظت برخی عناصر مانند آرسنیک و سرب بیش از حد استانداردهای موجود کیفیت آب‌های سطحی چین می‌باشد (Ren و Xie، ۲۰۲۲) که به طور قابل توجهی با یکدیگر همبستگی دارند.

یا میزان غلظت فلزات برای ۵۴ ایستگاه نمونه‌برداری از منابع آب سطحی در پاکستان، فراتر از مقادیر تعیین شده توسط سازمان بهداشت جهانی می‌باشد (Khan و همکاران، ۲۰۲۳). برای تعیین وضعیت میزان آلودگی به فلزات سنگین در محیط‌های رسوبی و آبی از شاخص‌های متعددی از جمله شاخص‌های زمین انباشت، بار آلودگی و فاکتور آلودگی استفاده می‌شود (پرتانی و همکاران، ۱۴۰۲ الف؛ Sojka و Jaskuła، ۲۰۲۲). پژوهشگران متعددی اثبات کرده‌اند که کیفیت منابع آب سطحی به طور قابل توجهی تحت تأثیر پساب‌های فاضلاب می‌باشد (پرتانی و همکاران، ۱۴۰۳).

در واقع تجمع فلزات سنگین در منابع آبی و بیماری‌های ناشی از آن، پیامد رشد مستمر صنعت است. برای حذف فلزات سنگین، روش‌های متعددی وجود دارد که روش‌های سازگاری با محیط زیست کم‌هزینه و آسان می‌باشند (Yadav و همکاران، ۲۰۲۱). جذب آلاینده‌ها به جلبک منجر به رشد آن‌ها و حذف فلزات از آب و رسوب می‌شوند (Raj و همکاران، ۲۰۲۴). این فرایند شبیه ته‌نشینی مواد مغذی در رسوبات و افزایش تراکم پوشش گیاهی جنگل‌های حرا می‌باشد (Partani و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین، احیا و حفظ منابع آب سطحی به دلیل نقش حیاتی آن‌ها در حمایت از اکوسیستم‌های آبی و خشکی ضروری است.

این تحقیق با هدف شناسایی کامل وضعیت کمی و کیفی رودخانه اترک و تاثیر کاربری‌های مجاور و تخلیه پساب تصفیه‌خانه بجنورد بر رودخانه و بررسی میدانی فاصله موثر انتقال آلاینده انجام شده است. آب این رودخانه در طول سال تنها برای فصل آبیاری در پایین‌دست بازه مورد بررسی به مصارف آبیاری مستقیم مزارع صیفی‌جات، ذرت، باغات و اراضی کشاورزی استفاده می‌شوند که محصولات آن‌ها مستقیماً وارد چرخه غذایی شهروندان می‌شود. لذا با انجام بررسی‌های میدانی و نمونه‌برداری در نقاط خاص، سطوح غلظت آلاینده‌های مورد بررسی و آلودگی و خطر اکولوژیکی تخلیه فاضلاب به رودخانه در فواصل مختلف پایین‌دست از

آلودگی‌های زیست‌محیطی فلزات سنگین ناشی از پساب‌های شهری، کشاورزی (Zaynab و همکاران، ۲۰۲۲)، شیرابه‌های دفن زباله (پرتانی و نوروزی، ۱۴۰۲) رواناب‌های خارج شده از مناطق شهری و صنعتی خصوصاً صنایع پتروشیمی (Mokarram و همکاران، ۲۰۲۰)، معادن طلا (Loredo و همکاران، ۲۰۰۹) و شهرنشینی (Kuriata-Potasznik و همکاران، ۲۰۲۰) از منابع اصلی آلودگی آب محسوب می‌شوند. وجود فلزات سنگین در آب خطرات قابل توجهی برای سلامت انسان به همراه دارد (Ali و همکاران، ۲۰۱۳؛ Aziz و همکاران، ۲۰۲۳؛ موسوی‌پور و همکاران، ۱۴۰۱).

این آلاینده‌ها که بادوام و مقاوم در برابر تجزیه هستند، به اکوسیستم نفوذ کرده و منابع آب سطحی و زیرزمینی را آلوده می‌کنند (آقامیرزاده و همکاران، ۱۴۰۱). بنابراین، آلودگی آب از مهم‌ترین دلایل ضرورت پایش و ارزیابی کیفیت آب به شمار می‌رود. زیرا تشخیص و کنترل منابع آلودگی مستقیماً به بهبود کیفیت آب و حفظ منابع آبی کمک می‌کند (Poshtegal و Mirbagheri، ۲۰۱۹). به‌ویژه در مناطقی با اقلیم خشک و نیمه‌خشک که کمبود آب وجود دارد (House و Ellis، ۱۹۸۷). برای ارزیابی کیفیت، علاوه بر عملیات میدانی، بررسی سنجش‌های آزمایشگاهی (پرتانی و همکاران، ۱۴۰۲)، سلامت رودخانه‌ها و رواناب‌ها را می‌توان براساس تغییرات اندازه‌گیری شده در رسوبات، آب و ساختار بوم شناختی بی‌مهرگان آبی ارزیابی کرد (قلی‌زاده و پورحمیدی، ۱۳۹۹).

فلزات سنگین پس از تخلیه در رودخانه‌ها، می‌توانند یون‌ها یا کمپلکس‌ها را تشکیل دهند، به صورت ذرات معلق باقی بمانند، یا به صورت رسوبات بستر ته‌نشین شوند (Yilmaz و همکاران، ۲۰۰۷؛ Zhang و همکاران، ۲۰۲۱). رسوبات معلق و بستر دلیل توانایی جذب فلزات محلول به‌عنوان مخزن عمل می‌کنند (Singh و همکاران، ۲۰۰۵).

آن‌ها با پیدا کردن فرصت وارد زنجیره غذایی شده که از طریق تجمع زیستی، تهدید جدی زیست‌محیطی برای محیط‌های آبی (Aziz و همکاران، ۲۰۲۳؛ Segura و همکاران، ۲۰۰۶) به‌ویژه انسان‌ها، حیوانات و گیاهان ایجاد می‌کنند (Feng و همکاران، ۲۰۲۲؛ Partani و همکاران، ۲۰۲۴؛ Jiao و همکاران، ۲۰۲۲). آلودگی به فلزات سنگین باعث عوارض جانبی متعددی مانند آسیب کلیه، نارسایی کبد، مشکلات معده، عقب ماندگی ذهنی، اثرات باروری و اثرات سرطان‌زایی در انسان می‌شود (Singh و همکاران، ۲۰۲۳؛ Zhang و همکاران، ۲۰۲۳). همچنین فلزات سنگین موجود در آب شیرین و رسوبات

شمالی و طول‌های ۵۴ درجه تا ۵۹ درجه و ۱۰ دقیقه شرقی قرار دارد. این حوضه از جنوب با حوضه رودخانه‌های کال شور و گرگان‌رود، از شمال با خاک ترکمنستان، از خاور (شرق) با حوضه رودخانه‌های درونگر و کشف‌رود و از باختر (غرب) به دریای خزر محدود می‌شود (استانداری گلستان، ۱۳۹۳). پوشش گیاهی این حوضه آبریز به صورت پوشش جنگلی نیمه‌مترکم و تنک از نوع درختچه (۴/۱٪ مساحت حوضه) و (۶۰٪ مساحت حوضه) است. مابقی زمین‌های حوضه آبریز اترک، مناطق مسکونی، بایر، باتلاقی و شوره‌زار را تشکیل می‌دهد (کار گروه ملی سازگاری با کم‌آبی، ۱۴۰۳). شکل (۱) منطقه مورد مطالعه رودخانه اترک را نشان می‌دهد.

● عملیات نمونه‌برداری و پایش میدانی

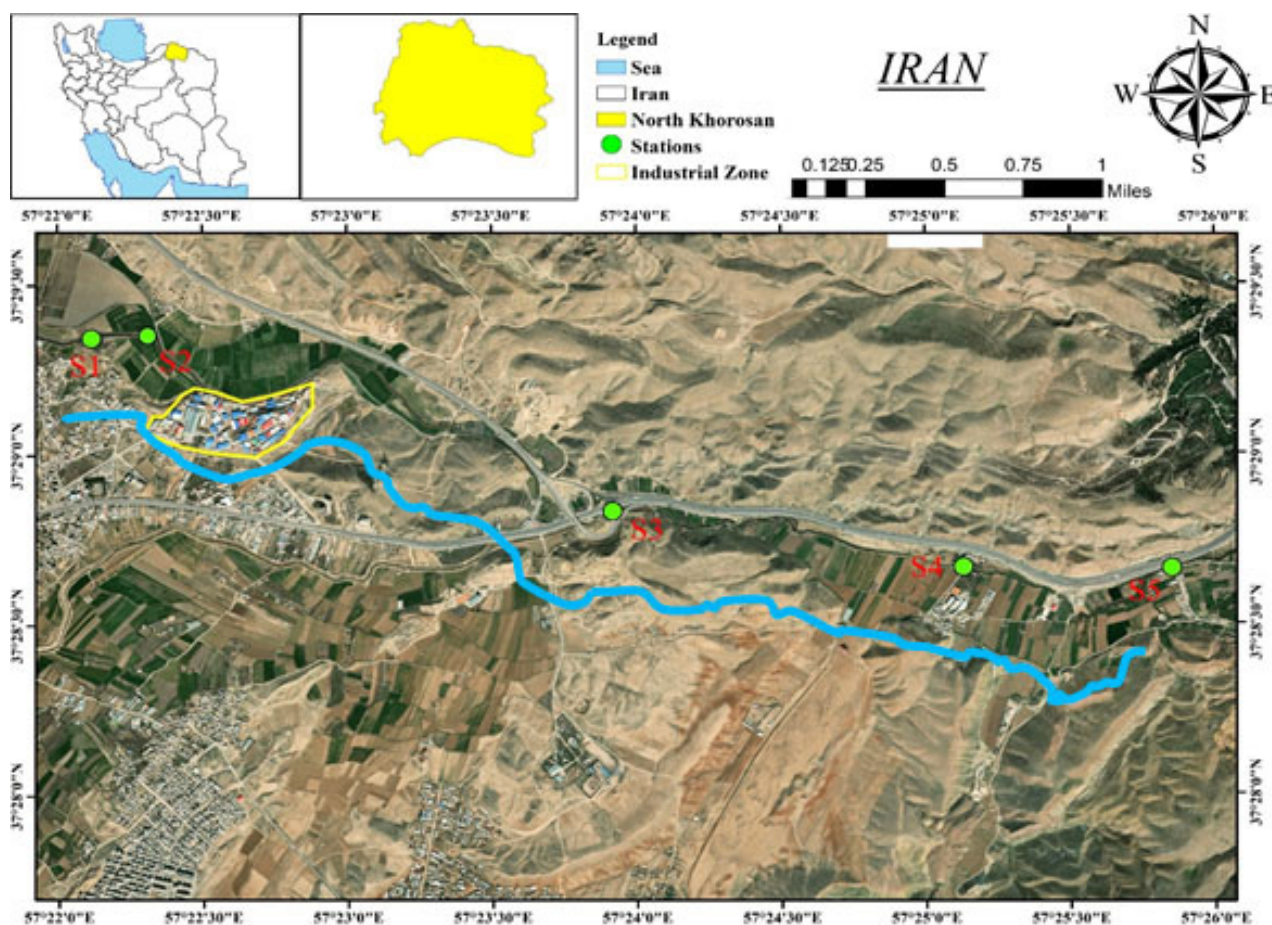
بازه انتخاب شده محاط بر کاربری اراضی کشاورزی (که موجب برداشت آب برای آبیاری می‌شود) و در پایین دست تخلیه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب شهری قرار دارد. علت انتخاب یک بازه کوتاه (۳۰۰ متر) حداکثر اطمینان از عدم تغییرات

نقطه تخلیه تجزیه و تحلیل می‌شوند. ارزیابی ریسک کاربری کشاورزی از نقطه تخلیه فاضلاب در یکی از سرشاخه‌های رودخانه اترک (واقع در شمال شرقی استان خراسان شمالی) تا نزدیک‌ترین زمین‌های کشاورزی بهره‌مند از آب رودخانه آغاز می‌شود. در این راستا، آلاینده‌های موجود در بخش‌های پایین دست رودخانه با خطر آلودگی بیشتر شناسایی شده و تأثیر فاصله تخلیه فاضلاب بر خطر آلودگی نیز بررسی می‌شود.

روش‌شناسی

● منطقه مورد مطالعه

رودخانه اترک با طول ۶۶۹ کیلومتر، پنجمین رودخانه بلند ایران و طولانی‌ترین رودخانه ترکمنستان محسوب می‌شود. این رودخانه زمین‌های تحت پوشش خود، از جمله حدود ۲۷۳۰۰ کیلومتر مربع از اراضی کشاورزی را آبیاری می‌کند. اما به دلیل مصرف زیاد آب، تنها در زمان وقوع سیلاب‌ها به دریای خزر می‌رسد. حوضه آبریز این رودخانه در محدوده عرض‌های جغرافیایی ۳۶ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۴۲ دقیقه



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه رودخانه اترک بجنورد

جدول ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری منطقه مورد مطالعه

نام ایستگاه	موقعیت	فاصله از مناطق باغات و شالیزار (متر)
S1	۱۰۰ متر قبل از تخلیه پساب	۱۰۰
S2	۵ متر بعد از تخلیه پساب	۵
S3	پل شهید قاسم سلیمانی	۵۰
S4	ابتدای منطقه روستایی	۱۵۰۰
S5	شالیزار بجنورد	۳۰۰۰

● شاخص‌های به‌کاررفته برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در محیط آب

- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)^۵

شاخص HEI رتبه‌بندی کلی در رابطه با کیفیت آب براساس آلودگی فلزات سنگین و درک بهتر از شرایطی کیفی نشان می‌دهد. این شاخص از رابطه (۱) محاسبه می‌شود (Edet و Offiong, ۲۰۰۲; Nayek و همکاران, ۲۰۱۳). سه روش مستند ارزیابی شده در این مطالعه عبارتند از شاخص‌های نام برده شده که قبلاً توسط پژوهشگران توسعه یا پیشنهاد شده بودند (Backman و همکاران, ۱۹۹۸; Prasad و Bose, ۲۰۰۱).

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{mac}} \quad (1)$$

که در آن H_c غلظت قرائت شده عنصر مورد ارزیابی، H_{mac} نیز بیانگر حداکثر غلظت مجاز هر عنصر مورد ارزیابی که در هر دو برحسب میلی‌گرم برلیتر (ppm) در این پژوهش ارزیابی شده است. معیار طبقه‌بندی برای این شاخص عبارت است از $HEI > 10$ نشان‌دهنده آلودگی کم، $10 < HEI < 20$ نشان‌دهنده آلودگی متوسط و $HEI > 20$ نشان‌دهنده آلودگی زیاد است (قدیری و همکاران, ۱۴۰۰; Saleh و همکاران, ۲۰۱۹).

- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HPI)^۶

شاخص HPI می‌تواند اثر آلودگی فلزات سنگین را روی سلامت انسان تعیین کند. این شاخص نشان‌دهنده کیفیت کل آب نسبت به فلزات سنگین و بر اساس روش میانگین کیفیت محاسبه وزنی می‌باشد که در دو مرحله تدوین شده است. ابتدا با ایجاد یک مقیاس رتبه‌بندی برای هر پارامتر انتخاب شده که وزن را نشان می‌دهد و دوم با انتخاب پارامتر آلودگی که شاخص بر اساس آن قرار می‌گیرد. این شاخص از رابطه (۲) و (۳) محاسبه می‌شود (Mohan و همکاران, ۱۹۹۶; نجاتی جهرمی و همکاران, ۱۳۹۶).

لیتولوژی و زمین‌شناسی بستر رودخانه و پایداری در وضعیت رژیم هیدرولیکی و متغیرهای سینماتیکی جریان بوده است. نمونه‌برداری در پنج ایستگاه، که معیارهای انتخاب بر اساس کاربری اراضی اطراف ایستگاه، در تابستان ۱۴۰۳ (به عنوان فصلی که به دلیل دمای بالا، برداشت آب بیشینه کشاورزی و کمینه بده جریان می‌تواند نماینده شرایط بحرانی یک سال باشد) با دو نمونه هم‌زمان (Duplicate) انجام شد، تا از کیفیت نمونه برداری اطمینان حاصل شود (QA)^۱ و نمونه‌ها نماینده واقعی جامعه قابل کنترل مجدد باشد (QC)^۲. ایستگاه یک در بالادست محل تخلیه فاضلاب رودخانه اترک، ایستگاه دو به دلیل نزدیک بودن به مزرعه ذرت، ایستگاه سه به دلیل استفاده از آن برای آبیاری باغات، ایستگاه چهار در روستای کلات آشیان و ایستگاه پنج به دلیل نزدیکی به شالیزارهای روستای باباامان انتخاب شد. جدول (۱) موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده را نشان می‌دهد.

نمونه‌برداری از محیط آب و رسوب مطابق با استاندارد جهانی انجام شد (Forstner, ۲۰۰۲; USEPA, ۱۹۹۶). پودر نمونه‌های خشک شده رسوب در عملیات هضم اسیدی در دمای ۱۰۰ درجه سانتیگراد با استفاده از اسیدهای نیتریک و پرکلرید به نسبت ۱ به مدت ۴ ساعت انجام شد. نمونه‌ها در داخل ظرف‌های مخصوص در محفظه یونولیتی حاوی یخ قرارداده شدند. برای جلوگیری از آلودگی‌های نامشخص، تمام تجهیزات آزمایشگاهی مورد استفاده دوبار با آب مقطر شستشو شده و در HNO_3 (۱۳ درصد) گذاشته شدند. سپس نمونه‌ها تا دمای ۴ درجه سانتیگراد خنک شده و در کمتر از ۲۴ ساعت به آزمایشگاه معتمد سازمان حفاظت محیط زیست انتقال پیدا کردند. از دستگاه ICP-OES^۴ برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین استفاده شد. اندازه‌گیری‌های درجا، از جمله pH، دما، هدایت الکتریکی، هندسه مقطع و دبی جریان مطابق با استاندارد انجام شد (Biggs و همکاران, ۲۰۲۱).

Cf_i بیانگر عامل آلودگی هر عنصر، CA_i نشان‌دهنده غلظت قرائت شده عنصر مورد نظر برحسب میلی‌گرم برلیتر و CN_i بیانگر بالاترین حد غلظت مجاز هر عنصر مورد ارزیابی برحسب میلی‌گرم برلیتر لازم به ذکر است که مقادیر شاخص $Cd < 1$ بیانگر آلودگی کم، $1 < Cd < 3$ آلودگی متوسط و $Cd > 3$ آلودگی زیاد است (Edet و Offiong، ۲۰۰۲؛ Nasrabadi، ۲۰۱۵).

● شاخص‌های به کار رفته برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در محیط رسوب

- فاکتور انباشت ژئوشیمیایی $(I_{geo})^A$

شاخص انباشت ژئوشیمیایی، معیاری برای سنجش میزان انباشت فلزات سنگین در رسوبات می‌باشد. این شاخص بر مبنای غلظت زمینه‌ای و غلظت فعلی فلزات سنگین در رسوبات، براساس رابطه (۶) محاسبه می‌شود (Muller، ۱۹۶۹).

$$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5 B_n) \quad (6)$$

در این رابطه C_n غلظت کنونی فلز مورد نظر در نمونه رسوب، B_n غلظت زمینه‌ای فلز مورد نظر، ضریب ۱/۵ فاکتور تصحیح برای اختلاف مقادیر پس‌زمینه (Mohammad Ali و همکاران، ۲۰۱۵؛ Moore و همکاران، ۲۰۱۱) یا به منظور کمینه کردن اثر تغییر احتمالی در غلظت‌های زمینه که بیشتر به تغییرات سنگ‌شناسی رسوبات و تاثیر عوامل زمینی نسبت داده می‌شود، منظور شده است. شاخص زمین انباشت به ۷ رده (رده ۰ تا رده ۶) تقسیم شده است که در جدول (۲) ارائه شده است.

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i \times w_i)}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (2)$$

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{(Mi(-)Ii)}{(si - Ii)} \quad (3)$$

که در آن Q_i زیر شاخص عنصر مورد ارزیابی، M_i نشان‌دهنده غلظت عنصر اندازه‌گیری شده برحسب ppm (میلی‌گرم برلیتر) نشان دهنده رهنمود سازمان بهداشت جهانی برای عنصر مورد ارزیابی برحسب ppm است. همچنین W_i ضریب وزنی برای فلز مورد ارزیابی می‌باشد برای طبقه‌بندی میزان آلودگی براساس شاخص HPI به شرح زیر می‌باشد. چنانچه $HPI < 100$ آلودگی کم، $HPI = 100$ آلودگی متوسط و در نهایت $HPI > 100$ آلودگی زیاد است (Nasrabadi، ۲۰۱۵؛ Prasad و Bose، ۲۰۰۱).

- شاخص ^{65}Cd

برای محاسبه شاخص آلودگی از روابط زیر استفاده شده است. شاخص C_d به منظور تعیین اثرات ترکیبی تعدادی از پارامترهای کیفی که می‌تواند اثرات نامطلوب بر کیفیت آب داشته باشد، مورد استفاده قرار می‌گیرد. در واقع کیفیت آب با محاسبه درجه ارزیابی می‌شود. این شاخص از رابطه (۴) و (۵) محاسبه می‌شود.

$$C_d = \sum_{i=1}^n Cfi \quad (4)$$

$$Cfi = \frac{CA_i}{CN_i} - 1 \quad (5)$$

جدول ۲- طبقه‌بندی میزان آلودگی فلزات سنگین برای شاخص I_{geo} و Cf (Yerima و همکاران، ۲۰۲۰)

شاخص	وضعیت آلودگی رسوب	طبقه بندی	مقدار I_{geo}
Igeo Index	کاملاً غیر آلوده	۰	$I_{geo} < 0$
	غیر آلوده تا آلودگی متوسط	۱	$0 \leq I_{geo} < 1$
	آلودگی متوسط	۲	$1 \leq I_{geo} < 2$
	آلودگی متوسط تا شدید	۳	$2 \leq I_{geo} < 3$
	آلودگی شدید	۴	$3 \leq I_{geo} < 4$
	آلودگی شدید تا بسیار شدید	۵	$4 \leq I_{geo} < 5$
	آلودگی بسیار شدید	۶	$I_{geo} \geq 5$
Cf Index	آلودگی کم	۱	$Cf < 1$
	آلودگی متوسط	۲	$1 \leq Cf < 3$
	آلودگی قابل توجه	۳	$3 \leq Cf < 6$
	آلودگی خیلی زیاد	۴	$Cf \geq 6$

فاکتور آلودگی (Cf)^۱

این فاکتور میزان شدت آلودگی را نشان می‌دهد و برای تعیین شدت آلودگی از رابطه (۷) استفاده شد. در این رابطه C_e فاکتور آلودگی، C_b میانگین عنصر مورد نظر C_b میانگین غلظت عنصر در شیل جهانی هست (Zhao و همکاران، ۲۰۱۸). طبقه‌بندی فاکتور آلودگی براساس جدول (۲) می‌باشد.

$$C_f = \frac{C_e}{C_b} \quad (۷)$$

محاسبه شاخص (HI)

HI معیاری است که برای تخمین احتمال وجود خطر برای سلامتی انسان به کار می‌رود. قرار گرفتن در معرض خاک آلوده به طور عمده از طریق بلعیدن^{۱۱} رابطه (۸)، استنشاق^{۱۲} رابطه (۹) و تماس پوستی^{۱۳} رابطه (۱۰) (Huang و همکاران، ۲۰۱۸) اتفاق می‌افتد. مقدار مصرف روزانه براساس روابط زیر محاسبه می‌شود.

$$ADI_{ing} = \frac{C_{soil} \times Ingr \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (۸)$$

$$ADI_{dermal} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (۹)$$

$$ADI_{inh} = \frac{C_{soil} \times Inhr \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (۱۰)$$

که در آن ADI_{ing} ، ADI_{dermal} و ADI_{inh} به ترتیب، مقدار متوسط مصرف روزانه از طریق بلعیدن، استنشاق یا تنفس و تماس پوستی برحسب (mg/kg/day) هستند.

C_{soil} : غلظت فلز سنگین در خاک (mg/kg)

$Ingr$ و $Inhr$: میزان بلع (mg/day) و تنفس (m³/day)

EF : فرکانس (مدت) قرار گرفتن در معرض (day/year)

ED : مدت زمان قرار گرفتن در معرض (سال)

BW : وزن بدن فرد در معرض (کیلوگرم)

CF : فاکتور تبدیل (kg/mg)

PEF : فاکتور انتشار ذرات (m³/kg)

AT : مدت زمانی که دوز به طور متوسط انجام می‌شود (روز)،

برابر است با ۳۶۵ ضرب در ED

SA : سطح پوست در معرض (سانتی متر مربع)

AF : فاکتور چسبندگی^{۱۴} (kg/cm²/day)

ABS : فاکتور جذب پوستی

شاخص خطر HQ از رابطه زیر به دست می‌آید.

$$HQ = \sum \frac{ADI_{ij}}{RfD_i} \quad (۱۱)$$

که در آن ADI دوزهای جذب شده رژیم غذایی، RfD مقدار

مرجع هر عنصر که مقدار آن برای هر فلز گزارش شده است. $\sum$: تعداد فلزات سنگین، i : تعداد راه‌های در معرض خطر و HQ خطر غیر سرطان‌زایی فلزات در هر مسیر است. مقدار شاخص خطر (HI) براساس رابطه (۱۲) محاسبه می‌شود.

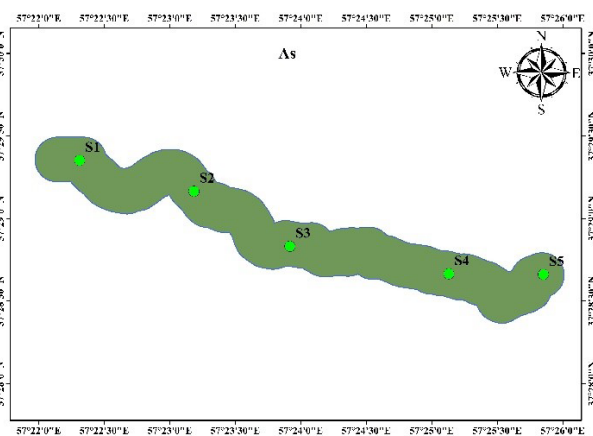
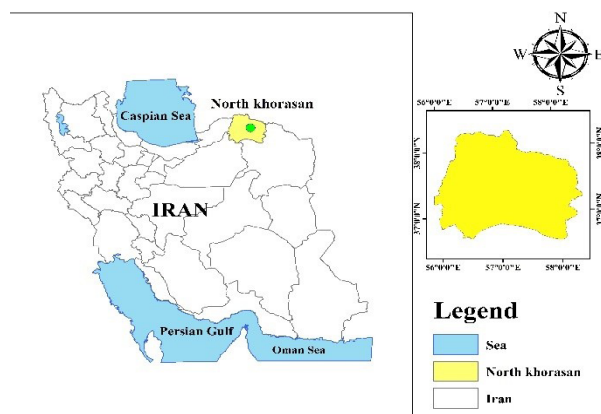
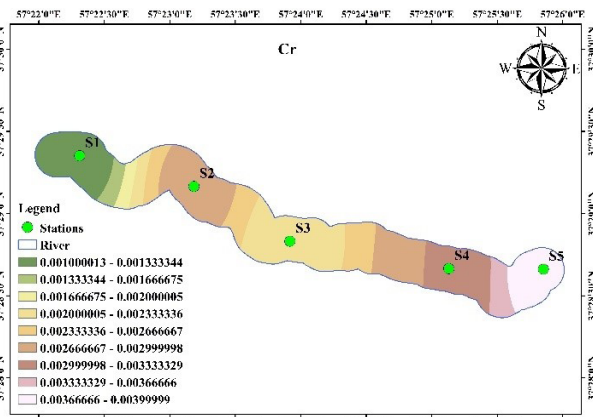
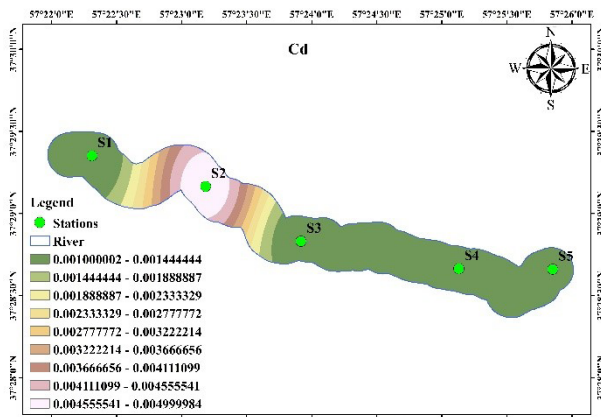
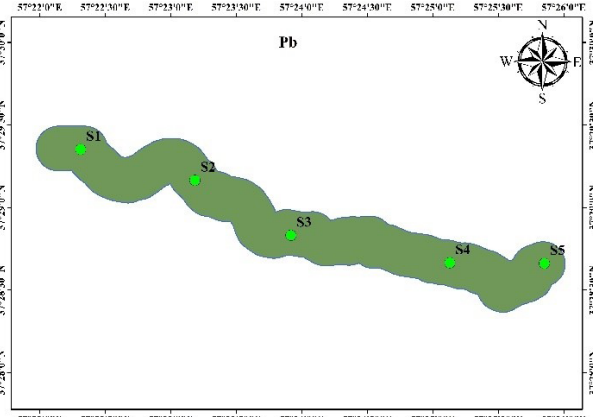
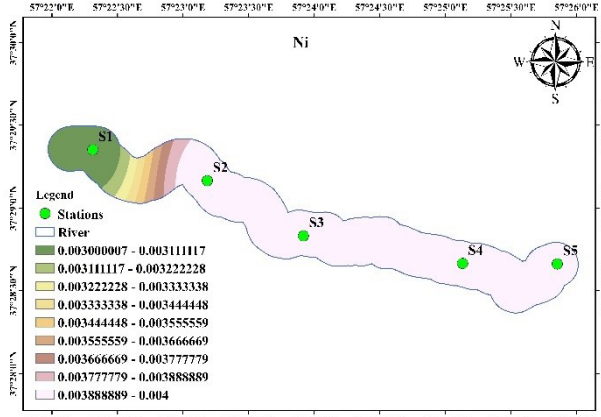
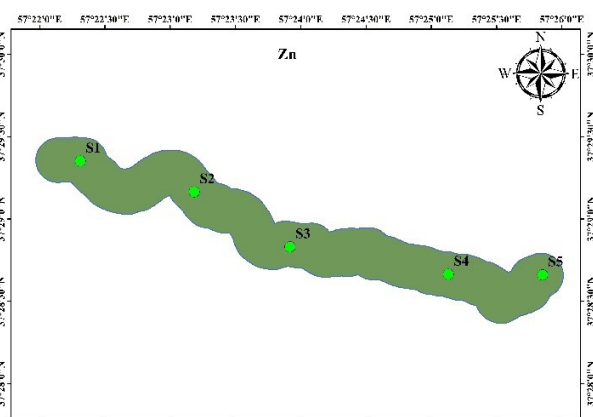
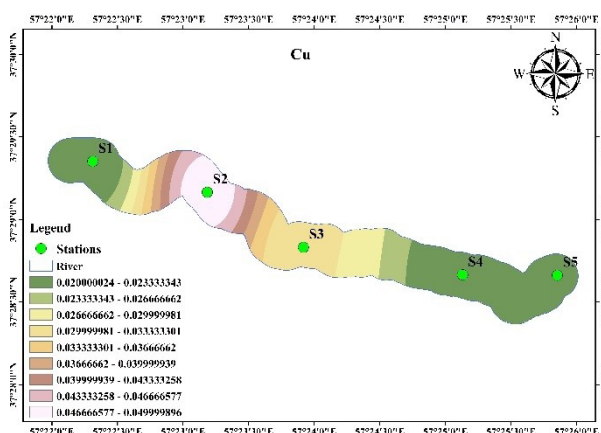
$$HI = \sum HQ \quad (۱۲)$$

نتایج و بحث

مقدار pH آب در بازه مورد مطالعه، براساس داده‌های جدول (۳) بین ۶/۵ تا ۷/۸ نوسان دارد و روند کلی آن کاهشی است. بیشترین مقدار pH در ایستگاه بالادست تخلیه پساب (S_1) ثبت شد، اما با ورود جریان آب به محدوده شهری بجنورد (S_2)، مقدار pH کاهش محسوسی از خود نشان می‌دهد. جدول (۳) میزان pH و دمای آب را به تفکیک در هر ایستگاه نشان می‌دهد. کاهش pH آب می‌تواند به عوامل مختلفی از جمله پایین بودن pH فاضلاب‌های ورودی به رودخانه و غنی بودن آن‌ها از مواد آلی نسبت داده شود. علاوه بر این، بارش‌های جوی، به ویژه باران‌های اسیدی، می‌توانند pH را کاهش دهند. همچنین واکنش آب با سنگ بستر و ورود فاضلاب‌های ناشی از فعالیت‌های مختلف، مانند کشاورزی، نقش مهمی در تغییرات pH دارد (Tyagi و همکاران، ۲۰۱۳). جدول (۴) غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در محیط آب و رسوب را برای منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد.

براساس نقشه‌های ارائه شده از توزیع فضایی غلظت فلزات سنگین در بازه مورد مطالعه در پنج ایستگاه نمونه‌برداری براساس شکل (۲) به شرح زیر است. ایستگاه‌های S_2 و S_3 ، غلظت مس به طور قابل توجهی بالاتر است، در حالی که در ایستگاه‌های دیگر غلظت‌ها پایین‌تر هستند. این نشان‌دهنده وجود یک منبع آلودگی محلی یا فعالیت انسانی در نزدیکی این ایستگاه‌ها است. روند تغییرات مکانی غلظت عناصر در آب رودخانه از الگوهای مختلفی تبعیت می‌کند. به طوری که آرسنیک، سرب و روی در تمامی ایستگاه‌ها یکسان هستند. کروم و نیکل از بالادست به پایین‌دست، روند صعودی و کادمیم روند نزولی را در پیش گرفته است. به طور کلی، ایستگاه‌های S_3 و S_4 به طور مکرر نشان‌دهنده غلظت‌های بالاتر فلزات سنگین هستند، که می‌تواند به عوامل مختلفی از جمله نزدیکی به منابع آلودگی انسانی (فاضلاب شهری، کشاورزی)، ویژگی‌های زمین‌شناسی منطقه، یا جریان‌های آب زیرزمینی مرتبط باشد.

براساس نتایج خوشه‌بندی سلسله مراتبی که در نمودار درختی شکل (۳) قابل مشاهده است، As و Pb و Zn با درجه تشابه ۱۰۰ در یک خوشه قرار گرفته‌اند. Co و Cd نیز در یک خوشه مجزا



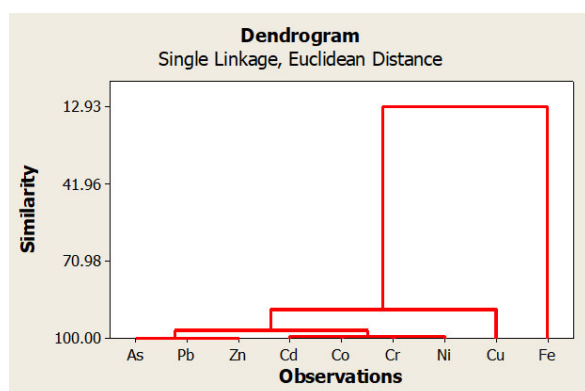
شکل ۲- نقشه توزیع فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

جدول ۳- متغیرهای فیزیکی نمونه آب

Mean	Max	Min	S5	S4	S3	S2	S1	ایستگاه
۷/۲	۷/۸	۶/۵	۷/۶	۷/۲	۷	۶/۵	۷/۸	pH
۲۶	۳۰	۲۶	۲۹	۳۰	۲۸	۲۶	۲۸	دما آب (c)

جدول ۴- غلظت فلزات سنگین در آب و رسوب (ppm)

Ni ppm	Zn ppm	Pb ppm	Fe ppm	Cu ppm	Cr ppm	Co ppm	Cd ppm	As ppm	ایستگاه	فلز سنگین
۰/۰۰۳	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S1	نمونه آب
۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۱۷	۰/۰۵	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۵	۰/۰۱	S2	
۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۲	۰/۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S3	
۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۲۱	۰/۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S4	
۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۲۵	۰/۰۲	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S5	
۳۴	۳۵	۱۳	۳۲۲۰۴	۲۴	۸۰	۹	۰/۳۵	۱/۵	S2	نمونه رسوب



شکل ۳- دندروگرام فلزات سنگین در محیط آب منطقه مورد مطالعه

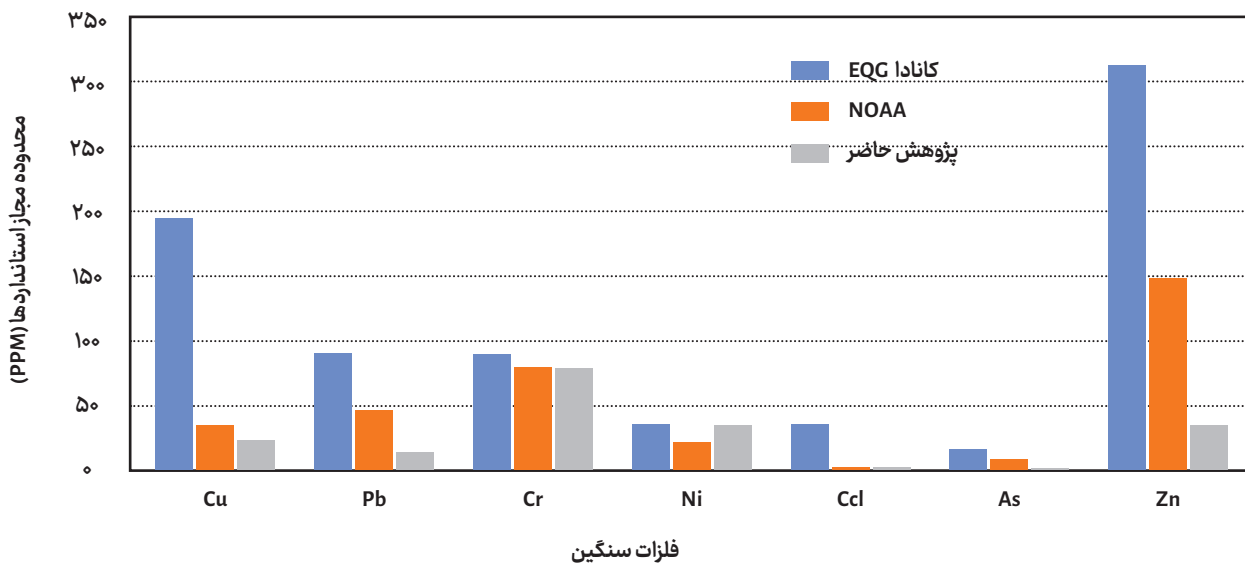
قرار گرفته‌اند. زیرخوشه‌های عناصر Cu با As ، Pb ، Zn ، Co در یک خوشه قرار گرفته است، درحالی که تحلیل خوشه‌ای عنصر Fe، آن را به‌طور کامل از سایر عناصر اندازه‌گیری شده متمایز نموده است. نتایج همبستگی زوجی غلظت فلزات سنگین برای ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول (۵) ارائه شده است. براساس این جدول همبستگی قوی (مثبت) بین فلزات (آهن-کروم)، (آهن-کبالت)، (نیکل-کروم) و (آهن و نیکل) با رنگ قرمز دیده می‌شود. همچنین بین (کبالت-کادمیم)، (کبالت-کروم) و (نیکل-کبالت) با رنگ نارنجی همبستگی وجود دارد. در سایر فلزات نیز همبستگی منفی مشاهده نشد.

جدول ۵- نتایج همبستگی زوجی بین فلزات سنگین موجود در آب

Ni	Zn	Pb	Fe	Cu	Cr	Co	Cd	As	فلزات سنگین
								۱	As
							۱	۰/۱۲	Cd
						۱	۰	۰	Co
					۱	۰	۰/۶۷	۰/۴۵	Cr
				۱	۰/۸۲	۰	۰/۸۹	۰/۳۴	Cu
			۱	۰/۹۵	۰/۹۱	۰	۰/۷۸	۰/۵۶	Fe
		۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	Pb
	۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	Zn
۱	۰	۰	۰/۹۱	۰/۸۲	۱	۰	۰/۶۷	۰/۴۵	Ni

فلزات اندازه‌گیری شده نمونه رسوب این پژوهش در مقایسه با استاندارد EQG کانادا فاقد آلودگی می‌باشند. در مقایسه با استاندارد NOAA^{۱۵}، ایستگاه S۲ آلوده به فلز Ni و فلز Cr نزدیک به آلوده می‌باشد. در دیگر فلزات براساس این استاندارد، آلودگی تشخیص داده نشده است. با در نظر گرفتن استاندارد Probable Effect Concentration (PEC) SQGs Ontario MOE فلز نیکل برای جوامع بیولوژیکی خطرناک است. شکل

(۴) نتایج غلظت فلزات سنگین این پژوهش با استانداردهای جهانی را نشان می‌دهد. فلزات Cu، Ni و Cd در نمونه رسوبات محدوده مطالعاتی از مقادیر متناظر در نمونه‌های رسوبات رودخانه Yangtz (Wang و همکاران، ۲۰۱۳) بیشتر است و در مابقی فلزات کمتر است. جدول (۶) نتایج مقایسه غلظت فلزات سنگین با استانداردهای جهانی و دیگر تحقیقات را نشان می‌دهد.



شکل ۴- مقایسه غلظت فلزات سنگین این پژوهش با استانداردهای جهانی (ppm)

جدول ۶- نتایج مقایسه غلظت فلزات سنگین با استانداردهای جهانی (ppm) (Partani و همکاران، ۲۰۲۴)

Zn	As	Cd	Fe	Ni	Cr	Co	Pb	Cu	Ref. Std	
۹۵	۱۳	۰/۳	۴۷۰۰۰	۶۸	۹۰	۱۹	۲۰	۴۵	Shale	غلظت زمینه در میانگین شیل
۳۱۵	۱۷	۳/۵	-	۳۶	۹۰	-	۹۱/۳	۱۹۷	PEL	EQG کانادا
۱۵۰	۸/۲	۱/۲	-	۲۰/۹	۸۱	-	۴۷	۳۴	ERL	NOAA
-	۰/۰۱	۱	-	-	-	-	۰/۰۱	۱۲۵	EQS	MOE ژاپن
۱۱۹/۰۴	۷/۰۲	۰/۶۶	-	-	۵۰/۲۱	-	۲۸/۳۹	۱۷/۰۲	TEL	USEPA Region II For Mangrove
۲۷۱	۴۱/۶	۴/۲	-	۴۲/۸	۱۶۰	-	۱۱۲	۱۰۸	PEL	
۱۲۰	۶	۰/۶	-	۱۶	۲۶	-	۳۱	۱۶	LEL	Probable Effect
۳۱۵	-	۳/۵۳	-	۳۶	۹۰	-	۹۱/۳	۱۹۷	PEL	Concentration (PEC)
۲۷۰	-	۹	-	۵۰	۱۴۵	-	۱۱۰	۳۹۰	ERM	SQGs Ontario MOE
۳۵	۱/۵	۰/۳۵	۳۲۲۰۴	۳۴	۸۰	۹	۱۳	۲۴	S۲	پژوهش حاضر
۸۱/۱	۹	۰/۲	-	۳۲	۸۰/۹	-	۲۳/۴	۲۳/۹	Wang و همکاران، ۲۰۱۳	رسوبات رودخانه Yangtz

جدول مقایسه‌ای (۷) داده‌های مربوط به غلظت فلزات سنگین شامل (Zn)، (Ni)، (Pb)، (Cr)، (Cd)، (As) و (Cu) را از مطالعات مختلف در اکوسیستم‌های آبی متنوع با این پژوهش در پنج ایستگاه (S1-S5) ارائه می‌دهد. مقادیر گزارش شده در جدول (۷)، که بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم (ppm) اندازه‌گیری شده‌اند، نشان‌دهنده تفاوت‌های قابل توجه در میزان آلودگی فلزات سنگین در مناطق جغرافیایی مختلف هستند. در این میان، مطالعه حاضر که شامل پنج نمونه است، غلظت‌های بسیار پایین‌تری را برای تمامی فلزات سنگین گزارش می‌کند. آرسنیک و کادمیوم در حد ۰/۰۱، کروم بین ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۴، سرب و نیکل در حد ۰/۰۱، روی بین ۰/۰۱ تا ۰/۰۰۴ و مس بین ۰/۰۲ تا ۰/۰۵.

این مقادیر ناچیز در مقایسه با مطالعات دیگر، ممکن است نشان‌دهنده محیطی با آلودگی کمتر، تفاوت در روش‌های نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل، یا شرایط محیطی خاص مانند جریان آب بالا، رقیق‌سازی آلاینده‌ها یا فقدان منابع آلودگی قابل توجه در منطقه مورد مطالعه باشد. این مقایسه نه تنها تنوع گسترده در توزیع فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی را نشان می‌دهد، بلکه بر اهمیت فاکتورهای محلی مانند کاربری زمین، فعالیت‌های انسانی و ویژگی‌های هیدرولوژیکی در تعیین سطوح آلودگی را تأکید می‌کند. به‌طور مثال این پژوهش در مقایسه تحقیق رودخانه آکچای در ترکیه که غلظت‌های قابل

توجهی از آرسنیک (۱/۴۴)، کروم (۸/۳)، نیکل (۲/۳۸)، روی (۱/۲۹) و مس (۱/۱۳) را نشان می‌دهد و احتمالاً ناشی از ورودی‌های صنعتی یا کشاورزی است، غلظت بسیار کمتری را از خود نشان می‌دهد.

مقادیر شاخص زمین انباشت و فاکتور آلودگی برای فلزات سنگین موجود در رسوبات ایستگاه S2 در جدول (۸) ارائه شده است. باتوجه به اینکه مقادیر I_{geo} برای تمامی فلزات کمتر از صفر حاصل شده است، بنابراین رسوبات مورد مطالعه در محدوده غیر آلوده قرار دارند. شاخص C_f برای تمامی فلزات سنگین به غیر از کادمیم در محدوده غیر آلوده قرار گرفته است. فلز کادمیم در محدوده آلودگی متوسط است. فلز کروم نیز نزدیک به محدوده آلودگی کم است. نمونه‌برداری رسوب از ایستگاه S2 انجام شده است، جایی که باغات و مزارع ذرت قرار دارند. از آنجا که مقدار pH در تمامی نقاط کمتر از ۸ است، کادمیم در محدوده pH بین ۹ تا ۱۰ از حالت محلول به فاز جامد تبدیل می‌شود (Stumm و Morgan، ۲۰۱۳). بنابراین به‌نظر می‌رسد که میزان کادمیم موجود، منتقل شده از فاز محلول به جامد نبوده و می‌تواند به دلیل استفاده از کود فسفاته برای زمین‌های کشاورزی به خاک انتقال پیدا کرده باشد (Moslehi و همکاران، ۲۰۱۹). در صورت عدم مدیریت و پیشگیری، امکان آلوده شدن محیط به فلزهای کادمیم و کروم بسیار زیاد است.

جدول ۷- مقایسه غلظت فلزات سنگین این پژوهش با سایر پژوهش‌ها (ppm)

منبع	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Cd	As	Location
Akinsanya و همکاران، ۲۰۲۰	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۳	-	۰/۰۶	-	-	Lekki lagoon, lagos, Nigeria
Abbasi و همکاران، ۲۰۲۲	۲/۰۱	۶۴	۰/۱	-	۰/۹۸	-	۰/۲۹	Hashilan wetland, Iran
Yalcin و Leventeli، ۲۰۲۱	۱/۱۳	۱/۲۹	۲/۳۸	-	۸/۳	-	۱/۴۴	Akcaay River, Turkey
A Shetaia و همکاران، ۲۰۲۰	۳۲۸	۲۸۹	-	-	-	-	-	Edku Lagoon-Egypt
Kachoueian و همکاران، ۲۰۲۴	۱۰۲/۵	۵۰	۲۰	-	۱۶۱/۶	-	۷۱/۶	Gomishan Wetland
Islam و همکاران، ۲۰۱۸	-	-	۲۴۰	۷۳۱	۹۷	۷/۷	-	Buriganga River
Islam و همکاران، ۲۰۱۵	-	-	۳۴	۲۵	۴۵	۰/۷	-	Pairst River
	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S1
	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵	۰/۰۱	S2
	۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S3
	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S4
	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۰۱	S5

جدول ۸- مقادیر شاخص زمین انباشت (Igeo) و فاکتور آلودگی (Cf) برای ایستگاه دوم (رسوب)

Fe	Co	Pb	Zn	Ni	As	Cu	Cr	Cd	Heavy Metal	
-۰/۳۴	-۰/۵	-۰/۳۶	-۰/۶۱	-۰/۴۸	-۱/۱۱	-۰/۴۵	-۰/۲۳	-۰/۰۱۱	I _{geo}	S _۲
۰/۶۸۵۲	۰/۴۷۳۷	۰/۶۵	۰/۳۶۸۴	۰/۵	۰/۱۱۵۴	۰/۵۳۳۳	۰/۹	۱/۱۶	C _f	

بنابراین در هر مسیر خطر سرطان‌زایی وجود دارد (Qing و همکاران، ۲۰۱۵؛ Zhao و همکاران، ۲۰۱۴). به عبارت دیگر، سمیت عنصر مورد نظر اثرات مخربی بر سلامتی انسان می‌گذارد. در صورتی که مقدار HQ در هر مسیر کمتر از یک باشد برای انسان مضر نیست. مقادیر این شاخص در گروه سنی خردسالان به مراتب بیشتر از بزرگسالان می‌باشد که نشان می‌دهد خردسالان حساسیت بیشتری دارند. در بین مقادیری که در جدول (۱۰) محاسبه شده است، مقدار HQ برای کروم بیشتر است که نشان می‌دهد کروم از طریق بلعیدن خطر آفرین است و مقادیر آن برای خردسالان تقریباً سه برابر بیشتر از بزرگسالان است. براساس جدول (۱۰) میزان خطر کروم از طریق تنفس و جذب پوستی نسبت به دیگر فلزات بیشتر است. باتوجه به این که فلز کروم در pH (۶-۷) قابلیت ترسیب در فاز جامد را دارد، لذا می‌توان

پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه شاخص خطر سلامت انسانی محاسبه شد. نتایج شاخص‌های ADI برای سه حالت (جذب فلز سنگین ناشی از بلعیدن، تنفس و جذب پوستی) برای گروه‌های خردسالان و بزرگسالان در جدول (۹) قابل مشاهده می‌باشد.

HQ یک شاخص بدون بعد می‌باشد که مقادیر آن از تقسیم هر یک از شاخص‌های ADI برای مقدار مرجع هر یک از فلزات به دست می‌آید. مقادیر آن برای هر سه حالت جذب برای دو گروه سنی خردسالان و بزرگسالان در جدول (۱۰) ارائه شده است. دوز مرجع (RFD)، تخمینی از حداکثر خطر مجاز بر جمعیت انسان از طریق قرار گرفتن در معرض روزانه با در نظر گرفتن گروه‌های حساس در طول زندگی است. در صورتی که مقادیر (ADI) بیشتر از مقدار مرجعیت فلز در هر مسیر باشد، مقدار HQ بیشتر از یک به دست می‌آید.

جدول ۹- ADI_{ing}، ADI_{dermal} و ADI_{inh} ناشی از بلعیدن، تنفس و تماس پوستی برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان (mg/kg/day)

ADI _{inh}	ADI _{dermal}	ADI _{ing}	گروه سنی	عناصر
3/07E-08	5/38E-10	1/92E-05	خردسالان	As
7/83505E-08	2/42173E-10	2/57E-06	بزرگسالان	
2/05E-08	1/26E-10	1/28E-08	خردسالان	Cd
1/82818E-08	5/6507E-11	1/72E-09	بزرگسالان	
1/64E-06	2/87E-08	0/001023	خردسالان	Cr
4/17869E-06	1/29159E-08	0/000137	بزرگسالان	
4/90959E-07	1/43E-11	5/11E-07	خردسالان	Cu
1/25361E-06	3/87477E-09	0/000244	بزرگسالان	
6/95525E-07	1/22E-08	2/17E-06	خردسالان	Ni
1/77595E-06	5/48925E-09	5/83E-05	بزرگسالان	
2/65936E-07	4/66E-09	0/000166	خردسالان	Pb
6/79038E-07	2/09883E-09	2/23001E-05	بزرگسالان	
7/15982E-07	1/26E-08	0/000447	خردسالان	Zn
1/82818E-06	5/6507E-09	6/00387E-05	بزرگسالان	

جدول ۱۰- مقادیر HQ_{dermal} ، HQ_{ing} و HQ_{inh} به تفکیک گروه‌های سنی

عنصر	گروه سنی	HQ_{ing}	HQ_{dermal}	HQ_{inh}
As	خردسالان	0/063926941	1/79324E-06	0/000249471
	بزرگسالان	0/00857696	8/07243E-07	0/000636996
Cd	خردسالان	1/27854E-05	1/25527E-07	0/002045662
	بزرگسالان	1/71539E-06	5/6507E-08	0/001828179
Cr	خردسالان	0/340943683	0/001003214	0/027275495
	بزرگسالان	0/045743786	0/000451605	0/069644914
Cu	خردسالان	1/27854E-05	9/69E-08	6/13699E-09
	بزرگسالان	0/006087926	9/68692E-08	3/13402E-05
Ni	خردسالان	0/000108676	2/74463E-07	0/000128801
	بزرگسالان	0/002916166	2/74463E-07	0/000328879
Pb	خردسالان	0/055403349	1/32456E-06	7/555E-05
	بزرگسالان	0/007433365	5/96259E-07	0/000192908
Zn	خردسالان	0/001491629	4/18424E-08	1/1933E-05
	بزرگسالان	0/001491629	1/88357E-08	3/04696E-05
میزان		$HQ < 1$ بی خطر	$HQ > 1$ سرطان‌زا	

بیشتر از این مقدار در محدوده آلودگی زیاد است. باتوجه به طبقه‌بندی این شاخص، ایستگاه S۲ و S۳ در محدوده آلودگی متوسط و دیگر ایستگاه‌ها در محدوده آلودگی کم قرار دارند. به‌ترتیب بیشترین و کمترین آلودگی در S۲، پایینتر از محل تخلیه پساب شهری و S۱ قبل از تخلیه پساب مشاهده می‌شود. به‌طور کلی، این شاخص در طول مسیر روند صعودی پیدا کرده است. در صورتی که تمهیداتی صورت نپذیرد، باتوجه به مصارف آب برای کاربری‌های زراعی و باغی، عواقب جبران ناپذیری را در چرخه غذایی انسان و دام می‌تواند در پی خواهد داشت و سلامتی جامعه را به خطر می‌اندازد.

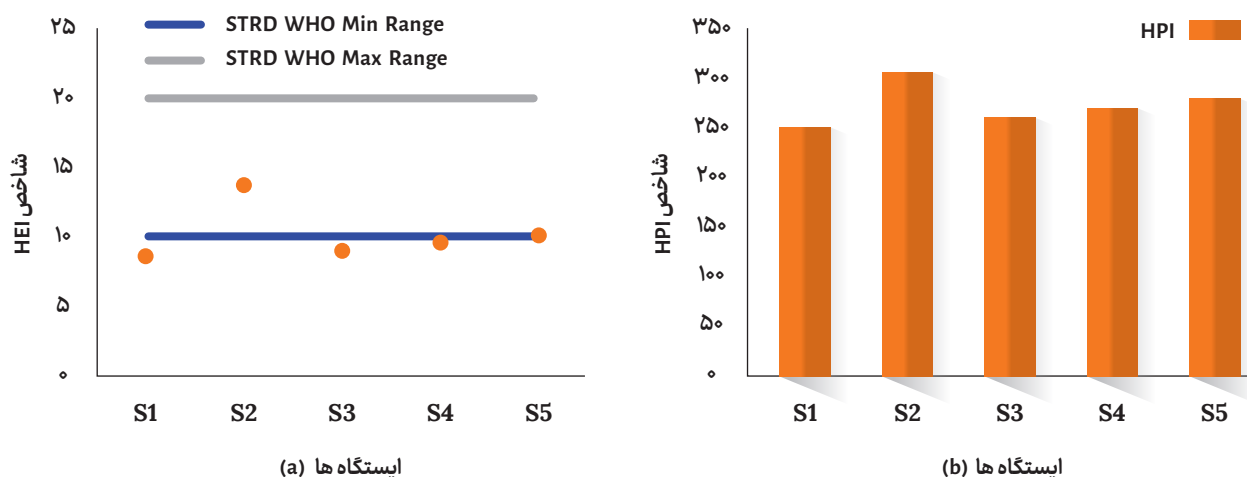
جدول ۱۱- مقادیر شاخص HI برای گروه‌های سنی مختلف

شاخص	گروه سنی	S2
HI	خردسالان	۰/۴۹۲۶۹۴
	بزرگسالان	۰/۱۴۴۱۰۷
$HI < 1$: خطر آفرین		$HI > 1$: بدون خطر

مقدار کروم (سه ظرفیتی) را ناشی از تغییر فاز آن از حالت محلول به رسوب دانست (Snoeyink و Jenkins، ۱۹۹۱؛ Stumm و Morgan، ۲۰۱۳).

از مجموع شاخص‌های HQ برای سه‌حالت بلعیدن، تنفس و جذب پوستی برای کل فلزات شاخص HI به دست می‌آید. مقادیر این شاخص برای هر دو گروه سنی بزرگسال و خردسال در جدول (۱۱) ارائه شده است. طبق نتایج به‌دست آمده، با وجود اینکه مقدار این شاخص کمتر از یک ۱ به دست آمده اما مقادیر این شاخص برای خردسالان بیشتر از بزرگسالان به دست آمده است که نشان می‌دهد خردسالان بیشتر در معرض خطر این فلزات هستند. شاخص HI برای خردسالان حدود ۴ برابر بیشتر از بزرگسالان است و مقدار آن به ۵/۰ می‌رسد. با این حال در صورتی که تدابیری اندیشیده نشود نه تنها کودکان بلکه بزرگسالان نیز در معرض خطر این فلزات خواهند بود.

مقادیر شاخص HEI و HPI برای فلزات سنگین آب در شکل (۵) ارائه شده است. مقادیر استاندارد برای شاخص HEI در WHO حداقل میزان استاندارد ۱۰ و حداکثر آن ۲۰ است که

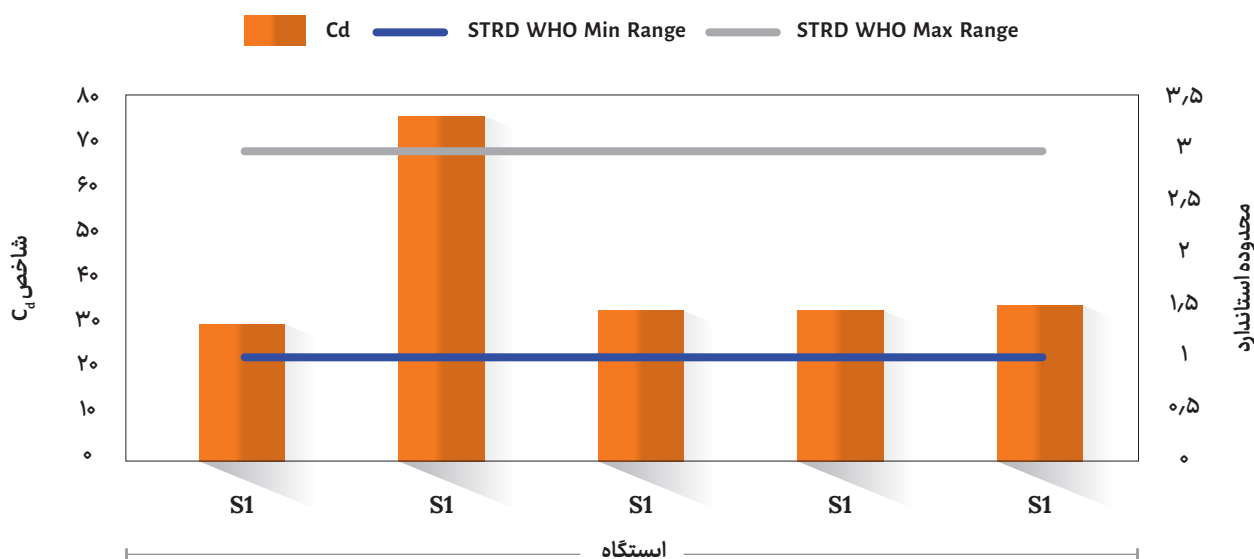


شکل ۵- روند تغییرات شاخص HEI و HPI به ترتیب (a) و (b) در ایستگاه‌های مورد مطالعه

تقویت مقادیر فلزات سنگین پیشنهاد شود که بررسی زمانی دقیق‌تری برای عمومیت دادن به این گزاره نیاز است. لازم به ذکر است این شاخص یک شاخص تجمیعی از تمام عناصر سنگین اندازه‌گیری شده است که تاثیر تجمیعی کلیه فلزات را نیز نشان می‌دهد و انگشت نشانه به سمت فلز یا عنصر خاصی ندارد و لذا نمی‌توان در خصوص منبع آن اظهار نظری کرد.

شاخص درجه آلودگی یک شاخص تجمیعی بوده که حاصل تجمیع شاخص فاکتور آلودگی برای فلزات ارزیابی شده است. در این شاخص غلظت‌های ارائه شده فلزات با بالاترین حد غلظت مجاز فلزات مقایسه می‌شود. مقادیر این شاخص در شکل (۶) ارائه شده است. براساس طبقه‌بندی استاندارد

شاخص آلودگی فلزات سنگین به‌منظور تعیین اثر فلزات سنگین بر سلامت انسان استفاده می‌شود. به این‌منظور، باید غلظت اندازه‌گیری شده فلزات با غلظت ایده‌آل و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی مقایسه شود. باتوجه به شکل (۵-ب) در مقایسه با استاندارد سازمان جهانی، آلودگی در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از حد استاندارد WHO بوده و در محدوده آلودگی زیاد قرار می‌گیرد. به ترتیب بیشترین و کمترین آلودگی در S2، پایین‌تر از محل تخلیه پساب شهری و S1 قبل از تخلیه پساب مشاهده می‌شود. به‌طورکلی، این شاخص در طول مسیر روند صعودی داشته است. در ایستگاه S2 زمانی که پساب وارد رودخانه می‌شود، یک رشد صعودی مشاهده می‌شود. به عبارت دیگر ورود پساب می‌تواند از پتانسیل‌های



شکل ۶- روند تغییرات شاخص Cd در ایستگاه‌های مورد مطالعه

برای این شاخص ذکر شد، تمام ایستگاه‌ها (حدود ۸۰ درصد) به جز ایستگاه S۲ در محدوده آلودگی متوسط قرار دارند. همان‌طور که ذکر شد ایستگاه S۲ که پس از محل تخلیه فاضلاب قرار دارد، بیشترین مقدار این شاخص را داشته است.

نتیجه‌گیری

این پژوهش با هدف ارزیابی ریسک آلودگی رودخانه و بررسی تأثیر پساب تصفیه‌خانه شهری بجنورد بر کاهش خطرات سلامت در چرخه غذایی، به‌ویژه در مصارف کشاورزی، انجام شد. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد روند تغییرات مکانی غلظت عناصر سنگین در آب رودخانه از الگوهای متفاوتی پیروی می‌کند. به‌طور مشخص، آرسنیک، سرب و روی طیف ثابت از بالادست به پایین‌دست دارند، درحالی که کروم و آهن روند افزایشی را نشان می‌دهند. برای ارزیابی کیفیت آب و تأثیر فلزات سنگین بر سلامت انسان، از شاخص‌های HPI و HEI استفاده شد.

ایستگاه‌های نزدیک به محل تخلیه پساب بیشترین آلودگی را به‌ویژه در مورد فلزات کروم و نیکل نشان دادند. شاخص HEI و HPI در ایستگاه S۲، پس از محل تخلیه فاضلاب بیشترین آلودگی را از خود نشان دادند. در شاخص Igeo، مقادیر به‌دست‌آمده برای تمام فلزات کمتر از صفر بود. مقادیر شاخص Cf برای کلیه فلزات سنگین، به جز کادمیم، در محدوده آلودگی کم قرار دارد. باین‌حال، این شاخص برای فلز کادمیم بیانگر آلودگی متوسط در رسوبات است. شاخص HI محاسبه شده برای خردسالان حدود ۰/۵ است که نشان‌دهنده عدم

وجود خطر سرطان‌زایی می‌باشد. این موضوع به‌ویژه از منظر ریسک‌های اکولوژیکی و سلامت جامعه انسانی اهمیت دارد. جوامع محلی و کشاورزان که در معرض مستقیم این آلودگی‌ها قرار دارند، به‌ویژه در محدوده پایین‌دست تخلیه پساب، با خطرات جدی مواجه هستند. این خطرات برای کودکان و خردسالان که آسیب‌پذیری بیشتری دارند، به مراتب جدی‌تر است. با توجه به اینکه آب این رودخانه برای مصارف کشاورزی استفاده می‌شود و مستقیم بر چرخه غذایی انسان تأثیر می‌گذارد، با توجه به مقادیر تغییرات مکانی غلظت عناصر و وضعیت شاخص‌های مورد بررسی در ایستگاه S۲ (و مقایسه آن با سایر ایستگاه‌ها) فرضیه توان خودپالایی بازه مورد مطالعه از رودخانه را به تقویت نماید. لذا فاصله موثر آلودگی در این بازه بین ۵۰ الی ۱۰۰ متر از محل تخلیه منبع آلودگی متمرکز (نقطه تخلیه پساب تصفیه‌خانه فاضلاب شهری) پیش‌بینی می‌شود که برای تایید آن برنامه عملیاتی زمان‌بندی شده با بسامد پایین‌تر دقیق‌تری هم‌زمان با سنجش‌های سینماتیکی جریان نیاز می‌باشد.

ضرورت مدیریت و کنترل آلودگی در این منطقه بیش از پیش آشکار می‌شود. بنابراین، توجه و تمرکز بیشتر بر پایش و کاهش آلودگی در محدوده پایین‌دست تخلیه پساب، به‌ویژه با رویکرد حفظ سلامت جامعه و محیط‌زیست، امری ضروری است. این مطالعه بر لزوم تدوین استراتژی‌های پیشگیرانه و اصلاحی برای کاهش ریسک‌های ناشی از آلودگی فلزات سنگین در چرخه غذایی و محیط‌های آبی تأکید می‌کند.

پی‌نوشت‌ها

1. Quality Assurance
2. Quality Control
3. Nitric acid
4. Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy
5. Heavy Metal Evaluation Index
6. heavy metal pollution index
7. The Degree of Contamination
8. Geochemical Accumulation Index
9. Contamination Factor
10. The Hazard Index
11. Soil Ingestion
12. Inhalation
13. Dermal Contact
14. adherence factor
15. National Oceanic and Atmospheric Administration

- Abbasi, S., Sheikh Fakhradini, S., Jaafarzadeh, N., Ebrahimi, P., & Ashayeri, S. Y. (2022). Eutrophication and sediment-water exchange of total petroleum hydrocarbons and heavy metals of Hashilan wetland, a national heritage in NW Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(18), 27007-27025. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-17937-x>
- Afzaal, M., Hameed, S., Liaqat, I., Ali Khan, A. A., Abdul Manan, H., Shahid, R., & Altaf, M. (2022). Heavy metals contamination in water, sediments and fish of freshwater ecosystems in Pakistan. *Water Practice & Technology*, 17(5), 1253-1272. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.039>
- Akinsanya, B., Ayanda, I. O., Fadipe, A. O., Onwuka, B., & Saliu, J. K. (2020). Heavy metals, parasitologic and oxidative stress biomarker investigations in *Heterotis niloticus* from Lekki Lagoon, Lagos, Nigeria. *Toxicology Reports*, 7, 1075-1082. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.08.010>
- Ali, Z., Malik, R. N., & Qadir, A. (2013). Heavy metals distribution and risk assessment in soils affected by tannery effluents. *Chemistry and Ecology*, 29(8), 676-692. <https://doi.org/10.1080/02757540.2013.810728>
- AShetaia, S., M Abu Khatita, A., A Abdelhafez, N., M Shaker, I., & B El Kafrawy, S. (2020). Evaluation of potential health risk, heavy metal pollution indices and water quality of Edku Lagoon-Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(2), 265-290. doi: [10.21608/ejabf.2020.80718](https://doi.org/10.21608/ejabf.2020.80718)
- Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC advances*, 13(26), 17595-17610. doi: [10.1039/D3RA00723E](https://doi.org/10.1039/D3RA00723E)
- Backman, B., Bodiš, D., Lahermo, P., Rapant, S., & Tarvainen, T. (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental geology*, 36, 55-64. <https://link.springer.com/article/10.1007/s002540050320>
- Biggs, H., Smart, G., Holwerda, N., Doyle, M., McDonald, M., & Ede, M. (2021). River discharge from surface velocity measurements-A field guide for selecting alpha. *Envirolink Advice Report*. Christchurch, New Zealand. doi: [10.13140/RG.2.2.22159.05282/1](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22159.05282/1)
- Edet, A. E., & Offiong, O. E. (2002). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria).
- استانداری گلستان. (۱۳۹۳). مطالعه توسعه اقتصادی و اجتماعی حوضه آبریز اترک (اترک سفلی). گرگان.
- آقامیرزاده، شاهین، گنج‌ای زاده روحانی، فاطمه، سعیدیان، حمزه، و گنج‌ای‌زاده، کامران. (۱۴۰۱). بررسی تغییرات عنصر آلومینیوم در آب‌های سطحی و زیرزمینی حوضه آبخیز سرچشمه استان کرمان. مدیریت جامع حوضه‌های آبخیز، ۲(۱)، ۶۱-۷۲. doi: [10.22034/iwm.2022.551640.1026](https://doi.org/10.22034/iwm.2022.551640.1026)
- پرتانی، صادق، رشیدی، انیسه، جراحی، هادی، جعفری، علی، و ارزنگی، امین. (۱۴۰۲ الف). ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در رسوبات تالاب‌های (شوره زار) ساحلی، مطالعه موردی: تالاب‌های ساحلی خلیج چابهار، اکوسیستم حرا. تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۴(۱۱)، ۱۷۳۳-۱۷۵۷. doi: [10.22059/ijswr.2023.360884.669517](https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.360884.669517)
- پرتانی، صادق، طاهریان، عباس، جعفری، علی، جراحی، هادی، و ارزنگی، امین. (۱۴۰۲ ب). شناسایی و ارزیابی کاربری اراضی موثر بر آلودگی بیولوژیکی رواناب شهری. محیط‌شناسی، ۴۹(۴)، ۴۳۷-۴۵۶. doi: [10.22059/jes.2023.361348.1008423](https://doi.org/10.22059/jes.2023.361348.1008423)
- پرتانی، صادق، و نوروزی، آسیه. (۱۴۰۲). بررسی و تحلیل حساسیت ریسک مراکز دفن زباله بر آلودگی منابع پذیرنده آب استان خراسان شمالی. فصلنامه علوم محیطی، ۲۱(۱)، ۶۴-۴۷. doi: [10.48308/envs.2023.1222](https://doi.org/10.48308/envs.2023.1222)
- پرتانی، صادق، یحیی آبادی، حمید، و جعفری، علی. (۱۴۰۳). ارزیابی فرآیندهای تصفیه: استحصال و بازچرخانی آب از پساب انسانی در برج‌های مرتفع با بهره‌گیری از روش‌های اتوماسیون (مطالعه و اجرای موردی: برج سپهر تهران). نشریه مهندسی عمران و محیط‌زیست، ۵۴(۱۱۶)، ۱۰۱-۱۱۳. <https://doi.org/10.22034/CEEJ.2024.59115.2297>
- قدیری، علی، هاشمی، سید حسین، و نصرآبادی، تورج. (۱۴۰۰). بررسی غلظت فلزات سنگین شاخص در رواناب شهری (مطالعه موردی: حوضه شمال و شرق تهران). نشریه مهندسی عمران امیرکبیر، ۵۳(۱۰)، ۴۵۰۴-۴۴۸۹. doi: [10.22060/ceej.2020.18384.6859](https://doi.org/10.22060/ceej.2020.18384.6859)
- قلی‌زاده، محمد، و پورحمیدی، فرزانه. (۱۳۹۹). ارزیابی سلامت کیفیت آب رودخانه مادرسو (استان گلستان) با استفاده از شاخص زیستی چند معیاره. محیط‌شناسی، ۴۶(۲)، ۳۷۵-۳۹۰. doi: [10.22059/jes.2021.300388.1007997](https://doi.org/10.22059/jes.2021.300388.1007997)
- موسوی‌پور، فاطمه، کاظمی، آزاده، هادی‌پور، مهرداد، و هدایتی آقمشهدی، امیر. (۱۴۰۱). نقش آلاینده‌ها بر سلامت و محیط‌زیست با تأکید بر تاب‌آوری اجتماعی (مطالعه بر اساس آلاینده‌ها در شهر اراک). مدیریت جامع حوضه‌های آبخیز، ۲(۲)، ۷۵-۹۳. doi: [10.22034/iwm.2022.552129.1027](https://doi.org/10.22034/iwm.2022.552129.1027)
- نجاتی جهرمی، زهره، ناصری، حمیدرضا، نخعی، محمد و علیجانی، فرشاد. (۱۳۹۶). ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی آبخوان ورامین از نظر قابلیت شرب: آلودگی با فلزات سنگین. سلامت و محیط زیست، ۱۰(۴)، ۵۵۹-۵۷۲. <http://ijhe.tums.ac.ir/article-1-5906-fa.html>
- کارگروه ملی سازگاری با کم‌آبی. (۱۴۰۳). خلاصه مدیریتی برنامه سازگاری با کم‌آبی استان خراسان شمالی. وزارت خانه‌های نیرو، جهاد کشاورزی، کشور و صنعت، معدن و تجارت.

- GeoJournal, 57, 295-304. <https://link.springer.com/article/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de>
- Feng, X., Long, R., Wang, L., Liu, C., Bai, Z., & Liu, X. (2022). A review on heavy metal ions adsorption from water by layered double hydroxide and its composites. Separation and Purification Technology, 284, 120099. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120099>
 - Förstner, U. (2002). Sediment sampling, sample preparation, grain size corrections, and chemical criteria. Publisher McGraw-Hill. New York, United States.
 - House, M. A., & Ellis, J. B. (1987). The development of water quality indices for operational management. Water Science and Technology, 19(9), 145-154. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0076>
 - Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X., & He, Z. (2018). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. Journal of environmental management, 207, 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>
 - Islam, M. S., Ahmed, M. K., Habibullah-Al-Mamun, M., & Hoque, M. F. (2015). Preliminary assessment of heavy metal contamination in surface sediments from a river in Bangladesh. Environmental earth sciences, 73, 1837-1848. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-014-3538-5>
 - Islam, M. S., Proshad, R., & Ahmed, S. (2018). Ecological risk of heavy metals in sediment of an urban river in Bangladesh. Human and ecological risk assessment: an international journal, 24(3), 699-720. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1397499>
 - Jiao, G. J., Ma, J., Li, Y., Jin, D., Zhou, J., & Sun, R. (2022). Removed heavy metal ions from wastewater reuse for chemiluminescence: Successive application of lignin-based composite hydrogels. Journal of Hazardous Materials, 421, 126722. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126722>
 - Kachoueiyan, F., Karbassi, A., Nasrabadi, T., Rashidiyan, M., & De-la-Torre, G. E. (2024). Speciation characteristics, ecological risk assessment, and source apportionment of heavy metals in the surface sediments of the Gomishan wetland. Marine Pollution Bulletin, 198, 115835. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115835>
 - Khan, M., Omer, T., Ellahi, A., Ur Rahman, Z., Niaz, R., & Ahmad Lone, S. (2023). Monitoring and assessment of heavy metal contamination in surface water of selected rivers. Geocarto International, 38(1), 2256313. <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2256313>
 - Kuriata-Potasznik, A., Szymczyk, S., & Skwierawski, A. (2020). Influence of cascading river-lake systems on the dynamics of nutrient circulation in catchment areas. Water, 12(4), 1144. <https://doi.org/10.3390/w12041144>
 - Leventeli, Y., & Yalcin, F. (2021). Data analysis of heavy metal content in riverwater: multivariate statistical analysis and inequality expressions. Journal of Inequalities and Applications, 2021(1), 14. <https://link.springer.com/article/10.1186/s13660-021-/02549-3>
 - Loredó, J., Soto, J., Ordóñez, A., & Álvarez, R. (2009). Mercury and arsenic pollution associated to artisanal gold mining in Huanca (Ayacucho Department, Peru). Fresenius environmental bulletin, 18(4), 391-398. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20093156963#>
 - Mohammad Ali, B. N., Lin, C. Y., Cleophas, F., Abdullah, M. H., & Musta, B. (2015). Assessment of heavy metals contamination in Mamut river sediments using sediment quality guidelines and geochemical indices. Environmental monitoring and assessment, 187, 1-11. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-014-4190-y>
 - Mohan, S. V., Nithila, P., & Reddy, S. J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. Journal of Environmental Science & Health Part A, 31(2), 283-289. <https://doi.org/10.1080/10934529609376357>
 - Mokarram, M., Saber, A., & Sheykhi, V. (2020). Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. Journal of Cleaner Production, 277, 123380. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123380>
 - Moore, F., Esmaili, K., & Keshavarzi, B. (2011). Assessment of heavy metals contamination in stream water and sediments affected by the Sungun porphyry copper deposit, East Azerbaijan Province, Northwest Iran. Water Quality, Exposure and Health, 3, 37-49. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-011-0042-y>
 - Moslehi, A., Faizian, M., & Eisvand, H. (2019). Effect of Phosphate fertilizer in salinity stress conditions on Cadmium fate in the plant and qualitative characteristics of tobacco. Journal of Crop Production, 12(2), 89-106. doi: [10.22069/ejcp.2019.15233.2136](https://doi.org/10.22069/ejcp.2019.15233.2136)
 - MULLER, G. (1969). Index of Geoaccumulation in sediments of the Rhine River. GeoJournal, 2, 108-118. <https://cir.nii.ac.jp/crid/157113565073812472>
 - Nasrabadi, T. (2015). An index approach to metallic pollution in riverwaters. International Journal of Environmental Research, 9(1), 385-394.

- Nayek, S., Gupta, S., & Saha, R. N. (2013). Heavy metal distribution and chemical fractionation in water, suspended solids and bed sediments of industrial discharge channel: an implication to ecological risk. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17(6), 26-33. www.academia.edu/49897552
- Partani, S., Mehr, A. D., & Jafari, A. (2024). Enhancing nutrient absorption through the influence of mangrove ecosystem on flow rate and retention time in salt marshes. *Science of the Total Environment*, 924, 171518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171518>
- Partani, S., Mehr, A. D., Ahmadi, K. A., Alaei, M., Maghrebi, M., Taniwaki, R. H., & Jafari, A. (2024). Identifying toxic elements in water, sediments, and roots of mangrove forest (*Avicennia marina*) in Chabahar Bay, Sea of Oman. *Science of The Total Environment*, 954, 176635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176635>
- Poshtegal, M. K., & Mirbagheri, S. A. (2019). The heavy metals pollution index and water quality monitoring of the Zarrineh river, Iran. *Environmental & Engineering Geoscience*, 25(2), 179-188. <https://doi.org/10.2113/EEG-1996>
- Prasad, B., & Bose, J. (2001). Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. *Environmental geology*, 41(1), 183-188. <https://link.springer.com/article/10.1007/s002540100380>
- Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, North-east China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 120, 377-385. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.019>
- Raj, A. R. A., Mylsamy, P., Sivasankar, V., Kumar, B. S., Omine, K., & Sunitha, T. G. (2024). Heavy metal pollution of river water and eco-friendly remediation using potent microalgal species. *Water Science and Engineering*, 17(1), 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.04.001>
- Saleh, H. N., Panahande, M., Yousefi, M., Asghari, F. B., Oliveri Conti, G., Talaee, E., & Mohammadi, A. A. (2019). Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of heavy metals in groundwater wells in Neyshabur Plain, Iran. *Biological trace element research*, 190, 251-261. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12011-018-1516-6>
- Segura, R., Arancibia, V., Zúñiga, M. C., & Pastén, P. (2006). Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. *Journal of geochemical exploration*, 91(1-3), 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.03.003>
- Singh, K. P., Mohan, D., Singh, V. K., & Malik, A. (2005). Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments—a tributary of the Ganges, India. *Journal of hydrology*, 312(1-4), 14-27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.021>
- Singh, V., Singh, N., Rai, S. N., Kumar, A., Singh, A. K., Singh, M. P., Sahoo, A., Shekhar, S., Vamanu, E., & Mishra, V. (2023). Heavy metal contamination in the aquatic ecosystem: toxicity and its remediation using eco-friendly approaches. *Toxics*, 11(2), 147. <https://doi.org/10.3390/toxics11020147>
- Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (1991). *Water chemistry*. John Wiley & Sons. Chapter Two. New York, USA.
- Sojka, M., & Jaskuła, J. (2022). Heavy metals in river sediments: contamination, toxicity, and source identification—a case study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(17), 10502. <https://doi.org/10.3390/ijerph191710502>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (2013). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. John Wiley & Sons. Chapter one. New York USA.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of water resources*, 1(3), 34-38. doi: [10.12691/ajwr-1-3-3](https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3)
- US Environmental Protection Agency. (1996). Method 1669: Sampling ambient water for trace metals at EPA water quality criteria levels. Washington, D.C., USA.
- USEPA. (1996). Method 1669: Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. Environmental Protection. USA.
- Wang, Y., Qiu, Q., Xin, G., Yang, Z., Zheng, J., Ye, Z., & Li, S. (2013). Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China. *Environmental monitoring and assessment*, 185, 5775-5787. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-012-2983-4>
- Xie, Q., & Ren, B. (2022). Pollution and risk assessment of heavy metals in rivers in the antimony capital of Xikuangshan. *Scientific reports*, 12(1), 14393. <https://www.nature.com/articles/s41598-022-18584-z>
- Yadav, G., Shanmugam, S., Sivaramakrishnan, R., Kumar, D., Mathimani, T., Brindhadevi, K., & Rajendran, K. (2021). Mechanism and challenges behind algae as a wastewater treatment choice for bioenergy production and beyond. *Fuel*, 285, 119093. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119093>
- Yerima, E. A., Itodo, A. U., Shaà, R., & Wuana, R. A. (2020). Ecological risk assessment of mineral and heavy metals

levels of soil around auto mechanic village Wukari, Nigeria. Academic Journal of Chemistry, 5(7), 81-90. doi: [10.32861/ajc.57.81.90](https://doi.org/10.32861/ajc.57.81.90)

- Yilmaz, F., Özdemir, N., Demirak, A., & Tuna, A. L. (2007). Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. Food chemistry, 100(2), 830-835. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.020>
- Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K.A., & Li, S. (2022). Health and environmental effects of heavy metals. Journal of King Saud University-Science, 34(1), 101653. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101653>
- Zhang, P., Yang, M., Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., Yang, Y., & Ru, J. (2023). Water quality degradation due to heavy metal contamination: health impacts and eco-friendly approaches for heavy metal remediation. Toxics, 11(10), 828. <https://doi.org/10.3390/toxics11100828>
- Zhang, Q., Ren, F., Xiong, X., Gao, H., Wang, Y., Sun, W., Leng, P., Li, Z., & Bai, Y. (2021). Spatial distribution and contamination assessment of heavy metal pollution of sediments in coastal reclamation areas: a case study in Shenzhen Bay, China. Environmental Sciences Europe, 33, 1-11. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00532-9>
- Zhao, Q., Wang, Y., Cao, Y., Chen, A., Ren, M., Ge, Y., Yu, Z., Wan, S., Hu, A., Bo, Q. & Li, L. (2014). Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. Science of the Total Environment, 470, 340-347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.086>
- Zhao, X. M., Yao, L. A., Ma, Q. L., Zhou, G. J., Wang, L., Fang, Q. L., & Xu, Z. C. (2018). Distribution and ecological risk assessment of cadmium in water and sediment in Longjiang River, China: Implication on water quality management after pollution accident. Chemosphere, 194, 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.127>

ArticleType

CaseStudy

مطالعه موردی

نوع مقاله

A Qualitative Approach to the Causes and Consequences of the May 2024 Flood in Mashhad City

M. Gholami¹, M. Kolahi^{2*}

1- M.Sc. Student in Desert Management and Control, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.
2- Assistant Professor, Faculty of Natural Resources and Environment, Water and Environment Research Institute, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. <https://orcid.org/0000-0002-1115-9880>

Corresponding Author Email: MahdiKolahi@um.ac.ir

Received ➤ 12-08-2024
Revised ➤ 28-09-2024
Accepted ➤ 14-10-2024
Available Online ➤ 01-06-2025

Abstract

Natural disasters, particularly floods driven by human activities, are among the leading causes of loss of life and property worldwide, posing significant obstacles to achieving sustainable development goals. This study investigates the causes and mechanisms behind the May 2024 flood in Mashhad, the second-largest metropolitan area in Iran. Utilizing a qualitative analytical approach, the required data were gathered through dialogue-based panels involving experts, officials, and concerned stakeholders. Following the transcription of discussions, key insights were extracted and categorized into open, axial, and selective codes. The findings revealed that human-related factors played a more prominent role in both the occurrence and the catastrophic impact of the flood. These included "improper urban design", "improper traffic management", "lack of proper urban development", "lack of attention to scientific issues", "incorrect human perspectives", "legal obstacles", "human aggravating factors", and finally "management factors". Also, the issue of "climate change" was recognized as the only natural factor that played a lesser role in the discourses in causing floods. Therefore, issues such as unsustainable urban development, land degradation, and lack of attention to risk management instead of crisis management can be highlighted as the most important root issues that caused the occurrence and, more importantly, the disaster of the flood in May 2024. Accordingly, establishing unified urban management through consensus and significant unity between all organs such as the municipality, officials and governmental institutions, civil society, and the public is essential to prevent the recurrence of such destructive trends.

Keywords: Collective Action, Participatory Decision-Making, Sustainable Development, Land Degradation, Risk Management.

رهیافت کیفی علل و اثرات سیلاب اردیبهشت ۱۴۰۳ در شهر مشهد

محمد غلامی^۱، مهدی کلاهی^{۲*}

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت و کنترل بیابان، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
۲- استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، پژوهشکده آب و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

E-Mail: MahdiKolahi@um.ac.ir

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۵/۲۲
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۷/۰۷
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۰۷/۲۳
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۱۱

چکیده

بلایای طبیعی و در صدر آن‌ها سیلاب‌های حاصل از فعالیت‌های انسان، هر ساله مسئول خسارات جانی و مالی فراوان و همچنین مانعی در مسیر رسیدن به اهداف توسعه پایدار هستند. پژوهش حاضر در پی بررسی علل و چگونگی وقوع سیلاب در اردیبهشت ۱۴۰۳ در شهر مشهد، به عنوان دومین کلان‌شهر کشور انجام شد. با به‌کارگیری روش تحلیل کیفی، داده‌های مورد نیاز از پنل‌های گفتگومحور با حضور متخصصان، مسئولان و دغدغه‌مندان، جمع‌آوری شد. پس از پیاده‌سازی گفتمان‌ها، مطالب مهم در قالب کدهای گزینشی، محوری و باز، استخراج و دسته‌بندی شدند. نتایج نشان داد که عوامل انسانی در بین عوامل ایجادکننده سیلاب، نقش پررنگ‌تری در بروز و به‌ویژه حادثه‌ساز شدن آن داشته‌اند که شامل «طراحی نامناسب شهری»، «مدیریت نامناسب ترافیک»، «عدم توسعه صحیح شهری»، «عدم توجه به مسائل علمی»، «دیدگاه‌های نادرست انسانی»، «موانع قانونی»، «عوامل تشدیدکننده انسانی» و در نهایت «عوامل مدیریتی» بودند. همچنین مسئله «تغییر اقلیم» به عنوان تنها عامل طبیعی شناخته شد که در گفتمان‌ها، نقش کم‌رنگ‌تری را در ایجاد سیلاب به خود اختصاص داد. بنابراین، مسائلی همچون توسعه ناپایدار شهری، تخریب سرزمین و عدم توجه به مدیریت ریسک به جای مدیریت بحران را می‌توان به عنوان مهم‌ترین مسائل ریشه‌ای که سبب بروز و مهم‌تر از آن حادثه‌ساز شدن سیلاب در اردیبهشت ۱۴۰۳ شده‌اند، برجسته کرد. بر این اساس، ایجاد مدیریت واحد شهری از طریق اجماع و اتحادی قابل توجه بین تمام ارگان‌ها از قبیل شهرداری، مسئولان نهادهای دولتی و حکومتی و تشکلهای مدنی و مردم، برای جلوگیری از تکرار چنین روندهای مخرب، ضروری است. **واژه‌های کلیدی:** کنش جمعی، تصمیم‌گیری مشارکتی، توسعه پایدار، تخریب سرزمین، مدیریت ریسک.

اگرچه امروزه مخاطرات و رخدادهای طبیعی^۱ که خطری بالقوه برای انسان‌ها محسوب می‌شوند، بسیار به وقوع می‌پیوندند، ولی طبق تعریف دفتر جهانی کاهش ریسک بلایای طبیعی^۲ (UNDRR، ۲۰۲۲)، هنگامی که برای انسان‌ها با درجاتی از آسیب‌پذیری^۳ همراه باشند و سبب ایجاد اختلال جدی در هر جامعه‌ای با هر مقیاسی با توجه به شرایط و ظرفیت‌های آن جامعه شوند، از آن‌ها تحت عنوان بلایای طبیعی^۴ سخن به میان می‌آید. سیلاب نیز یکی از رخدادهای طبیعی است که با توجه به اثرات بسیار آن بر جوامع انسانی، یک بلای طبیعی قلمداد می‌شود؛ به‌طوری که براساس آخرین گزارش جهانی ارزیابی بلایای طبیعی (UNDRR، ۲۰۲۳)، با قرارگیری در جایگاه نخست و ۱۶۳ تکرار (۵۰ درصد از تمام بلایای طبیعی به وقوع پیوسته)، مسئول ۲۶/۱۷ درصد از مرگ‌ها، ۳۰/۹۴ درصد از تاثیرگذاری بر جمعیت‌ها و ۲۰/۷ درصد از خسارات مستقیم اقتصادی در سال ۲۰۲۲ است. درحالی که براساس برآوردها، حدود ۹۷ درصد از بلایای طبیعی که منجر به مرگ می‌شود، در کشورهای در حال توسعه که در مناطق آسیب‌پذیر واقع شده‌اند، رخ می‌دهد (Nekoei-Moghadam و همکاران، ۲۰۲۴) و قطعا سیلاب سهم قابل توجهی از این بلایای طبیعی منجر به مرگ را به خود اختصاص می‌دهد. علاوه براین، سیلاب بیشترین خسارات را در بین تمام بلایای طبیعی به جوامع انسانی وارد می‌کند (Yari و همکاران، ۲۰۱۹). از طرفی در سال‌های گذشته، فراوانی و شدت این بلای طبیعی در ایران به عنوان یکی از کشورهای در حال توسعه که دارای اقلیم‌های متفاوتی است، با روندی صعودی همراه بوده است (Fazel-Rastgar، ۲۰۲۰).

دلایل وقوع سیلاب، در پژوهش‌های زیادی بررسی شده است. برخی از این پژوهش‌ها که با تمرکز بر ایران انجام شده‌اند، دلایل وقوع سیلاب را در دو دسته عوامل طبیعی (شامل بارندگی‌های مداوم و شدید، عوامل زمین‌شناسی، درصد پوشش گیاهی و...) و عوامل انسانی (شامل افزایش جمعیت، تخریب جنگل‌ها و پوشش گیاهی، تغییرات کاربری اراضی و...) مورد بررسی قرار داده‌اند (Javadinejad، ۲۰۲۲). با این وجود، تغییر اقلیم نیز که به عنوان نماینده اصلی افزایش رخدادهای فرین^۵ همچون بارندگی‌های شدیدتر و یا خشکسالی‌های طولانی‌تر شناخته می‌شود، تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی مثل انتشار گازهای گلخانه‌ای است (Fazel-Rastgar، ۲۰۲۰). به عبارت دیگر، انسان‌ها در تشدید تغییر اقلیم به عنوان یک عامل طبیعی مسبب وقوع سیلاب نیز دخیل هستند. به

همین دلیل، باید به‌جای عبارت «تغییر اقلیم»، از «گرمایش جهانی» استفاده کرد که بیانگر اثرات مخرب انسانی است. علاوه براین‌ها، تغییرات در نحوه بروز سیلاب نیز می‌تواند تا اندازه بسیار زیادی توسط تغییرات مخرب ایجاد شده توسط انسان در سطح زمین و در نتیجه تغییر در سیستم هیدرولوژی سیلاب، کنترل شود (Scussolini و همکاران، ۲۰۲۴). به طوری که بر اساس گزارش سازمان جهانی هواشناسی^۶ (WMO، ۲۰۲۴)، سیلاب ناگهانی^۷ که تقریباً ۸۵ درصد از انواع سیلاب‌ها را با بالاترین میزان مرگ و میر به خود اختصاص می‌دهد و اغلب در مناطق کوهستانی با شیب‌های تند رخ می‌دهد، می‌تواند توسط عوامل انسانی ایجاد و در موارد بسیاری تشدید شود (Hoang و Liou، ۲۰۲۴). همچنین بارندگی کوتاه مدت بسیار شدید دلیل شروع سیلاب ناگهانی است (Brázdil و همکاران، ۲۰۲۴). به هر حال، بررسی و یافتن این دلایل وقوع سیلاب، بسیار ضروری است.

در تعریفی ساده، سیلاب به مقادیر آب فراوان همراه با سرعت زیاد گفته می‌شود که بخشی از سطح زمین را که در حالت عادی زیر آب نیست، در بر گرفته (Javadinejad، ۲۰۲۲) و خساراتی را بر موانع سر راه خویش وارد می‌کند. ازاین رو، در اهداف توسعه پایدار به طور آشکار به افزایش تاب‌آوری شهرها و سکونتگاه‌ها در برابر بلایای طبیعی (Goal ۱۱، Target ۱۱.۱) اشاره شده است (Nabiyeva و همکاران، ۲۰۲۳)؛ چراکه بسیاری از زیرساخت‌های انسانی تحت تاثیر مستقیم سیلاب است. علاوه بر این، سیلاب دستیابی به سایر اهداف توسعه پایدار را نیز تحت تاثیر قرار می‌دهد. به عنوان مثال، در مورد هدف چهارم و هدف پنجم از اهداف توسعه پایدار سازمان ملل^۸ (UN، ۲۰۱۵)، نتایج برخی پژوهش‌ها نشان داده‌اند که با توجه به تعداد بیشتر کودکان در مناطق روستایی و فقیر که بیشتر از طریق کشاورزی امرار معاش می‌کنند، تعطیلی مدارس، اختلال در حمل و نقل، آسیب به زیرساخت‌های مدارس، افزایش تقاضای کار و در پی آن جایگزینی کار کردن کودکان به جای تحصیل آن‌ها در این جوامع و همچنین اختلال در فعالیت‌های محلی (به عنوان مثال یک روستا)، مواردی هستند که در پی بروز سیلاب می‌توانند بر آموزش و برابری جنسیتی کودکان و به ویژه دختران اثر بگذارند (Khalid و همکاران، ۲۰۲۴). به همین دلیل، سرمایه‌گذاری در جهت کاهش بلایای طبیعی همچون سیلاب به جای صرف هزینه در جهت ترمیم خرابی‌های ناشی از آن، عقلانی‌تر و بسیار به صرفه‌تر است (Nekoei-Moghadam و همکاران، ۲۰۲۴). ضمن اینکه ترکیب موفقیت‌آمیز زیرساخت‌های مدیریت سیلاب در مباحث مربوط به زهکشی شهری برای توسعه

جوامع تاب‌آور، ضروری و حیاتی نیز است (Long'or Lokidor و همکاران، ۲۰۲۴)؛ به ویژه که بسیاری از تأثیرات مخرب آن بر جوامع فقیر و حاشیه‌نشین شهرها وارد می‌شود (Nadimpalli و همکاران، ۲۰۲۴؛ Khalid و همکاران، ۲۰۲۴). این امر، غیر ممکن نیست و به استدلال سازمان ملل، می‌توان بیشتر خسارات ناشی از وقوع سیلاب را از طریق سرمایه‌گذاری‌های مناسب در قبل، حین و پس از وقوع سیلاب در فعالیت‌های ایجاد آمادگی، زیرساختی و برنامه‌ریزی موثر در تغییر کاربری زمین، پیشگیری کرد و یا به شدت کاهش داد (Amitrano و همکاران، ۲۰۲۴). برخی پژوهش‌ها نشان دادند با افزایش تعداد و شدت سیلاب‌ها، خسارات اقتصادی ناشی از آن‌ها نیز به طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (Fatica و همکاران، ۲۰۲۴). علاوه بر حاشیه شهرها که جوامعی با وضعیت اقتصادی ضعیف‌تر را در خود جای داده‌اند؛ سیلاب در مناطق روستایی نیز سبب از دست رفتن محصولات کشاورزی و همچنین تخریب مزارع و در پی آن سبب افت شدید درآمد کشاورزان می‌شود (Bonou و همکاران، ۲۰۲۴). اگرچه مطالعات اشاره کرده‌اند که بودجه اختصاص داده شده برای کنترل سیلاب، ممکن است سهم زیادی از کل بودجه را به خود اختصاص دهد، ولی زمانی که خطر سیلاب تا حد قابل قبولی کاهش پیدا کند، بودجه کمتری به این موضوع اختصاص پیدا می‌کند (Ishiwata و همکاران، ۲۰۲۴). به هر حال، سرمایه‌گذاری اضافی با هدف کاهش خطر بلایای طبیعی می‌تواند به عنوان محرک رشد اقتصادی باشد. پژوهش‌هایی با هدف بررسی سیلاب از جهات گوناگون و با استفاده از رهیافتی کیفی در سطح دنیا و ایران انجام شده است. به عنوان مثال، می‌توان به پژوهش‌هایی همچون بررسی چالش‌های متعدد و درهم تنیده ناشی از سیلاب شهری در بنگالور هند (Nadimpalli و همکاران، ۲۰۲۴)، چالش‌های سلامت باروری زنان در طول سیلاب در ایران (Safajou و همکاران، ۲۰۲۴)، عوامل موثر بر تخلیه اضطراری جمعیت‌ها قبل از وقوع سیلاب برای کاهش خطرات آن در ایران (Karampourian و همکاران، ۲۰۲۴)، شکاف‌های موجود در ایران برای اجرای استراتژی‌های چارچوب سندای به عنوان مهم‌ترین رویکرد سازمان ملل برای کاهش خطر بلایای طبیعی (Nekoei-Moghadam و همکاران، ۲۰۲۴) و عوامل زمینه‌ای مسبب مرگ ناشی از سیلاب (Yari و همکاران، ۲۰۱۹) اشاره نمود. نتایج چنین پژوهش‌هایی می‌تواند به عنوان یک نقشه راه، کمک فراوانی در تصمیم‌سازی‌ها و مدیریت سیلاب داشته باشند. کلان‌شهر مشهد به عنوان دومین شهر پرجمعیت ایران و به دلیل موقعیت مذهبی مهم آن، اهمیت ویژه‌ای در سطح ملی دارد.

بنابراین، کاهش بلایای طبیعی در این شهر پیش‌زمینه‌ای اساسی برای دستیابی به اهداف توسعه پایدار است. با این وجود، تجارب به‌دست آمده از سیلاب گذشته به عنوان یک سیلاب ناگهانی در ۲۶ و ۲۹ اردیبهشت ماه سال ۱۴۰۳ در این شهر که خسارات مالی و جانی را به همراه داشت، نشان داد که شهر مشهد تا رسیدن به این پیش‌زمینه هنوز فاصله دارد. همچنین تقویت ظرفیت تاب‌آوری و به حداقل رساندن درجه آسیب‌پذیری، نیازمند درک بهتر چگونگی تغییر رفتار و انجام فعالیت‌های اقتصادی پس از وقوع بلایای طبیعی است (Fatica و همکاران، ۲۰۲۴). در این راستا، لزوم انجام پژوهش‌هایی با هدف بررسی چندجانبه سیلاب اخیر در شهر مشهد و ارائه نتایج قابل استفاده در رخدادهای بعدی غیرقابل انکار است. به همین سبب، پژوهش حاضر با تمرکز بر سیلاب حادثه‌ساز شهر مشهد، امید دارد تا نتایج آن مورد استفاده تصمیم‌سازان و مدیران قرار گیرد.

روش‌شناسی پژوهش

پژوهش حاضر بر اساس نظریه داده بنیاد به عنوان یک رهیافت کیفی پرکاربرد در علوم اجتماعی مختلف (دائی نبی و ابراهیمی، ۱۴۰۱) صورت گرفت که در آن به بررسی و تحلیل دیدگاه‌های افراد دخیل در موضوع سیلاب، از قبیل افراد متخصص، مسئولان شهری و همچنین دغدغه‌مندان محیط‌زیستی پرداخته شد. اهمیت حوادث به وقوع پیوسته و خسارات ناشی از بروز سیلاب در ۲۶ و ۲۹ اردیبهشت ماه سال ۱۴۰۳ در شهر مشهد، سبب برگزاری دو نشست مهم در پژوهشگاه نوین شهر معنوی ثامن و دانشگاه فردوسی مشهد جهت بررسی همه‌جانبه و تخصصی این رخداد طبیعی شد. از این‌رو، استفاده از این فرصت ارزشمند و شرکت در این نشست‌ها، پایه و اساس شکل‌گیری پژوهش حاضر بود. روش انجام کار در پژوهش حاضر، مشابه سایر پژوهش‌های صورت گرفته در سطح دنیا و ایران است و تفاوت اصلی آن در نحوه جمع‌آوری اطلاعات اولیه است؛ چراکه بسیاری از پژوهش‌ها، از مصاحبه‌های عمیق نیمه ساختار یافته برای جمع‌آوری اطلاعات استفاده کردند (Miri و همکاران، ۲۰۲۴؛ Yari و همکاران، ۲۰۱۹؛ کلاهی و برومند، ۱۴۰۳؛ Karampourian و همکاران، ۲۰۲۴؛ Safajou و همکاران، ۲۰۲۴) و برخی دیگر، در کنار استفاده از مصاحبه‌های عمیق نیمه ساختار یافته، از بحث‌های گروهی متمرکز نیز استفاده کردند (Nahar و همکاران، ۲۰۲۴). به هر حال، اطلاعات مورد نیاز پژوهش حاضر، از طریق شرکت در نشست‌های تخصصی که شرکت در آن‌ها برای عموم مردم آزاد بود، صورت گرفت و پژوهش مشابهی حداقل طی مرور

جمع‌آوری شده به اشباع نظری رسیدند.

در مرحله دوم، تمام صداهای ضبط شده با تمام جزئیات، عیناً مکتوب، و با رعایت موارد نگارشی و به صورت کتابی تایپ شدند. در مرحله سوم، تمام عبارات مهم و همچنین جملات کلیدی، استخراج و در قالب یک جدول قرار گرفتند. سپس تمام مطالب دارای مفاهیم و معانی مشابه، با هم ادغام و در قالب موضوعات مشخص دسته‌بندی شدند. در مرحله چهارم، تمام عبارات قرار گرفته در یک موضوع مشخص، به صورت کدهای ساده و قابل فهم بازنویسی شدند. انجام کدگذاری‌ها در سه مرحله صورت گرفت که از مرحله اول (کدهای گزینشی) شامل جزئی‌تر، کدها در زیرمجموعه یکی از کدهای مرحله قبل قرار گرفتند (شکل ۲). کدهای گزینشی شامل موضوعات کلی و بزرگی مثل عوامل ایجادکننده (شامل عوامل طبیعی و انسانی)، پیامدها و راه‌حل‌ها است که تمام موضوعات در قالب این سه کد، دسته‌بندی شدند. هر کدام از کدهای محوری شامل موضوعات محوری هستند که دامنه گسترده‌گی موضوعی آن‌ها کوچک‌تر از کدهای گزینشی است و حول محور یک موضوع خاص مثل مباحث علمی یا مدیریتی هستند. در نهایت، تمام موضوعات جزئی مطرح شده مرتبط با هریک از کدهای محوری، در یکی از دسته‌بندی‌های آن قرار گرفتند که همان کدهای باز هستند. در واقع کدهای باز، مطالب مطرح شده در نشست‌ها هستند که با دقت تمام از متون استخراج شده و در نهایت به بهترین شکل ممکن، ترکیب، خلاصه‌سازی و در نهایت به صورت کدهای ساده و مفهومی درآمدند. هدف از ارائه تعداد کدها، فقط درک بیشتر تعدد موضوعات مطرح شده است و اختصاص کدهای محوری کمتر به کدهای گزینشی و همچنین اختصاص کدهای باز کمتر به این موضوعات نیست. اما چیزی که واضح است، این است که موضوعات بیشتر مطرح شده، قطعاً سهم بیشتری از دغدغه شرکت‌کنندگان در این نشست‌ها را به خود اختصاص داده‌اند. به هر حال، تمام تلاش پژوهشگران بر این بوده تا هیچ‌یک از نظرات شخصی آن‌ها بر انجام فرآیند کدگذاری تأثیر نگذارد.



شکل ۱- مراحل انجام پژوهش حاضر با استفاده از رهیافت کیفی نظریه داده بنیاد

منابع توسط پژوهشگران این پژوهش، یافت نشد. به عبارت دیگر، پژوهش حاضر فقط بر مبنای گفت‌وگوهای انجام شده در نشست‌های تخصصی صورت گرفته است و از مصاحبه برای جمع‌آوری اطلاعات در آن استفاده نشد. بنابراین، داده‌های مورد نیاز با استفاده از ضبط تمام سخنرانی‌ها و گفتگوهای شکل گرفته در هر دو نشست، جمع‌آوری شد (شکل ۱). در ادامه و بعد از اتمام سخنرانی‌ها، از طریق پرسش و پاسخ و وجود اختلاف نظر، بحث و گفتگوی فعال و جدی بین تمام اعضا شکل گرفت. این در حالی بود که محدودیت صحبت کردن و پرسیدن سوال برای اعضای شرکت‌کننده، وجود نداشت. هر دو نشست حدوداً ۲۰۰ دقیقه به طول انجامیدند و هر کدام، شش سخنران داشتند. ترکیب سخنرانان هر دو نشست، از اعضای هیأت علمی (۷ نفر)، متخصصان و کارشناسان (۱ نفر)، مسئولان رده بالای شهرداری (۱ نفر)، مسئولان شرکت آب منطقه‌ای (۱ نفر) و مسئولان رده بالای دستگاه قضا (۱ نفر) بودند. مطالب سخنرانی‌ها در دو نشست، تا حد زیادی، با یکدیگر همخوانی داشت و از این رو، مطالب

این مرحله شامل سه موضوع اصلی عوامل ایجادکننده، پیامدها و راه‌حل‌ها می‌باشد.	کدهای گزینشی
این مرحله شامل موضوعات محوریست که در یکی از سه کد گزینشی مرحله قبل دسته‌بندی می‌شوند.	کدهای محوری
این مرحله نیز شامل موضوعات غیر قابل تفکیک است که در یکی از کدهای محوری مرحله قبل دسته‌بندی می‌شوند.	کدهای باز

شکل ۲- نحوه کدگذاری مطالب مهم استخراج‌شده از متون

یافته‌های پژوهش، در قالب سه کد گزینشی، ۱۴ کد محوری و ۶۴ کد باز تنظیم شدند. بیشترین مباحث مطرح‌شده، مربوط به کد گزینشی عوامل ایجادکننده بود که ۹ کد محوری و ۳۵ کد باز را به خود اختصاص داد. بعد از آن، بیشترین موضوعات ارائه شده، در دسته کد گزینشی راه‌حل‌ها قرار گرفتند که شامل ۳ کد محوری و ۲۴ کد باز است. در نهایت، کد گزینشی پیامدها دارای ۲ کد محوری و ۵ کد باز دسته‌بندی شد.

۱. عوامل ایجادکننده

عوامل ایجادکننده به دو گروه عوامل انسانی و عوامل طبیعی تقسیم‌بندی شدند. عوامل انسانی شامل ۸ کد محوری و ۳۰ کد باز و عوامل طبیعی شامل ۱ کد محوری و ۵ کد باز هستند. بر این اساس، عوامل انسانی نقش بیشتری در حادثه‌ساز شدن سیلاب اخیر در شهر مشهد را نسبت به عوامل طبیعی به خود اختصاص دادند. موضوعات محوری مرتبط به عوامل انسانی که سبب بروز حادثه شدند، شامل «طراحی نامناسب شهری»، «مدیریت نامناسب ترافیک»، «عدم توسعه صحیح شهری»، «عدم توجه به مسائل علمی»، «دیدگاه‌های نادرست انسانی»، «موانع قانونی»، «عوامل تشدیدکننده انسانی» و در نهایت «عوامل مدیریتی» است (شکل ۴). در مورد عوامل طبیعی نیز فقط مسئله «تغییر اقلیم» به عنوان یک موضوع محوری مطرح شد (شکل ۳).

برخی سخنرانان در نشست‌ها تاکید داشتند که اگرچه اثرگذاری تغییر اقلیم غیرقابل انکار است اما نمی‌شود مشکلات به وجود آمده را صرفاً منحصر به مسئله تغییر اقلیم کرد. به عنوان مثال، سلب توانایی ارتفاعات جنوبی مشهد در جذب آب حاصل از بارندگی به سبب پروژه کمربند جنوبی شهر، یکی از موضوعاتی بود که بسیار مورد بحث قرار گرفت و عدم توجه به مسائل علمی در آن از همه پررنگ‌تر بود. به طوری که به گفته

یکی از سخنرانان، امتیازات سودمند اجرای کمربند جنوبی، ۱۴ امتیاز در مقابل خسارات ۵۲ امتیازی آن است؛ چراکه برای اجرای آن، نزدیک به ۴ میلیون متر مکعب دامنه کوه بدون توجه به جنبه علمی و پیامدهای احتمالی تخریب شده و این مسبب ایجاد شرایط حساس در بالادست شده است.

از دیگر عوامل وقوع سیلاب که به عنوان اصلی‌ترین دلیل حادثه‌ساز شدن آن در بخش دیگری از شهر شناخته شد، دیواری (دیواری کوتاه در منطقه سیدی و از عوامل اصلی حادثه‌ساز شدن سیلاب در خیابان سپاه ۶۹) بود که سبب تشدید بیشتر یک سیلاب ناگهانی شد. بر اساس اظهار نظر سخنرانان، آب حاصل از سیلاب حدود ۴۰ دقیقه پشت دیوار تجمع پیدا کرده بود و رهاشدن آن پس از شکسته شدن دیوار، مسبب اصلی خسارات بود؛ درحالی که اگر از ابتدای این ۴۰ دقیقه آب وارد خیابان‌ها می‌شد، قدرت تخریبی سیلاب به هیچ عنوان به قدری نمی‌رسید که سبب ایجاد خسارات مالی شود چه رسد به خسارات جانی. اما در بین همه عواملی که سبب ایجاد و باقی ماندن آن دیوار و در نهایت بروز خسارت غیرقابل انتظار از سیلاب شدند، یکی از قابل توجه‌ترین عوامل عدم اخطار جامعه علمی در این مورد به مراجع قضایی بود. این مسئله ممکن است به سه دلیل رخ داده باشد؛ ۱- دلسردی جامعه علمی به دلیل عدم توجه کافی به آن‌ها به هنگام اظهارنظرهای تخصصی و کارشناسی در رابطه با مسائل شهری و بسیاری از مسائل مهم دیگر، ۲- عدم انتظار جامعه علمی از اینکه وجود این دیوار چقدر می‌توانسته سبب ایجاد مشکلات متعدد شود و ۳- عدم توجه کافی و وافی جامعه علمی به مسائل شهری و اتفاقاتی که در آن رخ می‌دهد. هر کدام از این سه مورد که سبب شده تا هیچ‌یک از افراد علمی متخصص در مورد عواقب این دیوار به مراجع قضایی اطلاع‌رسانی نکنند، بسیار نگران‌کننده است و باید مورد بررسی و پژوهش قرار بگیرد.



شکل ۳- یافته‌های مربوط به موضوعات مطرح شده در رابطه با عوامل طبیعی بروز سیلاب



شکل ۴- موضوعات مطرح شده مربوط به عوامل انسانی حادثه‌ساز شدن سیلاب در شهر مشهد



شکل ۵- میزان نقش موضوعات محوری در رابطه با عوامل ایجادکننده با توجه به تعداد کدهای باز هر کدام آنها

خسارت ناشی از دست دادن حجم قابل توجهی از آب است که توسط سیلاب آورده می‌شود. در سیلاب مورد مطالعه، نه تنها از آب قابل توجه آورده شده توسط آن استفاده نشد، بلکه خسارات قابل توجهی از آن نیز متوجه شهر مشهد شد. براساس گفته یکی از سخنرانان، سیلابی که برای شهر مشهد تخریب به همراه داشت، پس از مدت کوتاهی و کاهش قدرت تخریبی‌اش وارد مرزهای ترکمنستان شده و مورد استفاده این منطقه قرار گرفته است. طبق اظهار نظر یکی دیگر از سخنرانان، می‌توان این حجم قابل توجه آب را ذخیره و سپس برای امور مختلف مثل کشاورزی استفاده کرد. از آنجا که بیشترین کسری مخزن آب‌های زیرزمینی کشور متعلق به استان خراسان رضوی است، این موضوع مخصوصاً در مناطق خشک و نیمه‌خشکی مثل شهرستان مشهد و یا وسیع‌تر در سطح استان، هم از لحاظ اقتصادی و هم از لحاظ مدیریت منابع آبی، بسیار حائز اهمیت است.

۳. راه‌حل‌ها

راه‌حل‌های جلوگیری از وقوع سیلاب، در سه کد محوری تغییر در نگرش مدیریتی، افزایش آمادگی مردم و رفع مشکلات کنونی، دسته‌بندی شدند که به ترتیب ۱۴، ۲ و ۸ کد باز را به خود اختصاص دادند. با توجه به اختصاص یافتن بیشترین موضوعات به عوامل مدیریتی مسبب سیلاب و نیاز به تغییر نگرش مثبت، طبیعی است که بیشترین راه‌حل‌های ارائه شده نیز مربوط به مسائل مدیریتی باشد. طبق شکل (۷) مجموعه کدهای باز موضوعات مدیریتی می‌توانند به عنوان یک نقشه راه در ایجاد ساختار مدیریتی جدید و قابل قبول، بسیار کمک‌کننده باشند.

براساس تعداد کدهای باز که هر کدام از کدها محوری به خود اختصاص دادند، بیشترین موضوعات محوری عنوان‌شده، ناشی از عوامل مدیریتی بوده است. بعد از عوامل مدیریتی، عدم توجه به مسائل علمی و مسئله تغییر اقلیم، به ترتیب بیشترین موضوعات مطرح‌شده را به خود اختصاص دادند (شکل ۵).

۲. پیامدها

پیامدهای حاصل از وقوع سیلاب در دو کد محوری خسارات محسوس (با سه کد باز) و خسارات نامحسوس (با دو کد باز) دسته‌بندی شدند (شکل ۶). در اکثر مواقع تمام آن چیزی که از اثرات سیلاب توجه‌ها را به خود جلب می‌کند، خسارات ملموسی است که به چشم دیده می‌شوند، درحالی‌که خسارات نامحسوس ناشی از وقوع سیلاب نیز می‌توانند اثرات قابل توجه و حتی جبران‌ناپذیری را بر روی افراد متأثر از این بلای طبیعی، بگذارند. به عنوان مثال می‌توان به اثرات روحی و روانی پس از وقوع حادثه و از دست دادن سرمایه‌های مالی و همچنین جانی اشاره کرد که بسیار دردناک است و می‌تواند تا مدت‌ها آن‌ها را تحت تاثیر خود قرار دهد. علاوه بر موارد بیان شده فرار سرمایه‌گذاری‌ها از مناطق تحت تاثیر سیلاب، می‌تواند معیشت و زندگی مردم را متأثر کند. با توجه به مطالب بیان‌شده در سخنرانی‌ها در مورد حاشیه شهر به عنوان اولین مکان تحت تاثیر رواناب حاصل از سیلاب، اهمیت پیامدها بیشتر می‌شود؛ چراکه محله‌های فقیرنشین در حاشیه شهر قرار گرفته‌اند و بخش قابل توجهی از مردم با وضعیت نه چندان مناسب معیشتی و رفاه در خط مقدم خطر سیلاب قرار دارند. مطلب جالب توجه و مهمی دیگری که در نشست‌ها مطرح شد،



شکل ۶- یافته‌های مرتبط با پیامدهای بروز حادثه سیلاب

مسئله‌ای است که تعیین‌کننده شدت خطر بلایای طبیعی است. عدم درک صحیح از اصول توسعه پایدار در نگاه شهری و یا عدم کاربرد آن‌ها، بهترین توجیه برای شرایط کنونی است که طی آن، سیلابی به دلایل انسانی سبب وقوع خسارات مالی و جانی در شهری مهم و استراتژیک همچون مشهد شده است. در توصیفی بسیار ساده، توسعه پایدار به عنوان بالاترین سطح دستاوردهای علمی و عملی، به توسعه‌ای گفته می‌شود که در آن بین توسعه اجتماعی، توسعه اقتصادی و همچنین حفاظت از محیط‌زیست تعادل وجود داشته باشد (Ogryzek, ۲۰۲۳). البته بسیار مهم است که به توسعه بیشتر جامعه بر اساس ارزش‌هایی که به راحتی قابل لمس نیستند به جای توسعه سریع اقتصادی تمرکز شود؛ به طوری که ضمن کمک به رفاه جامعه، اکوسیستم‌های طبیعی به عنوان مهم‌ترین دارایی طبیعی تخریب نشوند. در واقع، تمرکز یک شهر پایدار باید بر اساس معیارهای اجتماعی و محیط‌زیستی باشد (Niemets و همکاران، ۲۰۲۱). اما متأسفانه بسیاری از عوامل انسانی مهم مسبب وقوع سیلاب در شهر مشهد، در پی توسعه نادرست و غیرقابل قبول از منظر علم صورت گرفته‌اند. بارزترین مثال آن، احداث بخشی از کمربندی در جنوب شهر مشهد بدون انجام مطالعات محیط‌زیستی است که در آن، عدم توجه به زیستگاه‌های طبیعی، بستر زیست حیات وحش و چرخه‌های اکولوژیکی و نیز عدم انجام این مطالعات قبل از احداث این پروژه، سبب صرف هزینه زیاد و در عین حال فواید کم و حتی ضررهای اقتصادی ناشی از بروز سیلاب شده است. به هر حال، مطالعات نشان دادند که اگرچه که مفهوم شهر هوشمند با اینترنت، محاسبات ابری، بی‌سیم و موارد مشابه شناخته می‌شود، اما مفهوم پایداری نیز در کنار آن‌ها در یک شهر هوشمند حتماً باید وجود داشته باشد (Blasi و همکاران، ۲۰۲۲).

کد باز «استفاده از ظرفیت علمی دانشگاه و...»، در دسته کد محوری تغییر نگرش مدیریتی، اهمیت بیشتری دارد. زیرا کد محوری «عدم توجه به مسائل علمی» در عوامل انسانی ایجاد کننده سیلاب که شش کد باز دارد، دغدغه بزرگ‌تر برخی از شرکت‌کنندگان بود و تنها راه‌حل پیشنهادی، فقط استفاده از ظرفیت علمی جمعی دانشگاه‌ها و متخصصان بود. آن‌ها بیان می‌کنند که اگر در مسائل مدیریتی شهر در سطح کلان و خرد و امور اجرایی، توجه بیشتری به نظر تخصصی دانشگاهیان و جامعه علمی صورت می‌گرفت، بسیاری از مشکلات به وجود آمده حاصل از سیلاب حداقل نه به اندازه‌ای که در سیلاب اخیر خطرآفرین شدند، به وقوع نمی‌پیوستند.

با توجه به گفتگوها، نمی‌شود با استناد به دوره بازگشت که پس از بروز سیلاب اخیر برخی منابع از دوره بازگشت ۲۰۰ ساله سخن به میان آوردند، از مسئولین سلب مسئولیت کرد و دیگر برای چنین بارشی در آینده نزدیک انتظار نکشید؛ چراکه ممکن است حتی در آینده بسیار نزدیک‌تر مثل سال آینده نیز این اتفاق حتی با شرایط بدتری رخ دهد. بنابراین و با توجه به عدم امکان پیش‌بینی دقیق از وقوع بلایای طبیعی در آینده به دلیل تغییر اقلیم، باید هرچه زودتر آمادگی لازم برای مقابله با سیلاب ایجاد شود.

بحث و نتیجه‌گیری

پژوهش حاضر با بررسی چندجانبه و با بهره‌گیری از رهیافت کیفی، بر نقش اصلی عوامل انسانی در علل وقوع و مخصوصاً حادثه‌ساز شدن سیلاب اخیر در شهر مشهد تأکید نموده است. اگر چه شهر به عنوان اجتماع زندگی انسان‌ها در یک اکوسیستم طبیعی، همیشه در معرض بلایای طبیعی است، اما نحوه بهره‌گیری انسان‌ها از طبیعت اطراف خودشان، مهم‌ترین



شکل ۷- موضوعات مطرح شده به عنوان راه حل های جلوگیری از وقوع و حادثه ساز شدن سیلاب

مسئله مهم دیگری که وجود دارد، ارتباط سیلاب و بیابان‌زایی است. طبق تعریف کنوانسیون مقابله با بیابان‌زایی^۱، بیابان‌زایی به تخریب سرزمین در مناطق خشک، نیمه‌خشک و خشک جنب مرطوب در نتیجه تغییر اقلیم و فعالیت‌های انسانی گفته می‌شود. مطابق این تعریف بسیاری از عوامل انسانی مسبب وقوع سیلاب در شهر مشهد به عنوان منطقه‌ای نیمه‌خشک، مصداق بارز تخریب سرزمین است. همچنین تخریب ناشی از سیلاب نیز به عنوان یکی از پیامدهای تغییر اقلیم، می‌تواند سبب تخریب سرزمین شود. بنابراین، تخریب سرزمین ناشی از فعالیت‌های انسانی و تخریب سرزمین ناشی از سیلاب می‌توانند همانند یک چرخه هم‌افزایی، یکدیگر را تقویت و سبب تسریع فرآیندهای بیابان‌زایی شوند. در این راستا، برخی پژوهش‌ها به احتمال تقویت اثرات سیلاب در نتیجه هم‌افزایی تغییر اقلیم و تغییر کاربری سرزمین به عنوان یکی از مصادیق تخریب سرزمین اشاره کرده‌اند (Nguyen و همکاران، ۲۰۲۴). به عنوان مثال، تخریب پوشش گیاهی توسط انسان‌ها سبب وقوع و یا تشدید سیلاب می‌شود و ایجاد سیلاب‌های شدیدتر منجر به فرسایش خاک که باز مصداق تخریب سرزمین است، می‌شود (Pouyan و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین، عدم توجه به مسئله تخریب سرزمین و بیابان‌زایی در شهر مشهد طی چندین سال گذشته، شرایط مساعدی را برای تشدید و یا حتی ایجاد سیلاب فراهم کرده است.

اگرچه اشتباهات انسانی طی سال‌های گذشته زمینه‌ساز وقوع سیلاب و یا تشدید آن شده‌اند، اما به سرعت نمی‌شود آن‌ها را جبران کرد و برای جبران آن‌ها نیاز به زمانی طولانی است. از طرفی مطابق نتایج پژوهش حاضر، انتظار وقوع چنین سیلابی که مسبب خسارات مالی و جانی باشد، به هیچ وجه نمی‌رفت. از این رو، با توجه به افزایش شدت و فراوانی سیلاب‌ها در نتیجه روند تغییر اقلیم و افزایش شهرنشینی (Nguyen و همکاران، ۲۰۲۴)، خطرات سیل در حال پیچیده‌تر شدن هستند و چون نحوه برخورد با چالش‌های پیچیده نیازمند رویکردی جامع و مشارکتی است، باید بر روی پژوهش‌هایی که مدیریت ریسک سیلاب را امکان‌پذیر می‌سازند، تمرکز کرد (Awah و همکاران، ۲۰۲۴). در این راستا، یکی از دلایل کلیدی کاهش میانگین سالانه تعداد افراد کشته شده در دنیا توسط سیلاب، به بهبود شیوه‌های مدیریت ریسک سیلاب طی سال‌های گذشته ارتباط داده می‌شود (Jonkman و همکاران، ۲۰۲۴). با وجود اینکه پژوهش‌ها به مدیریت ریسک اشاره دارند ولی آنچه که در مورد مواجهه با خطرات در ایران از آن صحبت می‌شود مدیریت بحران، یعنی چاره‌اندیشی بعد از وقوع حادثه است. حتی در

برنامه هفتم توسعه کشور نیز هیچ برنامه‌ای برای پیش‌برد مدیریت ریسک، یعنی چاره‌اندیشی قبل از وقوع حادثه ارائه نشده است. بنابراین، با توجه به اینکه برنامه‌ریزی برای واکنش در مقابل بلایای طبیعی و بازگشت به حالت اولیه، باید قبل از وقوع بلایای طبیعی با هدف کاهش خطر آن‌ها در اقدامات توسعه‌ای و افزایش مقاومت و تاب‌آوری جامعه اتفاق افتد (Nekoei-Moghadam و همکاران، ۲۰۲۴)، بهتر است به جای مدیریت بحران، روی مدیریت ریسک سرمایه‌گذاری شود.

امروزه تغییر اقلیم، به عنوان عامل اصلی افزایش شدت و فراوانی بلایای طبیعی همچون سیلاب، در تمام دنیا اثرگذار است. با وجود اینکه شدت اثرگذاری آن در هر جایی ممکن است متفاوت باشد اما نحوه مقابله جوامع با سیلاب می‌تواند نشان‌دهنده قدرت مدیریتی آن جامعه در کنترل عوامل انسانی باشد. طبق نتایج این پژوهش، پیوستگی کدهای باز اختصاص یافته به موضوع تغییر اقلیم به همدیگر، به صورت زنجیره‌ای از رویدادها است که هر کدام باعث ایجاد دیگری می‌شود. ابتدای این زنجیره، گرمایش جهانی و در پی آن افزایش دمای کره زمین است. موضوع بسیار مهمی که در رابطه با عوامل طبیعی و عوامل انسانی وجود دارد، بحث کنترل و مدیریت آن‌ها است. چراکه عوامل طبیعی خصوصاً مسئله تغییر اقلیم، باوجود تاثیر گرفتن از فعالیت‌های انسانی که سبب تشدید آن‌ها شده است، مانند عوامل انسانی قابل کنترل نیستند. به نوعی، جلوگیری از آن‌ها حداقل از عهده یک شهر یا کشور خارج است. حتی اگر تمام کشورها با اتحاد هم‌قادر به انجام فعالیت‌های کاهش‌ی باشند که چنین اتحادی، غیرممکن است، باز هم چون تغییر اقلیم جز پدیده‌های بسیار بدخیم است، این اتحاد اثرگذاری بسیار کمی خواهد داشت؛ و این بسیار نگران‌کننده هم است.

باید این مهم را در نظر گرفت که همه انسان‌ها مهمان طبیعت هستند و همان‌طور که در نهایت سخاوت، مادرانه از آن‌ها میزبانی می‌کند، ولی در پی بی‌احترامی‌ها و پایمال شدن حقوقش، می‌تواند به هر قیمتی از حق خود دفاع کند. برای همین، اگر اخلاق محیط‌زیستی، عدالت محیط‌زیستی و حقوق زمین در نظر گرفته نشود، زمین به مادری نامهربان تبدیل می‌شود. نتایج این پژوهش تایید می‌کند که انسان‌ها در موارد بسیاری، حقوق طبیعت را پایمال کرده‌اند. اساساً همین بی‌توجهی به طبیعت، دلیل آسیب مالی و جانی به آن‌ها شده است. از این رو، بهتر است نسل بشر هرچه زودتر به فکر نگرش و رفتار محیط‌زیستی خودش باشد و ضمن اصلاح اشتباهات گذشته، رویکرد فلسفه محیط زیست^۱ و ارزش‌گذاری مجدد

- Amitrano, D., Di Martino, G., Di Simone, A., & Imperatore, P. (2024). Flood detection with SAR: A review of techniques and datasets. *Remote Sensing*, 16(4), 656. <https://doi.org/10.3390/rs16040656>
- Awah, L. S., Belle, J. A., Nyam, Y. S., & Orimoloye, I. R. (2024). A Systematic Analysis of Systems Approach and Flood Risk Management Research: Trends, Gaps, and Opportunities. *International Journal of Disaster Risk Science*, 15(1), 45-57. <https://doi.org/10.1007/s13753-024-00544-y>
- Blasi, S., Ganzaroli, A., & De Noni, I. (2022). Smartening sustainable development in cities: Strengthening the theoretical linkage between smart cities and SDGs. *Sustainable Cities and Society*, 80, 103793. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103793>
- Bonou, A., Zafar, S., & Ammara, S. (2024). Floods, Poverty, and Happiness of Rural Farmers in Northern Benin. *Economies*, 12(3), 52. <https://doi.org/10.3390/economies12030052>
- Brázdil, R., Faturová, D., Šulc Michalková, M., Řehoř, J., Caletka, M., & Zahradníček, P. (2024). Spatiotemporal variability of flash floods and their human impacts in the Czech Republic during the 2001–2023 period. *EGU sphere*, 2024, 1-33. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-1467>
- Fatica, S., Kátay, G., & Rancan, M. (2024). Floods and firms: vulnerabilities and resilience to natural disasters in Europe. European Commission, Joint Research Centre. SSRN. 4796097 <https://doi.org/10.2139/ssrn.4796097>
- Fazel-Rastgar, F. (2020). Extreme weather events related to climate change: widespread flooding in Iran, March–April 2019. *SN Applied Sciences*, 2(12), 2166. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03964-9>
- Hoang, D.-V., & Liou, Y.-A. (2024). Assessing the influence of human activities on flash flood susceptibility in mountainous regions of Vietnam. *Ecological Indicators*, 158, 111417. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111417>
- Ishiwata, H., Sakamoto, M., Ikeda, M., & Anbumozhi, V. (2024). Quantitative analysis of optimal investment scale and timing for flood control measures by multi-regional economic growth model: Case studies in Viet Nam. *Economic Research Institute for ASEAN and East Asia*. Jakarta, Indonesia.
- Javadinejad, S. (2022). Causes and consequences of floods: flash floods, urban floods, river floods and coastal floods. *Resources Environment and Information Engineering*, 4(1), 173-183. <https://doi.org/10.25082/REIE.2022.01.002>

اخلاق جهان‌وطنی از دیدگاه بوم‌محوری" را در پیش گیرد (McDonald, ۲۰۱۴). این امر با توجه به تجربه، درک و دانش امروزی در رابطه با بلایای طبیعی، غیر ممکن نیست و فقط نیازمند یک اجماع و اتحاد بین تمام آحاد جامعه از قبیل تمام ارگان‌ها و مردم است. علاوه براین، توجه به رویکردهای توسعه پایدار در یک شهر به عنوان مهم‌ترین اجتماع انسانی، می‌تواند در دستیابی به تمام اهداف هفده‌گانه توسعه پایدار به طور موثر ایفای نقش کند (Blasi و همکاران، ۲۰۲۲). بنابراین، برای رسیدن به این هدف پیشنهاد می‌شود تا نشست‌های تخصصی با حضور تصمیم‌گیرندگان، جامعه علمی و مدنی و افراد تحت تاثیر و دغدغه‌مند برای بررسی اولیه موضوعات مهم شهری، تبادل نظر و اولویت‌بندی مشکلات صورت بگیرد. در جلسات تصمیم‌گیری شهری، تصمیمات باید مبنای علمی کل‌نگرانه داشته باشند. به حاشیه شهر که آسیب‌پذیری بیشتری دارد، به اندازه سایر مناطق مهم مرکز شهر توجه شود. در نهایت، از تجربه سایر نقاط دنیا در جلوگیری از وقوع سیلاب استفاده شود.

پی‌نوشت‌ها

1. Hazards
2. United Nations Office for Disaster Risk Reduction
3. Vulnerability
4. Disaster
5. Extreme
6. World Meteorological Organization
7. flash-floods
8. United Nations Sustainable Development Goals
9. United Nations Convention to Combat Desertification
10. Environmental Philosophy
11. A Revaluation of Cosmopolitan Ethics from an Ecocentric Standpoint

منابع

- دائی نی، میلاد، و ابراهیمی، مهدی. (۱۴۰۰). تحلیل تطبیقی رویکردهای نظریه داده بنیاد. فصلنامه علمی تخصصی فرصت، ۵(۲۰۲۱۴۰۱)، ۸۷-۱۱۳. https://forsatsj.ut.ac.ir/article_867_80_1778284132a21b6297a47d620394c29e.pdf
- کلاهی، مهدی، و برومند، امیرعلی. (۱۴۰۳). ریشه‌یابی علل حاشیه‌ای شدن ارائه درس شناخت محیط زیست در آموزش عالی ایران. فصلنامه علمی آموزش محیط زیست و توسعه پایدار، ۱۲(۳)، ۲۸-۹. <https://doi.org/10.30473/ee.2023.65087.2557>

- Jonkman, S. N., Curran, A., & Bouwer, L. M. (2024). Floods have become less deadly: an analysis of global flood fatalities 1975–2022. *Natural Hazards*, 120(7), 6327–6342. <https://doi.org/10.1007/s11069-024-06444-0>
- Karampourian, A., Ahmadi, C., & Samarghandi, M. R. (2024). Explaining Factors Affecting Flood Evacuation From the Point of View of Stakeholders: A Content Analysis Study [Research]. *Health in emergencies and disasters quarterly*, 9(2), 115–124. <https://doi.org/10.32598/hdq.9.2.494.4>
- Khalid, N., Behrman, J., Hannum, E., & Thapa, A. (2024). Floods and Children's Education in Rural India. *RSF: The Russell Sage Foundation Journal of the Social Sciences*, 10(1), 230–254. <https://doi.org/10.7758/RSF.2024.10.1.10>
- Long'or Lokidor, P., Taka, M., Lashford, C., & Charlesworth, S. (2024). Nature-based solutions for sustainable flood management in East Africa. *Journal of Flood Risk Management*, 17(1), e12954. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12954>
- Miri, J., Atighechian, G., Seyedin, H., & Raeisi, A. R. (2024). Post-Disaster Damage and Loss Assessment in the Iranian Healthcare Sector: A qualitative study. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4488913/v1>
- McDonald, H. P. (2014). *Environmental philosophy: a revaluation of cosmopolitan ethics from an ecocentric standpoint*. Vol. 273. Rodopi. Amsterdam, Netherlands.
- Nahar, K., Tajuddin, N. A., & Sulaiman, S. (2024). Obstacles to Women's Adaptation and Capacity- Development in Flood-Affected Areas of Bangladesh: A Qualitative Study. *Malaysian Journal of Social Sciences and Humanities (MJSSH)*, 9(4), e002794. <https://doi.org/10.47405/mjssh.v9i4.2794>
- Nabyeva, G. N., Wheeler, S. M., London, J. K., & Brazil, N. (2023). Implementation of sustainable development goal 11 (sustainable cities and communities): initial good practices data. *Sustainability*, 15(20), 14810. <https://doi.org/10.3390/su152014810>
- Nadimpalli, S., Mathew, S., & Cheranda, T. M. (2024). (Re) envisioning inclusive futures: Applying narrative foresight to deconstruct the problem of urban flooding in the slums of Bengaluru, India. *Development Policy Review*, e12786. <https://doi.org/10.1111/dpr.12786>
- Nekoei-Moghadam, M., Moradi, S. M., & Tavan, A. (2024). How can the Sendai framework be implemented for disaster risk reduction and sustainable development? A qualitative study in Iran. *Globalization and health*, 20(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s12992-024-01028-w>
- Nguyen, H. D., Nguyen, Q.-H., Dang, D. K., Van, C. P., Truong, Q. H., Pham, S. D., Bui, Q.-T., & Petrisor, A.-I. (2024). A novel flood risk management approach based on future climate and land use change scenarios. *Science of The Total Environment*, 921, 171204. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171204>
- Niemets, K., Kravchenko, K., Kandyba, Y., Kobylín, P., & Morar, C. (2021). World cities in terms of the sustainable development concept. *Geography and Sustainability*, 2(4), 304–311. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geosus.2021.12.003>
- Ogryzek, M. (2023). The Sustainable Development Paradigm. *Geomatics and Environmental Engineering*, 17(1), 5–18. doi: [10.7494/geom.2023.17.1.5](https://doi.org/10.7494/geom.2023.17.1.5)
- Pouyan, S., Pourghasemi, H. R., Bordbar, M., Rahmadian, S., & Clague, J. J. (2021). A multi-hazard map-based flooding, gully erosion, forest fires, and earthquakes in Iran. *Scientific reports*, 11(1), 14889. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94266-6>
- Safajou, F., Nahidi, F., & Ahmadi, F. (2024). Reproductive health challenges during a flood: A qualitative study. *Nursing Open*, 11(1), e2044. <https://doi.org/10.1002/nop2.2044>
- Scussolini, P., Luu, L. N., Philip, S., Berghuijs, W. R., Eilander, D., Aerts, J. C., Kew, S. F., van Oldenborgh, G. J., Toonen, W. H., & Volkholz, J. (2024). Challenges in the attribution of river flood events. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 15(3), e874. <https://doi.org/10.1002/wcc.874>
- UNDRR (2022). *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction 2022: Our World at Risk: Transforming Governance for a Resilient Future*. UN. <https://www.undrr.org/gar/gar2022-our-world-risk-gar#container-downloads>. August 11, 2024
- UNDRR (2023). *2022 Global Natural Disaster Assessment Report*. <https://www.preventionweb.net/publication/2022-global-natural-disaster-assessment-report>. August 11, 2024
- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development (A/RES/70/1)*. Retrieved from <https://sdgs.un.org/goals>. August 11, 2024
- WMO. (2024). *Floods*. <https://wmo.int/about-us/world-meteorological-day/wmd-2020/floods>. August 11, 2024
- Yari, A., Ardalan, A., Ostadtaghizadeh, A., Zarezaadeh, Y., Boubakran, M. S., Bidarpoor, F., & Rahimiforoushani, A. (2019). Underlying factors affecting death due to flood in Iran: A qualitative content analysis. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 40, 101258. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2019.101258>

Article Type

Review Article

مروری

نوع مقاله

The Necessity of Creating a Comprehensive Framework for Drought Risk Management

ضرورت ایجاد یک چارچوب جامع به منظور مدیریت ریسک خشکسالی

S. Attaran^{1*}, M. Abdollahpour^{2*}

سارا عطاران^{۱*}، مسعود عبدالله پور^{۲*}

1-Researcher, Water and Environment Research Institute, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

۱- پژوهشگر پژوهشکده آب و محیط زیست، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

Corresponding Author Email: sara.attaran95@gmail.com

رایانامه نویسنده مسئول: sara.attaran95@gmail.com

Received ➤ 07-08-2024
Revised ➤ 08-10-2024
Accepted ➤ 02-11-2024
Available Online ➤ 21-06-2025

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۵/۱۷
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۷/۱۷
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۰۸/۱۲
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

Abstract

چکیده

Drought has been one of the most damaging natural phenomena in the past decades. On the other hand, due to the complex and creeping nature of drought, it is almost impossible to determine a specific start and end time for it. Dry and wet periods are visible and expected in all climates and in all seasons of the year, but sometimes a dry period leads to a drought and it affects humans (in various aspects), therefore, while every dry period cannot mark the onset of drought, it is important to note that not every wet period signifies the end of a drought period. In this study, the concept of drought and dry spell has been clearly expressed and the effect of these phenomena on humans has been discussed. To address the complexities of drought, a ten-step framework for risk management has been developed. This guideline addresses the complexities of this phenomenon and its various aspects, and provides a methodology for drought planning and management.

Keywords: Drought, Dry Spell, Drought Risk Management, 10-Step Framework.

خشکسالی یکی از خسارت‌بارترین پدیده‌های طبیعی در دهه‌های گذشته بوده است. از طرفی با توجه به ماهیت پیچیده و خزنده خشکسالی تعیین زمان آغاز و پایان مشخص برای آن تقریباً غیر ممکن است. دوره‌های خشک و تر در تمام اقلیم‌ها و در تمام فصول سال قابل مشاهده و مورد انتظار هستند؛ اما تنها گاهی یک دوره خشک منجر به خشکسالی می‌شود و انسان را (از جنبه‌های گوناگون) تحت تأثیر قرار می‌دهد، بنابراین نه تنها نمی‌توان گفت که هر دوره خشکی آغاز خشکسالی است بلکه هر دوره تر نیز پایان یک خشکسالی نیست. در این مطالعه سعی شده تا مفهوم خشکسالی (Drought) و خشک‌دوره (Dry Spell) به روشنی بیان شود و تأثیر آن‌ها بر انسان مورد بحث قرار گیرد. از طرفی باتوجه به پیچیدگی‌های این پدیده طبیعی یک چارچوب ۱۰ مرحله‌ای برای مدیریت ریسک خشکسالی تبیین شده است. این دستورالعمل پیچیدگی‌های این پدیده و جنبه‌های مختلف آن را مورد توجه قرار می‌دهد و یک روش برای برنامه‌ریزی و مدیریت خشکسالی ارائه می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: خشکسالی، خشک‌دوره، مدیریت ریسک خشکسالی، چارچوب ۱۰ مرحله‌ای.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Attaran, S. & Abdollahpour, M. (2025). The Necessity of Creating a Comprehensive Framework for Drought Risk Management. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 94-107. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2408-1352>

به‌طور کلی خشکسالی^۱ به دوره خاصی گفته می‌شود که در آن سطوح متغیرهای هیدرولوژیکی از جمله رواناب، رطوبت خاک و بارندگی کمتر از میانگین سطوح آن متغیرها در یک منطقه باشد، اما این پدیده فاقد یک تعریف مورد توافق جهانی در میان دانشمندان است (Xu و همکاران، ۲۰۱۵؛ Logar و Van den Bergh، ۲۰۱۳). بیش از ۱۰ میلیون نفر به دلیل خشکسالی‌های بزرگ در قرن گذشته جان خود را از دست دادند که باعث صدها میلیارد دلار خسارت اقتصادی در سراسر جهان شد و این تعداد در حال افزایش است. در طول قرن گذشته، قاره آسیا بیشترین تعداد جمعیت انسانی را در معرض تأثیرات مخرب خشکسالی‌های شدید قرار داده است، به‌طوری‌که از نظر آماری بیش از نیمی از قربانیان جهانی این پدیده طبیعی در این منطقه سکونت داشته‌اند. خشکسالی عامل اصلی نوسانات عملکرد و کاهش محصول است که می‌تواند منجر به خسارات مالی قابل توجهی شود (Bucheli و همکاران، ۲۰۲۱). درصد گیاهان تحت تأثیر خشکسالی در ۴۰ سال گذشته بیش از دو برابر شده است، به‌طوری‌که سالانه حدود ۱۲ میلیون هکتار زمین به دلیل خشکسالی در سراسر جهان از دست می‌رود (Agency، ۲۰۱۷). میزان فتوسنتز در اروپا در طول خشکسالی تابستان ۲۰۰۳، ۳۰ درصد کاهش یافت که منجر به انتشار ۰/۵ گیگاتن کربن خالص شد (Schuldt و همکاران، ۲۰۲۰). همچنین انتظار می‌رود تغییرات آب و هوایی خطر خشکسالی را در بسیاری از مناطق آسیب‌پذیر جهان، به‌ویژه مناطقی که رشد سریع جمعیت را تجربه می‌کنند، جمعیت‌های آسیب‌پذیر دارند و با چالش‌های امنیت غذایی مواجه هستند، افزایش دهد. اگر افزایش گرمایش زمین تا سال ۲۱۰۰ به ۳ درجه سانتیگراد برسد، تلفات خشکسالی می‌تواند پنج برابر بیشتر از امروز باشد (Cammalleri و همکاران، ۲۰۲۰). بنابراین انتظار می‌رود در چند دهه آینده، شدت و فراوانی خشکسالی در مقیاس جهانی به دلایل متعددی از جمله تغییرات اقلیمی ناشی از فعالیت‌های انسانی، مدیریت ناپایدار منابع آب و تشدید پدیده‌های طبیعی مانند النینو به طور چشمگیری افزایش یابد. بر اساس گزارش هیئت بین‌الدولی تغییرات اقلیمی (IPCC، ۲۰۲۲) افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای منجر به گرمایش جهانی و تغییر الگوهای بارش شده که احتمال وقوع خشکسالی‌های شدید و طولانی‌مدت را در بسیاری از مناطق جهان، به ویژه خاورمیانه، جنوب آسیا و جنوب غربی آمریکا، افزایش داده است.

Smirnov و همکاران (۲۰۱۶) بیان کردند ۱۲۹ کشور به دلیل

تغییرات آب و هوایی، ۲۳ کشور عمدتاً به دلیل رشد جمعیت و ۳۸ کشور عمدتاً به دلیل تغییر اقلیم و رشد جمعیت، افزایش چالش‌های مواجهه با خشکسالی را تجربه می‌کنند. باتوجه به این آمار، خشکسالی پس از سیل دومین فاجعه خسارت ساز اعلام شده است. بانک جهانی تخمین می‌زند که تا سال ۲۰۵۰، در سراسر جهان ۲۱۶ میلیون نفر، عمدتاً به دلیل خشکسالی، همراه با عوامل دیگری مانند کمبود آب، کاهش بهره‌وری محصولات کشاورزی، افزایش سطح آب دریا و افزایش جمعیت، مجبور به مهاجرت خواهند شد (Tsegai و همکاران، ۲۰۲۲). اثرات مخرب خشکسالی بسیار فراتر از مناطق خشک زمین است. تعداد خشکسالی در تمام قاره‌ها افزایش می‌یابد و هر رخداد شدیدتر می‌شود و نشانه آن دنیایی است که در آن آب شیرین و خاک حاصلخیز به‌طور فزاینده‌ای کمیاب می‌شود. در موارد شدید، خشکسالی باعث قحطی، مهاجرت اجباری و حتی جنگ می‌شود. مرگ و میر مربوط به خشکسالی حدود ۶۰ درصد از کل مرگ و میر ناشی از حوادث شدید آب و هوایی است، درحالی‌که خشکسالی تنها ۱۵ درصد از بلایای طبیعی را تشکیل می‌دهد. تعداد وقایع خشکسالی در منابع مختلف، در سراسر جهان، اعداد متفاوتی اعلام شده است. ۵۲ خشکسالی عظیم در سال‌های ۱۹۵۱-۲۰۱۶ رخ داد که آمازون، جنوب آمریکای جنوبی، منطقه مدیترانه، بیشتر آفریقا و بخش‌هایی از آسیا بیشترین شدت آن را تجربه کردند. همچنین پژوهش‌های زیادی اعلام کرده‌اند که وقایع خشکسالی در ایران شدت یافته است (لطفی نسب اصل و همکاران، ۱۴۰۲). Safarianzengir و همکاران (۲۰۲۲) بیان کردند شدت و فراوانی خشکسالی در ایران در سال‌های اخیر افزایش یافته است و بیشترین شدت خشکسالی ماهانه با ۵/۶۵ درصد در اردیبهشت ماه سال ۱۳۷۹ بوده است.

خشکسالی در ابتدا بر اساس جنبه‌های فیزیکی آن دسته‌بندی شد، مانند خشکسالی هواشناسی که در منابع، عمدتاً به صورت کمبود طولانی مدت بارش بیان شده است (Trenberth، ۲۰۰۵)، خشکسالی کشاورزی برای متخصصان کشاورزی، زمانی است که رطوبت خاک برای گیاهان به سطحی کاهش می‌یابد که بر عملکرد محصول و سودآوری کشاورزی تأثیر منفی می‌گذارد (Mannocchi و همکاران، ۲۰۰۴). خشکسالی هیدرولوژیکی که اغلب توسط هیدرولوژیست‌ها بیان می‌شود، بر اساس تعریف Van Loon (۲۰۱۵) خشکسالی هیدرولوژیکی به کاهش منابع آب در رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و سفره‌های زیرزمینی گفته می‌شود که عواملی مانند شرایط اقلیمی، ویژگی‌های طبیعی زمین و محدودیت‌های ذخیره‌سازی آب در لایه‌های زمین سبب

آن می‌شوند. Blauhut (۲۰۲۰) مفهوم خشکسالی اجتماعی-اقتصادی را معرفی کردند و بیان کردند گذشت زمان منجر به شناخت انواع خشکسالی شد که منعکس کننده پیچیدگی این پدیده است. خشکسالی فقط نبود باران نیست، خشکسالی با کمبود بارندگی و اغلب درجه حرارت‌های بالا آغاز می‌شود که به خشک شدن بیشتر کمک می‌کند و این موضوع احتمال بروز و شدت خشکسالی را افزایش می‌دهد که در بسیاری از نقاط جهان مشاهده شده است (Dai و همکاران، ۲۰۰۴). از طرفی تخریب زمین و بحران آب و هوا نیز به این موضوع دامن می‌زند. خشکسالی‌ها گسترده و خزنده هستند و طی ماه‌ها یا سال‌ها توسعه می‌یابند. به همین دلیل خسارات خشکسالی بسیار بالا است و اغلب منجر به آتش‌سوزی‌های ویرانگر و امواج گرما می‌شود. بارندگی از سالی به سال دیگر و طی دهه‌ها متفاوت است و تغییرات در مقدار، شدت، فراوانی و نوع آن (مثلاً برف در مقابل باران) بر محیط و جامعه تأثیر می‌گذارد. بنابراین ویژگی‌های بارندگی به اندازه مقدار آن از نظر تأثیر بر رطوبت خاک و جریان‌های هیدرولوژیکی حیاتی هستند. ماهیت تغییرات بارندگی محلی و منطقه‌ای به شدت تحت تأثیر تغییر در الگوهای گردش جوی است. تغییر در مسیر گردش‌های جو باعث می‌شود مناطق خاصی مرطوب‌تر شوند در حالی که مناطق دیگر، اغلب مناطق همسایه، خشک‌تر می‌شوند. این موضوع باعث ایجاد الگوهای بسیار پیچیده در مطالعه خشکسالی می‌شود (Trenberth، ۲۰۰۵).

شاخص‌های خشکسالی

چندین شاخص بر اساس بارش، تبخیر و تعرق پتانسیل، رطوبت خاک و سایر معیارها برای ارزیابی خشکسالی استفاده شده است. McKee و همکاران (۱۹۹۳) و Edwards و McKee (۱۹۹۷) شاخص بارش استاندارد شده (SPI) را برای شناسایی طبقات خشکسالی بر اساس بارش نرمال درازمدت به کار بردند. Palmer (۱۹۶۵) از چندین داده از جمله مکان، بارش، دما و ظرفیت آب^۳ برای به دست آوردن شاخص خشکسالی استفاده کرد. Shukla و Wood (۲۰۰۸) از شاخص رواناب استاندارد (SRI)^۴ بر اساس مجموعه داده‌های رواناب برای تعیین خشکسالی استفاده کردند. علاوه بر این در یک مطالعه جدیدتر، Um و همکاران (۲۰۱۷) از SPEI^۵ با تأثیر ۱۲ ماهه برای ارزیابی خشکسالی با بررسی ویژگی‌های تاریخی خشکسالی استفاده کردند. Wang و همکاران (۲۰۱۱) از شاخص استاندارد آب-خاک^۶ با استفاده از مجموعه داده‌های آب-خاک برای تعریف شدت، مدت و فراوانی خشکسالی استفاده کردند. He

Zhang و (۲۰۱۶) عملکرد تبخیر و تعرق پتانسیل و میزان بارش مورد نیاز برای به دست آوردن سطح نرمال رطوبت خاک را با هدف پایش پدیده خشکسالی در مناطق خشک و نیمه‌خشک بررسی کردند. Karavitis (۱۹۹۹) طبقه‌بندی خشکسالی را بر اساس تأثیرات آن بر ابعاد هیدرولوژیکی، محیط زیستی و اجتماعی-اقتصادی پیشنهاد کرد.

"خشکسالی" پدیده پیچیده‌ای است که به دلیل گستردگی، شدت و تداوم، تعداد قابل توجهی از انسان‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (انصاری و داوری، ۱۳۸۶). پدیده‌های طبیعی اغلب نشانه‌های واضحی دارند که زمان شروع و پایان آن‌ها را به خوبی مشخص می‌کند، مانند سیل، زلزله و ...، اما نمی‌توان زمان دقیق شروع و خاتمه یک رویداد خشکسالی را به طور دقیق مشخص کرد و به همین دلیل است که از آن به عنوان یک پدیده خزنده یاد می‌شود. دوره‌های خشک ردپایی از تخریب به جا می‌گذارد که در برخی موارد زندگی انسان‌ها را از جنبه‌های گوناگون به خطر می‌اندازد به همین دلیل در مطالعات خشکسالی باید به جایگاه انسان توجه ویژه داشت. چیزی که در ابتدا یک دوره خشک^۷ بی‌ضرر به نظر می‌رسد، ممکن است با بررسی دقیق‌تر و با بهره‌گیری از آینده‌نگری، به عنوان آغاز خزنده یک مشکل بسیار بزرگ‌تر باشد و مدت زمانی که یک خشک‌دوره ادامه پیدا می‌کند ممکن است در نهایت به خشکسالی منجر شود. بنابراین خشکسالی زمانی معنا پیدا می‌کند که مؤلفه‌های آن (مانند کمبود بارش، افزایش دما و...) انسان را تحت تأثیر قرار دهد.

از یک خشک‌دوره تحت عنوان "Dry Spell" یاد می‌شود. مقالات مختلف تعاریف متفاوتی از این واژه ارائه کرده‌اند (Mahmoudi و همکاران، ۲۰۲۱؛ Breinl و همکاران، ۲۰۲۰). دوره‌های خشک توالی روزهای خشک هستند و ممکن است اثرات قابل توجهی بر کشاورزی، تامین آب و اکوسیستم داشته باشد و در این شرایط است که "خشکسالی" نامیده می‌شود. بنابراین "خشکسالی" می‌تواند دوره‌ای کمتر یا بیشتر از یک سال باشد. توالی روزهای مرطوب یا خشک یکی از عوامل مهم در تعیین شرایط رطوبت خاک و اتمسفر است و این دوره‌های خشک و تر در شرایط اقلیمی و در فصول مختلف با طول دوره‌های متفاوت رخ می‌دهند. در شرایطی که به دلایل مختلف الگوی بارش در یک سال خاص به گونه‌ای باشد که تنش آبی^۸ در دوره‌های حساس رشد گیاه رخ دهد، محصول آن سال تحت تأثیر قرار گرفته و حتی ممکن است به کلی از بین برود، در این شرایط با وجود اینکه مقدار بارش مساوی یا بیشتر از میانگین بلند مدت است، اما وقوع یک دوره خشک،

تأمین غذا و در نتیجه زندگی انسان را تحت تاثیر قرار داده، از این رو یک واقعه خشکسالی رخ داده است. به همین جهت وجود واژه "سال" در واژه مرکب "خشکسالی" تحت تاثیر قرار گرفتن غذا را در طول "یک سال" نشان می‌دهد، هرچند که ممکن است خشک دوره فقط در یک بازه زمانی کوتاه اما حساس رشد محصول اتفاق افتاده باشد. بنابراین حتی در شرایطی که در یک سال آبی^۱ مقدار بارش در یک منطقه مساوی یا بیشتر از میانگین بلند مدت آن منطقه باشد نیز ممکن است "خشکسالی" رخ دهد. همچنین دوره‌های خشک طولانی مدت منجر به کمبود آب قابل توجهی می‌شود که بر عملکرد کشاورزی و تولید محصول، توسعه چراگاه‌ها، رشد جنگل‌ها، وسعت پهنه‌های آبی، کشتیرانی، گردشگری، تولید برق و... تأثیر می‌گذارد و موجب رخ دادن خشکسالی می‌شوند. از آنجایی که خطر خشکسالی به دلیل تغییرات آب و هوایی در حال افزایش است، یک رویکرد مدون مورد نیاز است تا ماهیت خشکسالی را به عنوان یک "پدیده خزنه" مورد توجه قرار دهد و باتوجه به پویایی آن برنامه‌ها و سیاست‌گذاری‌هایی را ارائه دهد. هدف این مطالعه ارائه چارچوب جدیدی است که به جنبه‌های مختلف ریسک خشکسالی بپردازد و تا حد امکان عوامل تأثیرگذار بر آن را مورد بررسی قرار دهد، تا در نهایت سیاست‌گذاری‌ها و برنامه‌های مدیریتی به گونه‌ای تنظیم شوند که جامعه بتواند از دوره‌های خشکسالی با کمترین خسارت عبور کند. باید توجه داشت که تمامی چارچوب‌های ارائه شده برای مدیریت خشکسالی باید بومی‌سازی شوند و باتوجه به ویژگی‌های جغرافیایی، سیاسی و فرهنگی هر منطقه مورد استفاده قرار گیرند.

بسیاری از مطالعاتی که در زمینه خشکسالی در ایران انجام شده‌است به بررسی شدت و نوع خشکسالی در نقاط مختلف ایران پرداخته‌اند؛ برای مثال Safarianzengir و همکاران (۲۰۲۲) از یک رویکرد سنجش از دور، با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای TERRA و حسگر MODIS برای نظارت بر شرایط خشکسالی استفاده کردند. آن‌ها برای ارزیابی شدت خشکسالی از شاخص‌های پوشش گیاهی مانند شاخص تفاوت نرمال شده گیاهی (NDVI) و شاخص شدت خشکسالی پالم (PDSI) استفاده کردند. زندگی‌فر و همکاران (۱۴۰۱) روند بلندمدت سطح آب زیرزمینی ماهیدشت استان کرمانشاه را طی یک دوره ۳۵ ساله منتهی به سال ۱۳۹۵ مورد بررسی قرار دادند. در مجموع، سطح آب زیرزمینی دشت ماهیدشت با افت ۲۴/۷۸ متری در طول دوره مورد مطالعه روند کاهشی را نشان داد. آن‌ها بیان کردند که همبستگی کم بین شاخص‌های

خشکسالی اقلیمی، شرایط آب‌های سطحی و سطح آب‌های زیرزمینی نشان می‌دهد که علت اصلی کاهش سطح آب‌های زیرزمینی سوءمدیریت و شیوه‌های استخراج ناپایدار است. Ghazi و همکاران (۲۰۲۳) در مطالعه با استفاده از مدل‌های اقلیمی به بررسی الگوهای بارش آبی و وقوع خشکسالی هواشناسی در حوضه آبریز دریاچه ارومیه پرداختند. هدف این پژوهش ارزیابی تغییرات بارندگی و فراوانی خشکسالی، شناسایی تغییرات مکانی و زمانی، و ارائه بینشی برای استراتژی‌های کاهش خشکسالی بود. نویسندگان بیان کردند که نتایج این مطالعه به تصمیم‌گیری برای پیشگیری و کاهش خشکسالی در منطقه کمک می‌کند.

همچنین برخی از مطالعات به استراتژی‌های مدیریت خشکسالی در ایران پرداخته‌اند. Almasi و Tavakkoli (۲۰۱۹) از روش‌های آماری برای تجزیه و تحلیل داده‌های خشکسالی در غرب ایران (کرمانشاه) استفاده کردند و نتایج این مطالعه نشان داد کشاورزان در استان کرمانشاه استراتژی‌های مدیریت خشکسالی را ترجیح می‌دهند که مقرون به صرفه باشد. کسانی که دام بیشتر، یا مزارع بزرگ‌تر دارند، احتمالاً از استراتژی‌های گران‌قیمت استفاده می‌کنند و برعکس. این یافته‌ها نشان می‌دهد که سیاست‌گذاران باید برنامه‌های مدیریت خشکسالی را متناسب با نیازهای مزارع کوچک و مردم فقیر، به ویژه در کشورهای در حال توسعه، ایجاد کنند. Savari و Shokati Amghani (۲۰۲۱) مطالعه‌ای را برای بررسی عوامل موثر بر انتخاب راهبردهای سازگاری کشاورزان ایرانی در پاسخ به خشکسالی انجام دادند. هدف آن‌ها درک عوامل تعیین‌کننده‌ای بود که تصمیمات کشاورزان را شکل می‌دهد و راه‌حلی برای کاهش خطرات در فعالیت‌های کشاورزی پیشنهاد کردند.

جنبه‌های مدیریت ریسک خشکسالی

طرح مدیریت خشکسالی یک ابزار برنامه‌ریزی است که می‌تواند در مقیاس حوضه یا مقیاس‌های دیگر اعمال شود. هدف آن تعریف سازوکارها و روش‌شناسی برای تشخیص و پیش‌بینی خشکسالی، تعیین آستانه برای مراحل مختلف خشکسالی با تشدید و کاهش آن، تعریف اقداماتی برای دستیابی به اهداف خاص در هر مرحله خشکسالی، تضمین شفافیت و مشارکت عمومی در توسعه استراتژی‌های خشکسالی است. هدف اصلی برنامه‌های مدیریت خشکسالی به حداقل رساندن اثرات نامطلوب بر اقتصاد، زندگی اجتماعی و محیط زیست در هنگام بروز خشکسالی است. در مقایسه

با سیل، خشکسالی به اندازه کافی در تحقیقات کاوش نشده است (Kreibich و همکاران، ۲۰۱۹). اگرچه خشکسالی به عنوان یک "خطر" به خوبی مورد مطالعه قرار گرفته است، اما یک ارتباط واضح بین خطر خشکسالی و اثرات آن هنوز وجود ندارد (Hagenlocher و همکاران، ۲۰۱۹). Blauhut (۲۰۲۰) به پیچیدگی سه گانه تحلیل ریسک خشکسالی اشاره کردند. آن‌ها بیان کردند که در مدیریت ریسک خشکسالی باید به سه جنبه مخاطره، آسیب پذیری و اثرات خشکسالی توجه کرد. برای درک بهتر ریسک خشکسالی تعاریف جامعی از مفاهیم دخیل در آن نیاز است. بنابراین برای تبیین یک طرح مدیریت خشکسالی جامع باید جنبه های مختلف آن در نظر گرفته شود. از طرفی برخی از مطالعات "در معرض بودن" را نیز در مدیریت ریسک خشکسالی بررسی کرده اند. در مطالعات خشکسالی، "در معرض بودن" به درجه ای اطلاق می شود که یک منطقه خاص در معرض خطر خشکسالی است. این شامل ارزیابی فراوانی، شدت و مدت وقایع خشکسالی است که یک مکان ممکن است در طول زمان تجربه کند. قرار گرفتن در معرض خطر خشکسالی را می توان با تجزیه و تحلیل محصولات آبی و غیر آبی مورد مطالعه قرار داد و آسیب پذیری را می توان از طریق شاخص های اجتماعی-اکولوژیکی سیستم ارزیابی کرد (Meza و همکاران، ۲۰۲۰).

۱. مخاطره به عنوان مؤلفه ای از ریسک خشکسالی

داده های هواشناسی موثق، صحیح و کامل، پایه و اساس تحلیل های ریسک خشکسالی را تشکیل می دهد. برآورد عوامل مختلف شکل دهنده خشکسالی با نمایش دقیق آن‌ها به کمک پیش بینی کننده های مناسب ممکن است. شدت مخاطره خشکسالی معمولاً با استفاده از شاخص های مفرد^{۱۲} یا شاخص های ترکیبی^{۱۳} مختلفی سنجش می شود. شاخص های ترکیبی، شاخص هایی هستند که از چندین نشانگر^{۱۴} به دست می آیند که با استفاده از یک فرمول یا الگوریتم ریاضی مشخصی ترکیب می شوند. شاخص های خشکسالی رایج شامل شاخص شدت خشکسالی پالمر (PDSI)^{۱۵}، شاخص استاندارد شده بارش (SPI)، شاخص استاندارد شده تبخیر-ترقرق-بارش (SPEI) و شاخص وضعیت گیاهی (VCI)^{۱۶} است. نشانگرها، متغیرهای خاصی هستند که شواهد یا اطلاعاتی در مورد شدت وقوع یا اثرات خشکسالی ارائه می دهند (نمونه هایی از متغیرها شامل سطوح بارندگی، رطوبت خاک، دبی رودخانه ها و چشمه ها، پوشش گیاهی، و سطح آب های زیرزمینی است که در خشکسالی ها مسبب کاهش عملکرد کشاورزی، زیان های اقتصادی و آسیب پذیری

اجتماعی می شوند). Bachmair و همکاران (۲۰۱۴) به منظور ایجاد بینش مناسب در مورد رابطه بین شاخص های آب و هواشناسی و اثرات خشکسالی از دو شاخص ترکیبی اقلیمی خشکسالی (SPEI و SPI) و جریان و تراز آب زیرزمینی به عنوان نشانگر این شاخص ها استفاده کردند. این مطالعه ارتباط نزدیک نشانگرهای انتخابی را با اثرات خشکسالی برجسته می کند.

خطرات خشکسالی بسته به عوامل اقلیمی و جغرافیایی به طور قابل توجهی متفاوت است. به عنوان مثال در مناطق خشک و نیمه خشک خشکسالی باعث کمبود آب، بیابان زایی (تخریب زمین و کاهش حاصلخیزی خاک) و بروز طوفان های گرد و غبار می شود (Emadodin و همکاران، ۲۰۱۹؛ Haghighi و همکاران، ۲۰۱۸). مطالعات مختلف در مناطق مرطوب پیامدهای متفاوتی مانند از بین رفتن محصولات دیم، آتش سوزی جنگل ها و مسائل مربوط به کیفیت آب در اثر خشکسالی را گزارش کرده اند (Schlesinger و همکاران، ۲۰۱۶؛ Venkatappa و همکاران، ۲۰۲۱). از طرفی در مناطق ساحلی پدیده خشکسالی باعث نفوذ آب شور به سفره های آب شیرین شود و تولید و تکثیر شیلات را در آن مناطق تحت تأثیر قرار دهد (Conrads و Darby، ۲۰۱۷؛ Mickle و همکاران، ۲۰۱۸). بسیاری از مطالعات در مورد ارزیابی های ریسک خشکسالی، شرایط پوشش گیاهی را عاملی برای ارزیابی مخاطره می دانند (Li و همکاران، ۲۰۲۰)، اما در مورد تکیه بر شرایط پوشش گیاهی تردید وجود دارد زیرا این موضوع می تواند تحت تأثیر عوامل دیگری مانند سیل نیز باشد. علاوه بر این، تأثیر خشکسالی بر پوشش گیاهی می تواند بسته به عواملی مانند فصل، نوع پوشش زمین، ویژگی های خاک و آب و هوای منطقه تغییر کند (Vicente-Serrano و همکاران، ۲۰۱۲). بررسی ها نشان می دهد در بیش از ۶۰ درصد از مطالعات در مورد خشکسالی، نوع خشکسالی (هیدرولوژیکی، کشاورزی یا هواشناسی) به وضوح تعیین نشده است (Hagenlocher و همکاران، ۲۰۱۹).

در معرض بودن / مواجهه به عنوان مؤلفه ریسک خشکسالی

یکی از مؤلفه های ریسک خشکسالی، قرار گرفتن در معرض آن است. ریسک خشکسالی نتیجه قرار گرفتن منطقه در معرض بلایای طبیعی و کمبود آب طولانی مدت است. بنابراین مناطق آسیب پذیر، باید ویژگی های توزیع خطر خشکسالی را بهتر درک کنند تا خسارات ناشی از خشکسالی را به حداقل برسانند. با شناسایی مناطق و جمعیت های آسیب پذیر در برابر خشکسالی، سیاست گذاران می توانند مداخلات

هدفمندی را برای کاهش تأثیرات اجرا کنند. مطالعات مختلف عوامل متفاوتی را برای ارزیابی مواجهه با ریسک خشکسالی در نظر گرفته‌اند. به عنوان مثال عواملی مانند جمعیت دائمی یک منطقه یا رشد جمعیت، تغییرات اقلیم، میزان مصرف آب توسط انسان، مساحت زمین‌های زیرکشت و ارزش تولید ناخالص کشاورزی، جنگل‌داری و شیلات می‌توانند به عنوان پارامترهایی برای مطالعه مواجهه مورد استفاده قرار گیرند (Smirnov و همکاران، ۲۰۱۶؛ Chou و همکاران، ۲۰۱۹). همچنین ممکن است میزان مخاطره و مواجهه همیشه یکسان یا مشابه نباشد. در برخی مطالعات دیده می‌شود با اینکه میزان مخاطره خشکسالی در یک منطقه کم است اما به دلیل زیاد بودن مؤلفه "در معرض بودن"، ریسک خشکسالی نیز در آن منطقه بالا است.

۲. عامل آسیب‌پذیری به عنوان مؤلفه ریسک خشکسالی

ارزیابی آسیب‌پذیری شامل ارزیابی شرایط اجتماعی-اقتصادی و اکولوژیکی غالب است که بر حساسیت و انعطاف‌پذیری سیستم‌ها در برابر خشکسالی تأثیر می‌گذارد. این مؤلفه به دانش عمیقی از عوامل آسیب‌پذیر نیاز دارد که ممکن است بر اساس قضاوت متخصص و ورودی ذی‌نفعان متفاوت باشد. بررسی آسیب‌پذیری کمک می‌کند تا عواملی را که افراد و مکان‌ها را در معرض خطر قرار می‌دهند و توانایی آن‌ها را برای مقابله با تهدیدات محیطی کاهش می‌دهند، درک شود. آسیب‌پذیری به ویژگی‌های ذاتی و متغیر عناصر در معرض خطر اشاره دارد که میزان خسارت مورد انتظار ناشی از رویدادهای خطرناک را تعیین می‌کند و در طول زمان به دلیل عوامل فیزیکی، اجتماعی، اقتصادی و محیطی تغییر می‌کند. به‌طور کلی مطالعات مختلف عوامل متعددی را برای مطالعه آسیب‌پذیری در برابر خشکسالی در نظر گرفته‌اند که مهم‌ترین آن‌ها کاربری اراضی، تراکم جمعیت و مساحت زمین‌های آبیاری شده بوده است (Blauhut، ۲۰۲۰). کمی‌سازی و توصیف آسیب‌پذیری خشکسالی شامل شناسایی عوامل مرتبط مؤثر بر آن از نقطه نظر قرار گرفتن در معرض^۶، حساسیت^۷ و ظرفیت سازگاری^۸ است. هدف نهایی ارزیابی آسیب‌پذیری خشکسالی، شناسایی منابع اساسی متأثر از خشکسالی است.

۳. اطلاعات مربوط به اثرات/ پیامدها به عنوان مؤلفه‌ای از ریسک خشکسالی

اثرات/پیامدهای خشکسالی به‌عنوان نشانه‌های آسیب‌پذیری در برابر خشکسالی شناخته می‌شوند. اگر سیستمی "تحت تاثیر" قرار گرفته باشد، "آسیب پذیر" بوده‌است. وقوع

خشکسالی می‌تواند تأثیرات منفی و گاهی مثبت ایجاد کند، اما مطالعات معمولاً بر روی جنبه منفی خشکسالی بر شرایط محیطی، اقتصادی یا اجتماعی تمرکز می‌کنند (Stahl و همکاران، ۲۰۱۶؛ Blauhut، ۲۰۲۰). درحال حاضر، بیشتر داده‌های مربوط به اثرات خشکسالی در درجه اول میزان خسارات را به صورت سالانه تعیین می‌کنند و جنبه‌های مختلفی مانند جان انسان‌ها، عملکرد محصول و زیان‌های اقتصادی را پوشش می‌دهند، اما عموماً در این مطالعات طبقه‌بندی خاصی که به طور مشخص نشان دهد این زیان‌های اقتصادی تنها به دلیل خشکسالی بوده است وجود ندارد (Blauhut، ۲۰۲۰).

کمی‌سازی اثرات خشکسالی^{۱۹}

اثرات خشکسالی نتیجه تعامل بین عوامل مخاطره، در معرض بودن و آسیب‌پذیری است. کمی کردن این تأثیرات بینشی در مورد پیامدهای منفی رویدادهای خشکسالی ارائه می‌دهد و به نظارت عملیاتی ریسک خشکسالی و برنامه‌ریزی بلندمدت کمک می‌کند. هر یک از این مؤلفه‌ها پویا هستند و در طول زمان تغییر می‌کنند، بنابر این حسابداری برای تغییرپذیری زمانی این مؤلفه‌ها در تحلیل ریسک خشکسالی اهمیت زیادی دارد. باید در نظر داشت که رویکردهای مبتنی بر اثرات/پیامدها^{۲۰}، دارای شفافیت و استحکام آماری است، درحالی که مدل‌های مفهومی مبتنی بر عامل^{۲۱}، مجموعه وسیع‌تری از اطلاعات را برای مشخص کردن آسیب‌پذیری استفاده می‌کنند، اما معیارهای انتخاب برای عوامل آسیب‌پذیر در مدل‌های مفهومی اغلب فاقد اعتبار آماری هستند (Rufat و همکاران، ۲۰۱۹؛ Razmgir و همکاران، ۲۰۲۱).

سازمان‌های بین‌المللی چارچوب‌های مختلفی را برای تجزیه و تحلیل ریسک خشکسالی ارائه می‌کنند. FAO^{۲۲} (۲۰۲۱) ارزیابی ریسک خشکسالی را با ترکیبی از توصیف "مخاطره" و "در معرض بودن" پیشنهاد می‌کند. Birkmann و همکاران (۲۰۱۳) ریسک را ناشی از مخاطره، آسیب‌پذیری (شامل قرار گرفتن در معرض، حساسیت، شکنندگی^{۲۳} و عدم تاب‌آوری) و سازگاری می‌دانند. IPCC^{۲۴} (۲۰۱۴) ریسک را به‌عنوان ترکیبی از مخاطره، قرار گرفتن در معرض و آسیب‌پذیری تعریف می‌کند که منجر به اثرات بالقوه می‌شود. UNISDR^{۲۵} (۲۰۰۹) راهنمایی در مورد ارزیابی ریسک خشکسالی (DRA)^{۲۶}، شامل بررسی ویژگی‌های فنی، تجزیه و تحلیل قرار گرفتن در معرض و آسیب‌پذیری، و ارزیابی ظرفیت‌های مقابله‌ای ارائه می‌دهد. با این حال، ارزیابی "اثرات"، اگر چه در شناسایی ریسک خشکسالی بسیار مهم

چارچوب ۱۰ مرحله مدیریت ریسک خشکسالی

مدیریت خشکسالی باید چارچوبی برای تغییر پارادایم از یک الگو که به طور سنتی بر مدیریت بحران واکنشی متمرکز است به رویکردی مبتنی بر ریسک فعال ارائه دهد (این خط مشی باید به جوامع کمک کند تا شیوه تفکر و عمل خود را از حالت واکنشی به پیشگیرانه تغییر دهند). به این ترتیب دولت می‌تواند بهتر و سریع‌تر خشکسالی‌ها را مدیریت کرده



شکل ۱- چارچوب ۱۰ مرحله مدیریت ریسک خشکسالی
(Wilhite و همکاران، ۲۰۱۴)

است، به طور مداوم در فرمول آن گنجانده نشده است. به طور مشابه، UNDRR^{۲۷} (۲۰۱۹) ترکیب مخاطره، قرار گرفتن در معرض و آسیب‌پذیری را به‌عنوان ریسک خشکسالی بیان می‌کند، اما اطلاعات اثرات خشکسالی را در تجزیه و تحلیل ریسک نادیده می‌گیرد.

مدیریت خشکسالی یک تلاش چندوجهی است که ذی‌نفعان و رویکردهای مختلف را در بر می‌گیرد. انسجام مدیریتی در سازماندهی تلاش‌های مدیریت خشکسالی، به‌ویژه در تقویت ظرفیت تأمین آب بسیار مهم است (Stakhiv و همکاران، ۲۰۱۶). در یک برنامه مؤثر کاهش ریسک خشکسالی تعیین نقش‌ها و مسئولیت‌های روشن در سطوح محلی، منطقه‌ای و ملی ضرورت دارد. در مجموع سیاست‌های ملی و منطقه‌ای در مدیریت خشکسالی نقش محوری دارند، اما مدیریت مؤثر محلی نیز ضروری است.

مدیریت محلی وقتی مطرح می‌شود که فقط محدوده کوچکی تحت تأثیر خشکسالی قرار گیرد در این سطح درک بافت محلی توسط مدیران و برنامه‌ریزان بسیار مهم است. همچنین استفاده از دانش محلی می‌تواند در این کنترل و کاهش خسارات در سطح محلی ارزشمند باشد. همچنین مداخله دادن کشاورزان و ذی‌نفعان آب در برآورد شاخص‌های خشکسالی می‌تواند به همکاری آن‌ها در کاهش استفاده از آب در زمان خشکسالی کمک کند (Sarker و همکاران، ۲۰۲۰؛ Grainger و همکاران، ۲۰۲۱). خشکسالی‌های منطقه‌ای، که با تغییرات آب و هوایی تشدید می‌شوند، نیازمند یک رویکرد جامع برای مدیریت خشکسالی است که فراتر از مدیریت محلی است (Krishna Prabhakar، ۲۰۲۲).

خشکسالی‌های شدید و طولانی مدت نیازمند یک رویکرد مدیریت ملی هستند که بر کاهش ریسک تمرکز دارد (Wilhite و همکاران، ۲۰۱۴). مدیریت ملی خشکسالی باید سازگار و عادلانه باشد. شیوه‌های فعلی مدیریت خشکسالی اغلب واکنشی هستند، اما نیاز است تا با تمرکز بر مدیریت بحران به‌جای مدیریت ریسک به بازنگری ملی طرح‌ها و برنامه‌های مدیریت خشکسالی پرداخته شود. برای رسیدن به این هدف لازم است تحقیقاتی در زمینه آب و هوا (مانند تغییر الگوهای بارش، تغییر اقلیم و...) انجام شود، همچنین نیاز است تا مطالعات گسترده برای تعیین میزان مصرف (Consumption) آب محصولات مختلف (محصولات کشاورزی، صنعتی و...) به عمل آید و با بررسی‌های اقتصادی دقیق طرح‌های توسعه، به شیوه‌ای آینده‌نگرانه تدوین شوند (Neal و Moran، ۲۰۰۹؛ Fu و همکاران، ۲۰۱۳).

و همچنین جوامع راحت‌تر و قوی‌تر خود را با آن تطبیق دهند و به شرایط قبل برگردند.

WMO^{۲۸} و GWP^{۲۹} یک دستورالعمل به منظور ایجاد سیاست و برنامه برای مدیریت ریسک خشکسالی ارائه کردند. اکثر ایالت‌های آمریکا از این روش برای تهیه یا بهبود برنامه‌های خشکسالی خود استفاده کرده‌اند. سایر کشورها نیز از این روش برای تهیه برنامه‌های ملی خشکسالی خود الگو برداری کرده‌اند. این روش برای اولین بار در اوایل دهه ۱۹۹۰ ساخته شد و بارها به روز شده است و بیشتر بر نحوه جلوگیری یا کاهش خسارات ناشی از خشکسالی تمرکز دارد. این روش مجدداً تغییر کرده است تا بر چگونگی ایجاد یک سیاست ملی خشکسالی و چگونگی برنامه‌ریزی محلی که از سیاست ملی حمایت می‌کند تمرکز کند. باید توجه داشت که این طرح یک چارچوب کلی است و نیاز به بومی‌سازی برای هر منطقه دارد. شکل (۱) ۱۰ مرحله دستورالعمل مدیریت ریسک خشکسالی را به طور خلاصه نشان می‌دهد:

در ادامه هر یک از مراحل ارائه شده در شکل (۱) و نحوه پیاده‌سازی مؤثر آن‌ها پرداخته خواهد شد.

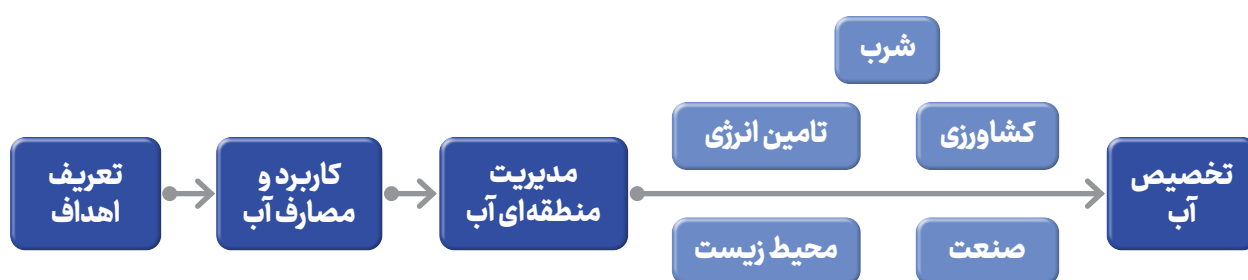
۱. تعیین کمیسیون برای مدیریت خشکسالی: فرآیند ایجاد سیاست ملی مدیریت خشکسالی با ایجاد یک کمیسیون ملی مسئول نظارت و تسهیل سیاست توسعه آغاز می‌شود. این کمیسیون هماهنگی و یکپارچگی را در بین سازمان‌های مختلف دولتی، بخش خصوصی و جامعه مدنی تضمین می‌کند تا تمام جنبه‌های نظارت بر خشکسالی، هشدار اولیه، ارزیابی اثرات، واکنش، کاهش و برنامه‌ریزی را به طور مؤثر مدیریت کند. کمیسیون دو نقش اصلی دارد: نظارت و هماهنگی توسعه و اجرای سیاست.

۲. تعریف اهداف و چشم‌اندازها: خشکسالی بخشی طبیعی از چرخه آب و هوا است، اما به دلیل تغییرات آب و هوایی ناشی از فعالیت‌های انسان به طور فزاینده‌ای تشدید می‌شود. اولین وظیفه کمیسیون، تعیین اهداف و جدول زمانی مشخص برای اجرای سیاست‌های مربوط به خشکسالی است. اصول

هدایت‌گذار از مدیریت بحران به کاهش ریسک خشکسالی شامل حصول اطمینان از اقدامات کمکی برای ارتقای تاب‌آوری و حفاظت از منابع طبیعی است. فهرست‌بندی برنامه‌های واکنش‌های اضطراری موجود و ارزیابی اثر بخشی آن‌ها ضروری است، علاوه‌براین، باید در هنگام سیاست‌گذاری، حوزه‌های کلیدی که نیاز به تخصیص آب دارند (مانند، شرب، محیط زیست، صنعت، کشاورزی، تامین انرژی و...) مشخص شود و اهمیت آن‌ها با توجه به ویژگی‌های اقتصادی، اجتماعی و ملاحظات سیاسی تعیین شود. همچنین باید برنامه‌ریزی‌هایی در جهت شیوه و مقدار آب تخصیص یافته، انجام شود (شکل ۲).

۳. مشارکت ذی‌نفعان: باید یک نماینده متخصص در علوم اجتماعی، ارتباط عمومی و همچنین علم مدیریت منابع آب تعیین شود تا رابطی بین بخش‌های دولتی، سیاست‌گذاران و مدیران با ذی‌نفعان و آب‌بران باشد. این نماینده ممکن است یک فرد یا گروهی از افراد با تخصص‌های متفاوت باشند تا بتوانند ارتباطات پیچیده بین بخش‌های مختلف مانند جامعه، اقتصاد و محیط‌زیست که همگی به منابع آب متکی هستند را حفظ کنند. این متخصصان نقش مهمی در توسعه سیاست‌های خشکسالی ایفا می‌کند. در زمان وقوع خشکسالی که رقابت برای آب تشدید می‌شود، اغلب درگیری‌هایی به وجود می‌آیند. مشارکت دادن گروه‌های ذی‌نفع منابع آب، به‌طور مستمر، توسعه سیاست مؤثر در سطوح ملی و زیرملی را تضمین می‌کند. تعهدات بین‌المللی در مورد رودخانه‌های فرامرزی نیز باید در نظر گرفته شود. برای تسهیل مشارکت، ایجاد یک شورای مشورتی شهروندان در ساختار کمیسیون سودمند است.

۴. شناسایی داده‌ها و منابع مالی / شناسایی گروه‌های در معرض خطر: کمیسیون باید محدودیت‌هایی که می‌تواند مانع از سیاست‌های توسعه شود شناسایی کند. ارزیابی آسیب‌پذیری منابع موجود در برابر کمبود آب ناشی از خشکسالی بسیار مهم است. شناسایی محدودیت‌های توسعه و اجرای سیاست نیز ضروری است. ارزیابی ریسک، قرار گرفتن در معرض



شکل ۲- پروسه تعریف اهداف کمیسیون خشکسالی

خطرات خشکسالی و آسیب‌پذیری را تحت تأثیر عوامل اجتماعی مانند رشد جمعیت و تغییرات کاربری زمین در نظر می‌گیرد.

برداشت و تخصیص آب در هر منطقه باید باتوجه به ویژگی‌های جغرافیایی، شرایط اقتصادی و مؤلفه‌های فرهنگی آن منطقه انجام شود. در این مرحله پس از شناسایی گروه‌های در معرض خطر، با گردآوری داده‌های مورد نیاز، یک دیدگاه تخصیص کل به جزء نیاز است. به این معنا که تخصیص ابتدا در سطح کلان (به طور مثال در سطح کشور)، سپس در سطح منطقه (مثلاً استان‌ها یا شهرها) و پس از آن در سطح محلی (مناطق مختلف یک شهر) انجام می‌شود. بنابراین سیستم محلی توزیع شامل شبکه‌های آب‌رسانی (مانند شبکه آب و فاضلاب)، منابع تامین آب، و همچنین تخصیص آب به گروه‌هایی است که به صورت محلی بیشتر در معرض خشکسالی قرار دارند. شکل (۳) مراحل شناسایی و جمع‌آوری داده‌های مورد نیاز برای مدیریت موثر خشکسالی را نشان می‌دهد.

۵. تعیین اصول کلیدی مدیریت خشکسالی و برنامه‌های آمادگی:

برنامه‌های آمادگی اجزای حیاتی سیاست‌های ملی خشکسالی هستند که هدف آن‌ها کاهش خطرات مرتبط با خشکسالی است. این طرح‌ها باید با اصول کاهش ریسک همسو باشند و می‌توانند به دو شکل برنامه‌ریزی واکنشی و برنامه‌ریزی کاهشی در مورد ریسک خشکسالی باشند. برنامه‌ریزی واکنشی در طول رویدادهای خشکسالی برای رسیدگی به اثرات خاص فعال می‌شود. از سوی دیگر، برنامه‌ریزی کاهشی، آسیب‌پذیری‌ها را شناسایی می‌کند و بر اقدامات پیشگیرانه برای کاهش خطرات مرتبط با خشکسالی تمرکز می‌کند.

برنامه‌ریزی کاهشی شامل اهداف مختلفی از جمله جمع‌آوری و تجزیه و تحلیل اطلاعات مربوط به خشکسالی، ایجاد معیارهایی برای اعلام شرایط اضطراری خشکسالی، تعریف مسئولیت‌های سازمان‌ها، شناسایی مناطق و بخش‌های آسیب‌پذیر و اطلاع‌رسانی به موقع به مردم است.

۶. شناسایی نیازهای تحقیقاتی و پر کردن شکاف‌های سازمانی:

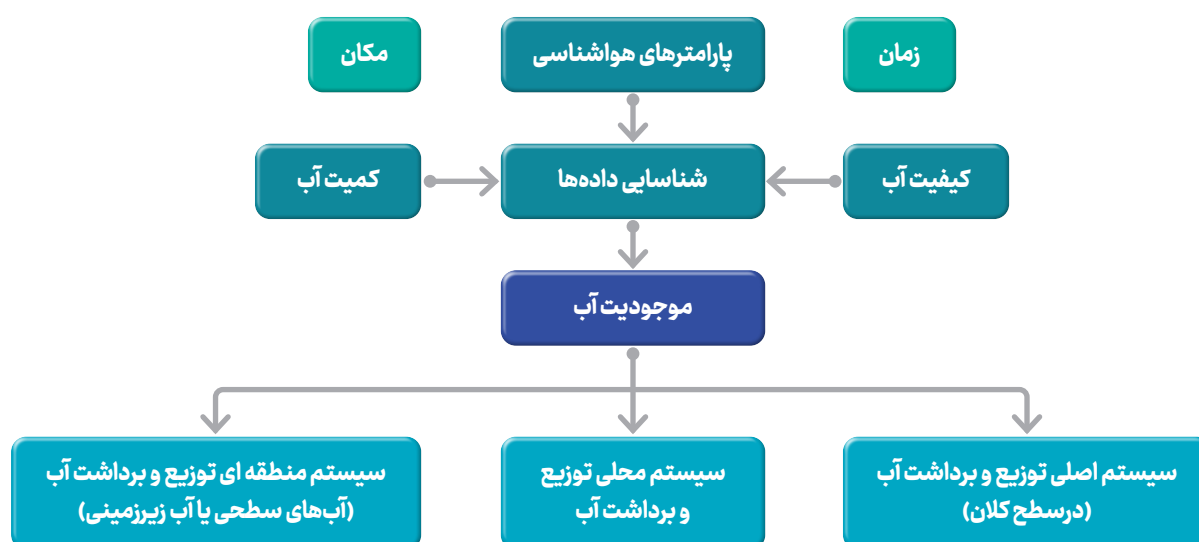
کمیسیون سیاست ملی خشکسالی باید نیازهای تحقیقاتی را برای درک بهتر خشکسالی، اثرات آن و گزینه‌های کاهش خطر شناسایی کند. کمیسیون این نیازها را در اولویت‌های اقدامات و بودجه آینده جمع‌آوری خواهد کرد. شناسایی شکاف‌های نهادی، مانند عدم وجود شبکه‌های نظارتی (که بر فعالیت‌های هر بخش یا ارگان نظارت دارند و در صورت تخلف آن‌ها را مورد بازخواست قرار می‌دهند)، برای سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی مؤثر نیز ضروری است.

۷. ادغام جنبه‌های علمی و سیاسی مدیریت خشکسالی: فرآیند

سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی برای مدیریت خشکسالی مستلزم ادغام جنبه‌های علم و سیاست است، زیرا سیاست‌گذاران اغلب درک درستی از مسائل علمی ندارند و دانشمندان ممکن است محدودیت‌های سیاست را درک نکنند. بهبود ارتباطات بین این جوامع برای برنامه‌ریزی موفق بسیار مهم است.

۸. اطلاع‌رسانی عمومی برنامه مدیریت خشکسالی: ارتباط موثر با

مردم در طول ایجاد یک سیاست و برنامه خشکسالی و آگاهی رسانی از اهداف پروژه احتمال موفقیت آن را افزایش می‌دهد. استفاده از رسانه‌های محلی و ملی در طول فرآیند توسعه سیاست برای انتشار اطلاعات بسیار مهم است. اخباری که باید برجسته شوند شامل: تغییرات رفتاری لازم برای کاهش



شکل ۳- شناسایی و جمع‌آوری داده‌ها

اثرات خشکسالی و برنامه‌های آمادگی دولت و سیاست‌های جدید مدیریت آب باشد. همچنین در طول فصول حساس به خشکسالی، انتشار اخبار دوره‌ای می‌تواند مردم را در مورد وضعیت تأمین آب و پیش‌بینی‌های موجود به روز کند.

۹. توسعه برنامه‌های آموزشی: یک برنامه آموزشی جامع با هدف قرار دادن تمام گروه‌های سنی برای افزایش آگاهی از استراتژی جدید مدیریت خشکسالی، اهمیت آمادگی و مسائل تأمین آب ضروری است.

۱۰. ارزیابی و بازنگری برنامه مدیریت خشکسالی: سیاست ملی خشکسالی به ارزیابی و به روز رسانی منظم برای ادغام فناوری‌های جدید، درس‌هایی از خشکسالی‌های اخیر و تغییرات ویژگی‌های آسیب‌پذیری نیاز دارند. مرحله نهایی در این فرآیند شامل ایجاد رویه‌های دقیق برای ارزیابی کامل موفقیت‌ها و کاستی‌های سیاست و برنامه‌ها در همه سطوح است.

در بسیاری از مناطق، از جمله ایران، تضاد منافع بین ذی‌نفعان مختلف می‌تواند مانع تلاش‌های مدیریت خشکسالی شود. مقالات متعددی عدم وجود یک راهکار مناسب برای حل چالش‌های مربوط به تضاد منافع در ارگان‌های مختلف پرداخته‌اند، به عنوان مثال Foltz (۲۰۰۲) بیان کرد با وجود اینکه بحران آب ایران تا حدی به دلیل خشکسالی است اما سوء مدیریت منابع آب در این کشور در سازمان‌های مختلف بحران آب را تشدید می‌کند. همچنین در پژوهشی که توسط Hayati و Bijani (۲۰۱۸) انجام شد، مشخص شد رضایت کشاورزان از مدیریت آب «کم» است و دلایل اصلی وجود تعارض در تخصیص آب کشاورزی، کم آبی، خشکسالی و نوع مدیریت آب است. برای پرداختن به این چالش، چارچوب پیشنهادی ما بر اهمیت موارد زیر تأکید دارد:

- **اصلاحات نهادی:** ایجاد نقش‌ها و مسئولیت‌های روشن برای نهادهای مختلف درگیر در مدیریت آب. این موضوع شامل افزایش شفافیت، پاسخگویی و هماهنگی میان سازمان‌های دولتی، سازمان‌های جامعه مدنی و بخش خصوصی است.
- **تصمیم‌گیری مشارکتی:** تشویق مشارکت عمومی در تصمیم‌گیری‌های مدیریت آب.
- **سازوکارهای حل تعارض:** توسعه سازوکارهای موثر برای حل تعارض بین سهام‌داران مختلف. این اقدامات ممکن است شامل میانجی‌گری، داوری یا فرآیندهای مذاکره باشد.

باتوجه به نقش مدیریت مشارکتی و بازار آب، این رویکردها

می‌توانند نقش موثری در رفع چالش‌های مدیریت خشکسالی داشته باشند. همچنین با توانمندسازی جوامع محلی برای مدیریت منابع آب به صورت جمعی، مدیریت مشارکتی می‌تواند به پرورش احساس مالکیت و مسئولیت در بین ذی‌نفعان کمک کند. این همچنین می‌تواند کارایی و اثربخشی استفاده از آب را بهبود بخشد. از طرفی بازارهای آب با طراحی خوب می‌توانند مشوق‌هایی را برای استفاده و تخصیص کارآمد آب ایجاد کنند. اگر آب برای تجارت آزاد در بازارهای آب وارد شود، آنگاه می‌توان تاحدودی اطمینان حاصل کرد که تخصیص آب به بالاترین اولویت‌ها با بیشترین سود اختصاص یابد.

نمونه‌های جهانی

خشکسالی به عنوان یکی از پیچیده‌ترین و مخرب‌ترین بلایای طبیعی، نیازمند رویکردی نظام‌مند و جامع برای مدیریت اثربخش است. در بخش‌های پیشین، چارچوبی برای مدیریت یکپارچه خشکسالی ارائه شد. این چارچوب با تأکید بر رویکردهای پیش‌گیرانه، نظارتی و انطباقی طراحی شده است. اما پرسش کلیدی اینجاست که چگونه کشورهای مختلف این الگو را در بستر واقعی اجرا کرده‌اند؟ تجربه‌های بین‌المللی نشان می‌دهد که موفقیت در مدیریت خشکسالی مستلزم بومی‌سازی چارچوب‌های کلی باتوجه به سه عامل حیاتی است: شرایط اقلیمی و هیدروژئولوژیکی، ساختارهای حکمرانی آب، توانمندی‌های اقتصادی-اجتماعی، بااین حال کشورهای زیادی در دنیا از این چارچوب برای مدیریت خشکسالی با تغییرات جزئی در آن و مطابقت دادن این برنامه با سیاست‌ها و توانمندی‌هایشان استفاده کرده‌اند. در ادامه به نمونه‌هایی از تجربه‌های جهانی بومی‌سازی شده این چارچوب پرداخته خواهد شد.

● **مدیریت خشکسالی در آمریکا:** ایالات متحده از لحاظ تاریخی در درجه اول با رویکرد واکنشی و مدیریت بحران، با تمرکز بر واکنش اضطراری و برنامه‌های امدادی، به خشکسالی پاسخ داده است. بااین حال، با گذشت زمان این پاسخ‌ها ناکافی و نابه‌هنگام توصیف شده‌اند و در کاهش آسیب‌پذیری ناکارآمد عمل کرده‌اند. بنابراین مدیریت خشکسالی در ایالات متحده به سمت استراتژی‌های آمادگی پیشگیرانه و کاهش بر اساس اصول مدیریت حرکت کرده‌است. هدف از این تغییر، افزایش تاب‌آوری و کاهش اثرات خشکسالی بر جامعه بوده است. برنامه‌های خشکسالی ایالتی در اکثر ایالت‌های آمریکا از اوایل دهه ۱۹۸۰ به منظور رسیدگی به اثرات خشکسالی و

۲. اجرای فعالیتهای درآمدزا و ایجاد اشتغال (نگهداری راههای روستایی و زیرساختهای آبیاری)
۳. حفظ جنگلها و منابع طبیعی.

مراکش در ظرفیتهای نهادی و فنی ملی در زمینههایی مانند مدل سازی آب و هوا، سنجش از دور و پیش بینی محصول سرمایه گذاری کرده است. استراتژی مراکش بر کاهش آسیب پذیری نسبت به خشکسالی در سطوح ملی و بخشی، به ویژه در کشاورزی و اقتصاد روستایی متمرکز است (Wilhite و همکاران، ۲۰۱۴).

نتیجه گیری

این مطالعه بر اهمیت حیاتی مدیریت جامع ریسک خشکسالی در پرداختن به چالشهای چند وجهی ناشی از آن تمرکز دارد. با اندیشیدن در تعریف خشکسالی و بررسی روشهای مختلف مورد استفاده پژوهشگران برای تخمین آن، زمینه برای درک عمیق تر این پدیده پیچیده فراهم می شود. در این پژوهش با توضیح چهار جنبه کلیدی مدیریت ریسک خشکسالی -مخاطره، قرار گرفتن در معرض، آسیب پذیری و اثرات- نیاز به یک رویکرد کل نگر را که به طور جامع به هر بعد می پردازد برجسته شد.

رویکردهای پیشگیرانه و تطبیقی برای مدیریت ریسک خشکسالی در مواجهه با شرایط محیطی در حال تحول و پویاییهای اجتماعی ضروری هستند. این امر بر نیاز به بازنگری مستمر و انطباق راهبردها برای اطمینان از ارتباط و اثربخشی آنها در کاهش اثرات خشکسالی تأکید دارد. مشارکت عمومی با ارتقای آگاهی، آموزش و همکاری، انسجام اجتماعی و ظرفیت سازگاری را تقویت می کند. همچنین بهره گیری از خرد جمعی و منابع ذی نفعان مختلف، مدیریت فراگیرتر و مؤثرتر خطر خشکسالی را امکان پذیر می کند.

یک چارچوب جدید متشکل از ۱۰ مرحله ضروری برای مدیریت ریسک خشکسالی معرفی شد. این چارچوب باید متناسب با ویژگیهای منحصر به فرد جغرافیایی، اجتماعی، فرهنگی و اقتصادی جوامع بازبینی شود و سپس در دستور کار دولت ها قرار گیرد. این مراحل یک نقشه راه سیستماتیک و قابل انطباق برای مدیریت مؤثر ریسک خشکسالی در سطوح محلی، منطقه ای و ملی ارائه می کنند. با ادغام این چارچوب در رویه های موجود، سیاست گذاران و ذی نفعان می توانند ظرفیت خود را برای پیش بینی، کاهش ریسک و واکنش به رویدادهای خشکسالی با کارایی و اثربخشی بیشتر افزایش دهند.

افزایش آمادگی در برابر آن تهیه شده اند. بسیاری از ایالت های آمریکا از فرآیند برنامه ریزی ۱۰ مرحله ای خشکسالی به عنوان راهنمایی برای توسعه برنامه های خشکسالی خود استفاده کرده اند (Wilhite و همکاران، ۲۰۱۴).

● **مدیریت خشکسالی در مکزیک:** سیاست گذاران این کشور ضرورت یک استراتژی کارآمد در زمینه مدیریت خشکسالی را ضروری اعلام کرده اند و بیان کردند که برنامه مدیریت خشکسالی شامل اجرای اقدامات کاهش خطر قبل از شروع رویدادهای خشکسالی بعدی است (Wilhite، ۲۰۱۹). در پاسخ به خشکسالی های مکرر از سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۳، مکزیک برنامه ملی مقابله با خشکسالی با عنوان "PRONACOSE" را در ژانویه ۲۰۱۳ راه اندازی کرد. این برنامه توسط کمیسیون ملی آب با پشتیبانی فنی از مدیریت یکپارچه خشکسالی ۱۰ مرحله ای WMO/GWP هماهنگ شد. هدف این برنامه ملی، توسعه ابزارهای پیشگیرانه برای مدیریت یکپارچه خشکسالی در سطح حوضه است. این برنامه بر آموزش، افزایش آگاهی، اقدامات پیشگیرانه، هماهنگی بین سازمانی، مشارکت کارشناسان، استراتژی های ارتباطی و سازوکارهای ارزیابی تمرکز دارد (Wilhite و همکاران، ۲۰۱۴). فعالیتهای PRONACOSE در سه مسیر اصلی ساختار یافته است:

۱. تدوین و اجرای اقدامات پیشگیری و کاهش خشکسالی از جمله پایش و هشدار سریع.
۲. ایجاد چارچوب قانونی برای تضمین تأمین مداوم آب آشامیدنی در زمان خشکسالی.
۳. هماهنگی واکنش های سازمان های مختلف برای اقدامات کاهش ریسک خشکسالی.

● **مدیریت خشکسالی در مراکش:** مراکش سابقه تجربه خشکسالی های مکرر را با بیش از ۸۹ رویداد خشکسالی بین سال های ۱۰۰۰ تا ۱۹۸۴ دارد و خشکسالی به یک پدیده مزمن در این کشور تبدیل شده است، به طوری که بین سال های ۱۹۷۵ تا ۲۰۰۴ این کشور یکی از طولانی ترین خشکسالی ها را تجربه کرده است (Fnuigire و همکاران، ۲۰۱۷) و قرن بیستم به عنوان یکی از خشک ترین دوره ها در نه قرن اخیر در مراکش شناخته شده است. در طول سالیان، مراکش این سیستم مدیریت یکپارچه خشکسالی را توسعه داده است که ۳ هدف اساسی داشته است:

۱. تأمین آب آشامیدنی سالم برای جمعیت روستایی و حفظ دامها از طریق توزیع خوراک.

پی‌نوشت‌ها

- Agency, E. E. (2017). Climate change adaptation and disaster risk reduction in Europe: enhancing coherence of the knowledge base, policies and practices. Copenhagen K, Denmark. <https://doi.org/10.2800/938195>
- Almasi, H., & Tavakkoli, J. (2019). The effectiveness of drought risk management strategies in western Iran. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 40, 101159. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2019.101159>
- Anderson, J. R. (2006). Drought: Economic Consequences and Policies for Mitigation Global Overview. International Association of Agricultural Economists (IAAE), 2006 Annual Meeting, Queensland, Australia. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.25347>
- Bachmair, S., Kohn, I., & Stahl, K. (2014). Exploring the link between drought indicators and impacts. *Nat Hazards Earth System Science Discuss*, 2(12), 7583-7620. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-1381-2015>
- Bijani, M., & Hayati, D. (2018). Farmers' Perceptions toward Agricultural Water Conflict: The Case of Doroodzan Dam Irrigation Network, Iran. *Agricultural Water Conflict*, 17, 561-575. <http://hdl.handle.net/123456789/4206>
- Birkmann, J., Cardona, O. D., Carreño, M. L., Barbat, A. H., Pelling, M., Schneiderbauer, S., Kienberger, S., Keiler, M., Alexander, D., & Zeil, P. (2013). Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework. *Natural hazards*, 67, 193-211. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0558-5>
- Blauhut, V. (2020). The triple complexity of drought risk analysis and its visualisation via mapping: a review across scales and sectors. *Earth-Science Reviews*, 210, 103345. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103345>
- Breinl, K., Di Baldassarre, G., Mazzoleni, M., Lun, D., & Vico, G. (2020). Extreme dry and wet spells face changes in their duration and timing. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7d05>
- Bucheli, J., Dalhaus, T., & Finger, R. (2021). The optimal drought index for designing weather index insurance. *European Review of Agricultural Economics*, 48(3), 573-597. <https://doi.org/10.1093/erae/jbaa014>
- Cammalleri, C., Naumann, G., Mentaschi, L., Formetta, G., Forzieri, G., Gosling, S., Bisselink, B., De Roo, A., & Feyen, L. (2020). Global Warming and Drought Impacts in the EU. Publications Office of the European Union. Luxembourg. JRC PESETA IV project: Task 7, ISBN 978-92-76-12947-9. <https://doi.org/10.2760/597045>
- Chou, J., Xian, T., Zhao, R., Xu, Y., Yang, F., & Sun, M. (2019). Drought risk assessment and estimation in vulnerable eco-regions of China: under the background of climate change. *Sustainability*, 11(16), 4463. <https://doi.org/10.3390/su11164463>
- Conrads, P. A., & Darby, L. S. (2017). Development of a coastal drought index using salinity data. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 98(4), 753-766. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00171.1>
- Dai, A., Trenberth, K. E., & Qian, T. (2004). A global dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870-2002:
1. Drought
2. Standardized Precipitation Index
3. Water Capacity
4. Standardized Runoff Index
5. Standardized Precipitation Evapotranspiration Index
6. The Standard Water-Soil Index, is a measure used to quantify soil moisture conditions.
7. Dry Spell
8. Water Scarcity
9. Water Year
10. Hazard
11. Individual Index
12. Combined Index
13. Indicator
14. Palmer Drought Severity Index
15. Vegetation Condition Index
16. Exposure
17. Sensitivity
18. Adaptive Capacity
19. Quantification of Drought Impacts
20. Impact-based Approaches
21. Factor-based Conceptual
22. Food and Agriculture Organization
23. Fragility
24. Intergovernmental Panel on Climate Change
25. UN-International Strategy for Disaster Reduction
26. Drought Risk Assessment
27. United Nations Office for Disaster Risk Reduction
28. - World Meteorological Organization
29. - Global Warming Potential

منابع

- انصاری، حسین، و داوری، کامران. (۱۳۸۶). پهنه بندی دوره خشک با استفاده از شاخص بارندگی استاندارد شده در محیط GIS «مطالعه موردی: استان خراسان». پژوهش‌های جغرافیایی، ۳۹(۶۰)، ۹۷-۱۰۸. <https://sid.ir/paper/5493/fa>
- زندی‌فر، سمیرا، جلیلی، عادل، سعیدی‌فر، زهرا، و نعیمی، مریم. (۱۴۰۱). ارزیابی خشکسالی و مداخلات انسانی در کاهش ذخایر آب زیرزمینی. تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران، ۲۰(۱)، ۱۹۹-۲۰۱۸. <https://doi.org/10.22092/ijfrpr.2022.356091.1513>
- لطفی نسب اصل، سکینه، درگاهیان، فاطمه، گوهردوست، آزاده، حاتم بهاروند، اسد، و رضوی زاده، سمانه. (۱۴۰۲). تحلیل وضعیت خشکسالی و ارتباط آن با رخداد تغییر اقلیم مطالعه موردی: سایت‌های زوال بلوط سرابله، استان ایلام. مجله تحقیقات مرتع و بیابان ایران، ۳۰(۲)، ۳۳۵-۳۵۴.

- Relationship with soil moisture and effects of surface warming. *Journal of Hydrometeorology*, 5(6), 1117-1130. <https://doi.org/10.1175/JHM-386.1>
- Edwards, D. C., & McKee, T. B. (1997). Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales. Vol. 97. Department of Atmospheric Science, Colorado State University, publisher. Colorado, 152-155. <http://hdl.handle.net/10217/170176>
 - Emadodin, I., Reinsch, T., & Taube, F. (2019). Drought and desertification in Iran. *Hydrology*, 6(3), 66. <https://doi.org/10.3390/hydrology6030066>
 - Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2021). Drought in numbers 2021: Restoration for readiness. FAO. <https://www.fao.org/3/cb9010en/cb9010en.pdf>
 - Fniguire, F., Laftouhi, N.-E., Saidi, M. E., Zamrane, Z., El Himer, H., & Khalil, N. (2017). Spatial and temporal analysis of the drought vulnerability and risks over eight decades in a semi-arid region (Tensift basin: Morocco). *Theoretical and Applied Climatology*, 130, 321-330. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1873-z>
 - Foltz, R. C. (2002). Iran's water crisis: cultural, political, and ethical dimensions. *Journal of agricultural and environmental ethics*, 15, 357-380. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1021268621490>
 - Fu, X., Svoboda, M., Tang, Z., Dai, Z., & Wu, J. (2013). An overview of US state drought plans: crisis or risk management? *Natural hazards*, 69, 1607-1627. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0766-z>
 - Ghazi, B., Dutt, S., & Torabi Haghighi, A. (2023). Projection of future meteorological droughts in lake Urmia Basin, Iran. *Water*, 15(8), 1558. <https://doi.org/10.3390/w15081558>
 - Grainger, S., Murphy, C., & Vicente-Serrano, S. M. (2021). Barriers and opportunities for actionable knowledge production in drought risk management: embracing the frontiers of co-production. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 602128. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.602128>
 - Hagenlocher, M., Meza, I., Anderson, C. C., Min, A., Renaud, F. G., Walz, Y., Siebert, S., & Sebesvari, Z. (2019). Drought vulnerability and risk assessments: state of the art, persistent gaps, and research agenda. *Environmental Research Letters*, 14(8), 083002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab225d>
 - Haghighi, S., Akhzari, D., Attaeian, B., & Bashir Gonbad, M. (2018). The effect of drought in the source area of dust storms on vegetation change (case study: western parts of Iran). *Environmental Resources Research*, 6(2), 195-200.
 - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Climate change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (Eds.)]. Cambridge University. Cambridge, United Kingdom. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
 - IPCC, F. C. (2014). Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. of Working Group II Contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
 - Karavitis, C. A. (1999). Decision support systems for drought management strategies in metropolitan Athens. *Water International*, 24(1), 10-21. doi: [10.1080/02508069908692129](https://doi.org/10.1080/02508069908692129)
 - Kreibich, H., Blauhut, V., Aerts, J. C., Bouwer, L. M., Van Lanen, H. A., Mejia, A., Mens, M., & Van Loon, A. F. (2019). How to improve attribution of changes in drought and flood impacts. *Hydrological sciences journal*, 64(1), 1-18. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1558367>
 - Krishna Prabhakar, S. V. R. (2022). Implications of regional droughts and transboundary drought risks on drought monitoring and early warning: a review. *Climate*, 10(9), 124. <https://doi.org/10.3390/cli10090124>
 - Li, K., Tong, Z., Liu, X., Zhang, J., & Tong, S. (2020). Quantitative assessment and driving force analysis of vegetation drought risk to climate change: Methodology and application in North-east China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 282, 107865.
 - Logar, I., & van den Bergh, J. C. (2013). Methods to assess costs of drought damages and policies for drought mitigation and adaptation: review and recommendations. *Water resources management*, 27, 1707-1720. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0119-9>
 - Mahmoudi, P., Amir Jahanshahi, S. M., Daneshmand, N., & Rezaei, J. (2021). Spatial and temporal analysis of mean and frequency variations of dry spells in Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 14, 1-22. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12517-021-06861-6>
 - Mannocchi, F., Todisco, F., & Vergni, L. (2004). Agricultural drought: Indices, definition and analysis. *IAHS (International Association of Hydrological Sciences) PUBLICATION*, 286, 246-254.
 - McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*. Anaheim, California, USA.
 - Meza, I., Siebert, S., Döll, P., Kusche, J., Herbert, C., Eyshi Rezaei, E., Nouri, H., Gerdener, H., Popat, E., & Frischen, J. (2020). Global-scale drought risk assessment for agricultural systems. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(2), 695-712. <https://doi.org/10.5194/nhess-20-695-2020-supplement>
 - Mickle, P. F., Herbig, J. L., Somerset, C. R., Chudzik, B. T., Lucas, K. L., & Fleming, M. E. (2018). Effects of annual droughts on fish communities in Mississippi Sound estuaries. *Estuaries and Coasts*, 41, 1475-1485. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0364-5>
 - Neal, B., & Moran, R. (2009). Droughts and drought mitigation in water resources planning. *Australasian Journal of Water Resources*, 13(2), 145-152. <https://doi.org/10.1080/13241583.2009.11465369>

- Palmer, W. C. (1965). Meteorological drought (Vol. 30). US Department of Commerce, Weather Bureau. Washington, D.C, USA.
- Razmgir, M., Panahi, S., Ghalichi, L., Mousavi, S. A. J., & Sedghi, S. (2021). Exploring research impact models: a systematic scoping review. *Research Evaluation*, 30(4), 443-457. <https://doi.org/10.1093/reseval/rvab009>
- Rufat, S., Tate, E., Emrich, C. T., & Antolini, F. (2019). How valid are social vulnerability models? *Annals of the American Association of Geographers*, 109(4), 1131-1153. <https://doi.org/10.1080/24694452.2018.1535887>
- Safarianzengir, V., Fatahi, A., Sobhani, B., & Doumari, S. A. (2022). Temporal and spatial analysis and monitoring of drought (meteorology) and its impacts on environment changes in Iran. *Atmospheric Science Letters*, 23(6), e1080. <https://doi.org/10.1002/asl.1080>
- Sarker, M. H., Ahmed, S., Alam, M. S., Begum, D., Kabir, T. N., Jahan, R., Haq, M. M.-U., & Kabir, S. T. D. (2020). Development and forecasting drought indices using SPI (standardized precipitation index) for local level agricultural water management. *Atmospheric and Climate Sciences*, 11(01), 32-52. <https://doi.org/10.4236/acs.2021.111003>
- Savari, M., & Shokati Amghani, M. (2021). Factors influencing farmers' adaptation strategies in confronting the drought in Iran. *Environment, Development and Sustainability*, 23, 4949-4972. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00798-8>
- Schlesinger, W. H., Dietze, M. C., Jackson, R. B., Phillips, R. P., Rhoades, C. C., Rustad, L. E., & Vose, J. M. (2016). Forest biogeochemistry in response to drought. *Global change biology*, 22(7), 2318-2328. <https://doi.org/10.1111/gcb.13105>
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T. E., Hauck, M., & Hajek, P. (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 45, 86-103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Shukla, S., & Wood, A. W. (2008). Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophysical research letters*, 35(2), 1-7. <https://doi.org/10.1029/2007GL032487>
- Smirnov, O., Zhang, M., Xiao, T., Orbell, J., Lobben, A., & Gordon, J. (2016). The relative importance of climate change and population growth for exposure to future extreme droughts. *Climatic Change*, 138, 41-53. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1716-z>
- Stahl, K., Kohn, I., Blauhut, V., Urquijo, J., De Stefano, L., Acácio, V., Dias, S., Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., & Kampragou, E. (2016). Impacts of European drought events: insights from an international database of text-based reports. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 16(3), 801-819. <https://doi.org/10.5194/nhess-16-801-2016>
- Stakhiv, E. Z., Werick, W., & Brumbaugh, R. W. (2016). Evolution of drought management policies and practices in the United States. *Water Policy*, 18(S2), 122-152. <https://doi.org/10.2166/wp.2016.017>
- Trenberth, K. E. (2005). The impact of climate change and variability on heavy precipitation, floods, and droughts. *Encyclopedia of hydrological sciences*, 17, 1-11. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa211>
- Tsegai, D., Medel, M., Augenstein, P., & Huang, Z. (2022). Drought in numbers 2022: restoration for readiness and resilience. United Nations Convention to Combat Desertification. Abidjan, Côte d'Ivoire <https://www.unccd.int/resources/publications/drought-numbers>
- Um, M.-J., Kim, Y., Park, D., & Kim, J. (2017). Effects of different reference periods on drought index (SPEI) estimations from 1901 to 2014. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(10), 4989-5007.
- United Nations International Strategy for Disaster Reduction. (2009). Drought risk reduction framework and practices: Contributing to the implementation of the Hyogo Framework for Action. UNISDR. Geneva, Switzerland. https://www.unisdr.org/files/11541_DroughtRiskReduction2009library.pdf
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2019). Global assessment report on disaster risk reduction 2019. UNDRR. <https://www.undrr.org/publication/global-assessment-report-disaster-risk-reduction-2019>
- Van Loon, A. F. (2015). Hydrological drought explained. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(4), 359-392. <https://doi.org/10.1002/wat2.1085>
- Venkatappa, M., Sasaki, N., Han, P., & Abe, I. (2021). Impacts of droughts and floods on croplands and crop production in Southeast Asia-An application of Google Earth Engine. *Science of the Total Environment*, 795, 148829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148829>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Camarero, J. J., López-Moreno, J. I., Azorin-Molina, C., Revuelto, J., Morán-Tejeda, E., & Sanchez-Lorenzo, A. (2012). Performance of Drought Indices for Ecological, Agricultural, and Hydrological Applications. *Earth Interactions*, 16(10), 1-27. <https://doi.org/10.1175/2012EI000434.1>
- Wang, D., Hejazi, M., Cai, X., & Valocchi, A. J. (2011). Climate change impact on meteorological, agricultural, and hydrological drought in central Illinois. *Water Resources Research*, 47, W09527, 1-13. <https://doi.org/10.1029/2010WR009845>
- Wilhite, D. A. (2019). Integrated Drought Management: Moving from Managing Disasters to Managing Risk in the Mediterranean region. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 4, 42. <https://doi.org/10.1007/s41207-019-0131-z>
- Wilhite, D. A., Sivakumar, M. V., & Pulwarty, R. (2014). Managing drought risk in a changing climate: The role of national drought policy. *Weather and climate extremes*, 3, 4-13. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2014.01.002>
- Zhang, B., & He, C. (2016). A modified water demand estimation method for drought identification over arid and semiarid regions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 230, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.015>

Article Type

Applied Article

پژوهش کاربردی

نوع مقاله

Integrated Investigation of Flood and Drought and Its Legal Solutions According to Legislative Challenges

بررسی یکپارچه سیلاب و خشکسالی و راهکارهای حقوقی آن با توجه به چالش‌های تقنینی

O.B.Sadr^{1*}, F.Sadr², M.Samare Hashemi³

ام‌البنین صدر^{۱*}، فاطمه صدر^۲، مرضیه ثمره‌هاشمی^۳

1, 3- Ph.D. Student in Water Structures and Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Shahid Bahonar University of Kerman, Kerman, Iran.

۱ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری سازه‌های آبی و استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران.

2- Member of the Center of Lawyers and Family Experts and Advisors of the Judiciary, Kerman, Iran.

۲- عضو مرکز وکلا و کارشناسان و مشاوران خانواده قوه قضائیه، کرمان، ایران.

Corresponding Author Email: O.SADR@agr.uk.ac.ir

رایانامه نویسنده مسئول: Email: O.SADR@agr.uk.ac.ir

Received 08-10-2024

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۰۷/۱۷

Revised 07-01-2025

تاریخ بازنگری ۱۴۰۳/۱۰/۱۸

Accepted 22-01-2025

تاریخ پذیرش ۱۴۰۳/۱۱/۰۳

Available Online 21-06-2025

تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

Abstract

چکیده

Natural disasters are phenomena that are widespread and affect all sectors of human societies. Since human societies operate within the framework of laws, the control and management of natural disasters fall under the responsibility of government officials and authorities. The two hydrological phenomena of flooding and drought are among the most significant natural disasters in recent years in Iran. Numerous studies have been conducted on flooding and drought, indicating that these two phenomena impact three areas: social, economic, and environmental. The aim of this research is to examine the legislative challenges for the integrated management of these two phenomena and to provide legal solutions in this regard. Many laws have been enacted to address and manage the flooding and drought phenomena, which have offered a sectoral and unique perspective on flooding or drought. Ultimately, this research has shown that the laws established concerning drought crises only address the compensation for damages caused by them, while remaining silent on scientific and practical solutions for preventing or mitigating the consequences of drought. Additionally, considering the interaction between the consequences of flooding and drought, reviewing and amending the existing laws related to flooding should be prioritized by the government.

بلایای قهری ازجمله پدیده‌هایی هستند که فراگیر بوده و تمامی بخش‌های جوامع بشری را تحت تأثیر قرار می‌دهند. از آنجاکه جوامع بشری در چارچوب قوانین اداره می‌شود، بنابراین کنترل و مدیریت بلایای قهری به عهده دولت‌مردان و حاکمیت می‌باشد. دو پدیده هیدرولوژیکی سیلاب و خشکسالی از مهم‌ترین بلایای قهری چند سال اخیر کشور ایران محسوب می‌شوند. تاکنون مطالعات بسیاری در رابطه با سیلاب و خشکسالی صورت گرفته که نشان می‌دهد این دو پدیده بر سه بخش اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی تأثیرگذارند. هدف این پژوهش، بررسی چالش‌های تقنینی برای مدیریت یکپارچه این دو پدیده و ارائه راهکارهای حقوقی در این زمینه می‌باشد. قوانین بسیاری به منظور رسیدگی و مدیریت هر یک از پدیده‌های سیلاب و خشکسالی وضع شده‌است که دیدگاهی بخشی و منحصر به فرد در رابطه با سیلاب یا خشکسالی داشته‌اند. در نهایت این پژوهش نشان داده‌است که قوانین وضع شده در رابطه با بحران خشکسالی، صرفاً جبران خسارات ناشی از آن را تعیین تکلیف نموده‌است، لکن در خصوص راهکارهای علمی و عملی جهت پیشگیری یا کاهش عواقب خشکسالی، ساکت است. همچنین با توجه به برهمکنشی عواقب سیلاب و خشکسالی، بازبینی و اصلاح قوانین موجود در رابطه با سیلاب، باید در دستور کار دولت قرار گیرد.

Keywords: Integrated Management, Flood, Drought, Laws and Regulations, Challenges and Solutions.

واژه‌های کلیدی: مدیریت یکپارچه، سیلاب، خشکسالی، قوانین و مقررات، چالش‌ها و راهکارها.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Sadr, O.B., Sadr, F., & Samare Hashemi, M. (2025). Integrated Investigation of Flood and Drought and Its Legal Solutions According to Legislative Challenges. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 108-121. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2410-1368>

به عنوان بحران یاد شده است. طبق بند «الف» ماده ۱ قانون تشکیل سازمان مدیریت بحران، بحران شرایطی است که در اثر حوادث، رخدادها و عملکردهای طبیعی یا انسانی به وجود می‌آید و موجب ایجاد مشقت و سختی به یک مجموعه یا جامعه انسانی می‌گردد. با این تعریف، پدیده‌های خشکسالی و سیلاب که جنبه‌های مختلف اجتماعی و اقتصادی و سیاسی زندگی بشر را تحت تأثیر قرار می‌دهند به نوعی بحران محسوب می‌شوند. همچنین بند «ب» ماده ۱ قانون تشکیل سازمان مدیریت بحران، «مدیریت جامع بحران فرآیند برنامه‌ریزی، عملکرد و اقدامات اجرایی است که توسط دستگاه‌های دولتی، غیردولتی و عمومی پیرامون شناخت و کاهش سطح مخاطرات (مدیریت خطرپذیری) و مدیریت عملیات مقابله و بازسازی و بازتوانی منطقه آسیب‌دیده (مدیریت بحران) صورت می‌پذیرد. در این فرآیند با مشاهده پیش‌نشانگرها و تجزیه و تحلیل آن‌ها و منابع اطلاعاتی در دسترس، تلاش می‌شود به صورت یکپارچه، جامع و هماهنگ با استفاده از ابزارهای موجود از بحران‌ها پیشگیری نموده یا در صورت بروز آن‌ها با آمادگی لازم در جهت کاهش خسارات جانی و مالی به مقابله سریع پرداخته تا شرایط به وضعیت عادی بازگردد». بنابراین یکی از راهکارهای رسیدگی به پدیده‌های سیلاب و خشکسالی، مدیریت بحران است (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۸۷).

هدف از این پژوهش فاصله‌گرفتن از بحث هیدرولوژیکی و علل پدیده‌های سیلاب و خشکسالی و پرداختن به موازین حقوقی، جهت سازماندهی بخش‌های مرتبط با مدیریت توأمان و یکپارچه این دو پدیده است. در نظام حقوقی ایران حسب تصریح اصل چهل‌وپنجم قانون اساسی، رودخانه‌ها و سایر آب‌های عمومی از مصادیق مهم انفال و ثروت‌های عمومی قلمداد می‌شوند. همچنین قانون توزیع عادلانه آب مصوب سال ۱۳۶۱ (۱۹۸۲)، قانون حفظ و تثبیت بستر و کناره رودخانه‌های مرزی مصوب سال ۱۳۶۲ و ماده ۶۹۰ قانون مجازات اسلامی (تعزیرات) مصوب ۱۳۷۵ از دیگر مستندات قانونی در رابطه با منابع آبی کشور می‌باشند. بنابراین برای پرداختن به مدیریت یکپارچه سیلاب و خشکسالی، لزوم بررسی قوانین مرتبط مشهود است.

مروری بر ادبیات و تحقیقات گذشته

تاریخچه بررسی سیلاب و خشکسالی

تاکنون ۴۳ مورد بلای طبیعی در جهان شناخته شده است که ۳۴ مورد آن در ایران وجود دارد و ۹۵ درصد این بلایا منشا

در طول تاریخ همواره آدمیان به آب به عنوان عنصری تمدن‌ساز نگریسته‌اند. اکثر حوادث طبیعی نظیر سیلاب و خشکسالی به منابع آبی وابسته‌اند. در دایره لغات انسان واژه «بلا» اصطلاحی رایج است. اما امروزه هیچ تعریف دقیق حقوقی پذیرفته شده‌ای از آن در حقوق بین‌الملل وجود ندارد. به منظور رفع این چالش، دولت‌ها و نهادهای بین‌المللی کوشیده‌اند با توجه به معیارهای مختلف این موضوع، تعاریفی از آن ارائه کنند. برای مثال سازمان یونسکو بلای طبیعی را به عنوان فرآیند یا پدیده طبیعی که ممکن است باعث ازدست‌دادن جان، جراحت یا سایر تأثیرات بهداشتی، خسارت مالی، ازدست‌دادن معیشت و خدمات، اختلال اجتماعی و اقتصادی یا آسیب‌های محیط‌زیستی شود؛ تعریف می‌کند. همچنین بلایای طبیعی را زیرمجموعه‌ای از همه مخاطرات برای توصیف رویدادهای خطر واقعی و همچنین شرایط خطر نهفته‌ای که ممکن است باعث ایجاد رویدادهای آینده شود، معرفی کرده که این بلایای طبیعی را می‌توان با بزرگی یا شدت آن‌ها، سرعت شروع، مدت زمان و مساحت آن‌ها مشخص کرد. به عنوان مثال، زمین‌لرزه‌ها مدت زمان کوتاهی دارند و معمولاً یک منطقه نسبتاً کوچک را تحت تأثیر قرار می‌دهند، در حالی که خشکسالی‌ها به آرامی توسعه می‌یابند و محو می‌شوند و اغلب مناطق بزرگ را تحت تأثیر قرار می‌دهند.

در بعضی موارد، بلایا مانند سیل ناشی از طوفان یا سونامی ناشی از زلزله، ممکن است به صورت همزمان اتفاق افتند (United Nations [UN], ۲۰۰۹). براساس تعریف یونسکو از بلا، دو پدیده سیلاب و خشکسالی که ممکن است باعث ازدست‌دادن جان، جراحت یا سایر تأثیرات بهداشتی، خسارت مالی، ازدست‌دادن معیشت و خدمات، اختلال اجتماعی و اقتصادی یا آسیب‌های محیط‌زیستی شود، از بلایای طبیعی محسوب می‌شوند و توجه ویژه‌ای را به خود اختصاص داده‌اند. باید توجه داشت مصونیت از بلایای سیلاب و خشکسالی غیرممکن است؛ به علت بزرگی واقعه و تعدد رخداد و اینکه انسان در رخداد یا به وقوع نپیوستن آن هیچ تصرفی ندارد.

مفهوم مصونیت از بلا، تأمین امنیت از بلا است (Ministry of Transport, ۲۰۲۱). در رابطه با دو پدیده سیلاب و خشکسالی هرگز مصونیت از بلا به طور کامل محقق نخواهد شد و تنها می‌توان آسیب‌ها و ضرر ناشی از بلایای طبیعی را مدیریت کرد.

در برخی از قوانین ایران از پدیده‌های سیلاب و خشکسالی

آب و هوایی دارند، نظیر سیلاب و خشکسالی (Barikloo, ۲۰۰۶) هر ساله با نزدیک شدن هفته کاهش اثرات بلایای طبیعی، جلسات متعددی در زمینه‌های مختلف اعم از هماهنگی مانورهای عملیاتی، میزگرد، رژه تجهیزات وامكانات، سخنرانی مسئولین در مراکز مختلف و ده‌ها برنامه دیگر توسط نهادها و سازمان‌های مسئول برگزار می‌شود (Biroodan, ۲۰۰۶). همچنین کمیسیون حقوق بین‌الملل در سال ۲۰۰۷ قانون «حمایت از افراد در بلایا» را تدوین کرده‌است (Qari, Syed Fatemi, ۲۰۰۹). بنابراین جوامع پیشرفته با استفاده از توان علمی و فنی و سازمان‌دهی اصولی توانسته‌اند به مقابله با این بلایا برخاسته و میزان خسارات ناشی از وقوع حوادث را به حداقل کاهش دهند (طباطبایی مؤتمنی، ۱۳۸۷). بررسی‌های آماری بلایای طبیعی، طی سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۲ نشان داده که این بلایا روندی صعودی داشته به‌طوری‌که در این بازه زمانی ۱۲ ساله شدت بلایا چهار برابر، جان‌باختگان هفت برابر، آسیب‌دیدگان پنج برابر و خسارت‌های مالی، سی و هشت برابر شده‌است (السان، ۱۳۸۸).

بررسی راهکارهای مقنن

بسیاری از کشورها وجود و وجوب داشتن قانون یکپارچه برای مسائل آبی، نظیر استفاده از آب سطحی (سیلاب) در بازه خشکسالی منطقه‌ای را درک کرده‌اند، به‌نحوی‌که اولویت‌ها به‌درستی اعمال شود و همچنین تأمین ایمنی و جلوگیری از خسارات جبران‌ناپذیر و تضمین پایداری صورت‌پذیرد؛ و برای آن قوانینی در نظر گرفته‌اند، مثل قانون آب هلند (Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management, ۲۰۱۰). اما اینکه این قوانین تاکنون نتوانسته‌اند به‌خوبی پاسخ‌گوی مسائل آبی باشند، ناشی از عدم سیاست‌گذاری‌های درست است. سیاست از مسائل پیچیده‌ای است که می‌تواند در زمینه‌های مختلف تأثیرات گوناگون داشته باشد، عدم وجود یک قانون منسجم و نظارتی برای دولت‌ها، زمینه‌ساز تصمیمات یک‌جانبه و ایجاد خسارت در زمینه‌های وابسته دیگر می‌شود. برای مثال دولت‌ها بر این باورند که با تمهیدات ساختاری می‌توان بروز بلایای قهری را در مناطق پرطرفدار کاهش داد، پس با ساخت شهرها در مناطق مستعد بلاهای قهری موافقت می‌کنند. درحالی‌که وجود قانون نظارتی کلی بر فعالیت دولت‌ها، خسارات ناشی از تمهیدات سیاسی ناشی از یکپارچه نبودن تصمیمات دولتی را به‌طور چشمگیری کاهش می‌دهد. بنابراین ضعف در مدیریت را می‌توان به‌عنوان ریشه اصلی اغلب مشکلات و مسائل آبی دانست (Biswas و Tortajada, ۲۰۱۱؛ Foltz, ۲۰۰۲؛ Madani,

Larijani, ۲۰۰۵؛ Sivakumar, ۲۰۱۱).

یکی از وظایف دولت‌ها انجام اقدامات لازم در برابر بلاهای قهری است. اما بر اساس قانون این یک حق امنیتی نیست. یعنی افراد یک منطقه که دچار بلایای قهری می‌شوند، حتی برای زیان‌هایی که بر آنها وارد می‌شود، ندارند تا بتوانند از دولت چیزی در جهت ضرر ایجاد شده دریافت کنند. البته دولت‌ها برای جبران خسارات ایجاد شده برای افراد، بیمه حادثه را در نظر گرفته‌اند و افراد می‌توانند خسارات ناشی از بلایای قهری را با بیمه‌کردن کنترل کنند. حکمرانی در این زمینه را می‌توان به‌عنوان عاملی برای طراحی و سیاست‌گذاری از طریق زمینه‌های نهادی با قوانین اساسی، تعریف کرد (Bressers و همکاران، ۲۰۱۶).

در یک بررسی طی انجام ۱۹ پروژه در رابطه با مدیریت خطر یکپارچه سیل در رودخانه‌ای برای هلند، با استفاده از تجزیه و تحلیل کیفی (QCA) نشان داد که سیاست برای اجرای موفقیت‌آمیز یک پروژه لازم و کافی نیست، بلکه سه ابزار سیاسی: یک ترکیب قرارداد یکپارچه، یک ترکیب مدیریت پروژه و یک ترکیب خارج از دولت باهم لازم است (Verweij و همکاران، ۲۰۲۱). از این‌رو در رابطه با دو پدیده سیلاب و خشکسالی، بررسی توأمان و یکپارچه این دو پدیده هیدرولوژیکی که در حقیقت دو سر یک ریسمان هستند و تأثیرات متقابل بر هم دارند، لازم و ضروری است؛ همچنین مدیریت صحیح این مورد نیازمند سیاست‌گذاری‌های کارآمد است که جز با بررسی و اصلاح قوانین میسر نخواهد شد.

اثرات سیلاب و خشکسالی

دو پدیده سیلاب و خشکسالی اثرات متعددی با شدت‌های متفاوت بر جنبه‌های مختلف زندگی بشر (اجتماع، محیط‌زیست، اقتصاد و سیاست) دارند که ذی‌نفعان مختلف واکنش‌های متفاوتی نسبت به هریک از این دو پدیده داشته و سعی بر تمرکز روی جنبه‌های بخشی نسبت به دیدگاه یکپارچه در بررسی‌های گذشته گواه این مطلب است. برای مثال از دیدگاه مسئولان و کشاورزان، بسترها و زمینه‌های اجتماعی مقابله با بلایای طبیعی در اولویت اول هستند، اما در مورد زمینه‌های اقتصادی و زیرساختی، تفاوت نظر وجود دارد. از دیدگاه مسئولان، بسترها و زمینه‌های اقتصادی و زیرساختی در رتبه دوم و سوم جای می‌گیرند، ولی از دیدگاه روستاییان جایگاه بسترها و زمینه‌های زیرساختی با اقتصادی عوض می‌شود (مطیعی لنگرودی و همکاران، ۱۳۹۴). علت اختلاف نظر کشاورزان در زمینه رتبه‌بندی اثرات بلایا را می‌توان ناشی از این دانست که بیشتر خسارات ناشی از بلایای سیل

و خشکسالی متوجه ویژگی‌های فیزیولوژیکی محصول و زیست‌بوم منطقه است (Tian و همکاران، ۲۰۱۴). همچنین روستاییان و کشاورزان تجارب به‌خصوص و تأثیرات ویژه‌ای را از بلایای سیل و خشکسالی کسب کرده‌اند، بنابراین راهکارهای بومی مقابله با مخاطرات (سرمازدگی، خشکسالی، سیل) فعالیت‌های زراعی و استفاده از دانش بومی است که موجب کاهش آسیب‌های ناشی از بلایای طبیعی در روستاها می‌شود (نظری و نجفی کانی، ۱۳۹۶). مدیریت سیلاب و خشکسالی زمانی می‌تواند کارآمد باشد که یکپارچه بوده و تمامی جوانب را تحت‌تأثیر قرار دهد و اولویت‌ها را به درستی و فارغ از جانبداری ذی‌نفعان مشخص کند.

همچنین با توجه به افزایش تراکم مناطق شهری، تغییر در استفاده از اراضی و تغییرات آب‌وهوایی، سیلاب‌های شهری رو به افزایش است و رویکردهای جدید به‌جای رویکردهای سنتی (شامل سدسازی)، برابر سیلاب شهری به‌نحوی که چالش‌های معاصر مدیریت مشارکتی را پوشش‌دهند، لازم است (حیدری، ۱۳۹۸). اینکه چه رویکردی با چه اولویتی تعیین شود، مسئولان و قانون را درگیر می‌کند، چراکه بررسی‌های انجام‌شده نشان می‌دهد بحران‌ها به خودی خود تعیین‌کننده میزان خسارت نیستند؛ بلکه پاسخ مسئولان به بحران است که میزان خسارت‌های وارده را تعیین می‌کند (حسین‌زاده و همکاران، ۱۳۹۹).

نگرانی روزافزون در مورد ناکارآمدی شیوه‌های کنونی مدیریت خشکسالی که عمده‌تأ مبتنی بر مدیریت بحران است، افزایش‌یافته‌است. این روش‌ها واکنش‌پذیر هستند و بنابراین فقط علائم (تأثیرات) خشکسالی را بررسی می‌کنند و از بررسی علل اصلی آسیب‌پذیری‌های مرتبط با اثرات آن، غافل‌اند (زرین و رودباری، ۱۴۰۰).

برخی از پیامدهای سیلاب و خشکسالی نقش تشدیدکننده در این بحران‌ها دارند، برای مثال فرسایش خاک پیامد سیلاب و خشکسالی محسوب می‌شود که باعث تشدید رخداد این بلایا نیز خواهد شد (Zhang و همکاران ۲۰۱۶؛ Shmilovitz و همکاران ۲۰۲۱؛ Masroor و همکاران، ۲۰۲۲). همچنین اگر خشکسالی با سیلاب همراه شود، دسترسی به آب و غذا و بهداشت دچار مشکلات حادی شده و به‌طور بالقوه آسیب‌پذیری جمعیت افزایش می‌یابد (Matano، ۲۰۲۲). در نتیجه چالش‌های دولت برای برطرف‌شدن تأثیرات بحران‌های طبیعی بیشتر خواهد شد.

رویکردهای تقنینی

رویکرد تقنینی قانون‌گذار نسبت به مدیریت خشکسالی یا سیلاب برخی اشکالات اساسی دارد که به‌علت بخشی بودن،

شکل‌گیری یک نظم حقوقی مشخص و سازنده در مدیریت یکپارچه این پدیده‌ها را ناممکن می‌سازد. برای مثال لک‌زهی مقدم و فریادی (۱۴۰۰) با بررسی عناصر پنجگانه لازم برای ارائه الگویی مطلوب در قانونگذاری برای مدیریت خشکسالی از رویکرد حقوق بحران‌های طبیعی نتیجه می‌گیرند که اولاً خشکسالی هنوز تبدیل به یک مسئله حقوقی برای قانونگذار نشده‌است و قوانین تصویب‌شده بطور کاملاً ناقص و گذرا نسبت به این پدیده واکنش نشان داده‌اند، دوم اینکه قوانین موجود راهکارهای مقتضی و سازنده برای پیشگیری، کاهش آثار، نهادسازی و تصریح صلاحیت‌ها و جبران مناسب خسارت‌های ناشی از خشکسالی ارائه نکرده‌اند و این امر می‌تواند مانع مدیریت اصولی و موثر خشکسالی‌های آینده شود.

در برخی از کشورهای جهان نظیر بلژیک، اداره آب خطر سیل آینده که ساخت و سازهای جدید را تهدید می‌کند، بر اساس نقشه‌های خطر و خطر سیل آنلاین ارزیابی می‌کند (Geoloket، ۲۰۲۱). بنابراین نیاز به پیوند رویکردهای مدیریت خطر بلایا با تأثیرات پیش‌بینی‌شده تغییرات آب و هوایی وجود دارد، زیرا پیش‌بینی‌ها به وضوح نشان‌دهنده افزایش رویدادهای شدید آب و هوایی، به‌ویژه سیل و خشکسالی است (IPCC، ۲۰۲۱).

گزارشی از یونسکو در سال ۲۰۲۳، در چارچوب پروژه ClimWaR (بهبود خدمات اقلیمی برای بهبود مدیریت منابع آب در مناطق آسیب‌پذیر در برابر تغییرات آب و هوایی: مطالعات موردی از آفریقا و آمریکای لاتین و کارائیب) تهیه شده است که چالش‌های مدیریت خطر سیل و خشکسالی را نه تنها در اروپا، بلکه در سراسر جهان توضیح می‌دهد و برخی از بهترین شیوه‌ها را برای درک بهتر خطر سیل و خشکسالی و بهبود استفاده از داده‌ها و ابزارهای موجود برجسته می‌کند. بهترین شیوه‌های ذکرشده در اینجا شامل خطر سیل و خشکسالی و نقشه‌برداری از خطر، نظارت در زمان واقعی و سیستم‌های هشدار اولیه، طرح‌های پرداخت برای بازیابی سریع‌تر و رویکردهای پایین به بالا برای مدیریت خطر سیل و خشکسالی است. در نهایت، توصیه‌هایی برای مدیریت خطر سیل و خشکسالی فعال مبتنی بر شواهد و مردم‌محور ارائه شده‌است (United Nations [UN]، ۲۰۲۳).

از آنجا که تأثیرات منفی سیل و خشکسالی به صورت آبشاری در بخش‌های مختلف گسترش می‌یابد (Pizzorni و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین تمامی جوامع بین‌المللی باید بپذیرند که مدیریت سیلاب و خشکسالی از وظایف دولت‌هاست و با قانونگذاری یکپارچه، عملی و کارآمد خواهد بود.

اهمیت ایجاد سیاست‌گذاری قانونی و نهادی مؤثر برای کاهش خطرپذیری بحران‌ها تأکید دارد.

بعد از این چارچوب سند Sendai تدوین شد. در ماده ۶ سند Sendai^۳ بیان می‌دارد: «تقویت اقدامات برای کاهش مواجهه و آسیب‌پذیری و در نتیجه پیشگیری از ایجاد خطر بلایای جدید و مسئولیت‌پذیری در تمام سطوح، مورد نیاز است». بنابراین مدیریت یکپارچه سیلاب و خشکسالی نیازمند توسعه چارچوب سیاست‌گذاری قانونی و نهادی برای کاهش اثرات متقابل سیلاب و خشکسالی است. در این پژوهش از روش بررسی کتابخانه‌ای و بررسی تجارب بین‌المللی سایر کشورها،

ماده ۱۶ چارچوب کاری Hyogo^۲ برای سال‌های ۲۰۰۵ - ۲۰۱۵ در اسناد بین‌الملل بیان می‌دارد: «کشورهایی که چارچوب سیاست‌گذاری قانونی و نهادی را برای کاهش خطرپذیری بحران‌ها توسعه دهند و قادر به گسترش و ارزیابی پیشرفت‌های حاصله از طریق شاخص‌های مشخص و قابل اندازه‌گیری باشند، ظرفیت بیشتری برای مدیریت بحران‌ها و دست‌یافتن به اجماع عمومی، در جهت کاهش خطرپذیری بحران درمیان تمام اقشار جامعه خواهند داشت». در واقع این چارچوب به



شکل ۱- مراحل بررسی سیلاب و خشکسالی با راهکارهای مقنن

قوانین در رابطه با سیلاب و خشکسالی از متون مربوطه استخراج گردیده و مورد بررسی و تحلیل قرار گرفته است. شکل (۱) روند بررسی را به وضوح نشان می دهد.

مردم و مسئولین بدون توجه به پیامدهای منفی ساخت و ساز در بستر رودخانه ها اقدام به تغییر کاربری و در مواردی احداث بناهای مسکونی حتی در بستر رودها کرده اند. با اجرای طرح های ساماندهی، سودجویان تا کناره دیواره های احداث شده در حاشیه رودها را به ساخت و ساز اختصاص داده و همین عامل سبب محدود شدن فضای عبور رواناب ها و ورود آن به اماکن مسکونی و زیرساخت ها شده است. در نتیجه با محدود کردن فضای بستر رودها، خطرات سیلاب افزایش یافته است. با وجود قانون توزیع عادلانه آب، که با وضع دو ماده و چهار تبصره به قاعده گذاری نظام حقوقی منابع آبی می پردازد، بستر و حریم رودخانه ها و انهار طبیعی را در حیطه اختیارات و تصمیم گیری های دولت قرار داده تا بر اساس مصالح عامه بهره برداری شود و در حال حاضر این وظیفه برعهده شرکت های آب منطقه ای است. تبصره های سه و چهار این قانون به نقش وزارت نیرو (شرکت های آب منطقه ای) در صدور مجوز اعیانی در بستر رودخانه می پردازد. تبصره سه بیان دارد که وزارتخانه نباید با هر درخواستی مبنی بر احداث اعیانی در بستر و حریم رودخانه موافقت نماید، بلکه پس از بررسی های حقوقی و باتوجه به شرایط فنی حاکم بر رودخانه، اجازه را صادر نماید. اگر دیدگاه تسلیم شدن در برابر خشکسالی کنار گذاشته شود و بپذیریم که سیلاب و خشکسالی از بلایای قهری هستند و همچنین به دوره بازگشت سیلاب های مناطق اطمینان شود، با نگرشی یکپارچه به تأثیرات سیلاب و خشکسالی بریکدیگر از تصرف به حریم رودخانه ها به هر نحوی جلوگیری خواهد شد. دولت ها بر این باورند که با تمهیدات ساختاری می توان بروز بلایای قهری را در مناطق پرطرفدار کاهش داد، پس با ساخت شهرها در مناطق مستعد بلایای قهری موافقت می کنند. در حالی که در صورت وجود قانون نظارتی کلی بر فعالیت دولت ها، خسارات ناشی از تمهیدات سیاسی که ناشی از یکپارچه نبودن تصمیمات دولتی است، به طور چشمگیری کاهش می یابد. بنابراین تدوین تبصره ای در خصوص سازمان صادرکننده مجوز خلاف قانون، در این زمینه الزامی خواهد بود. به طور کلی پس از پذیرش اینکه خشکسالی و سیلاب دو بحران هستند که بر یکدیگر برهمکنش های شدیدی دارند؛ برای بررسی و تحلیل توأمان بحران ها لازم است که وقوع بحران را مورد ارزیابی قرار دهیم. بنابراین چالش ها و راهکارهای مقنن را در سه بازه قبل از وقوع، حین بحران و پس از آن بررسی می کنیم.

۱. چالش ها و راهکارهای مقنن مدیریتی قبل از وقوع بحران

راهکارهای مدیریتی قبل از وقوع بحران، شامل ارائه تمهیدات لازم برای پیش بینی های درست بر مبنای اطلاعات هواشناسی، زمین شناسی و ... است که باید با توجه به این تمهیدات به وضع قوانین راهبردی، ارتقای فرهنگ مدیریت بحران، افزایش دانش و آگاهی های عمومی و تخصصی و در نهایت تخصیص اعتبارات لازم پرداخته شود. از جمله تصویب قانون تشکیل کمیته ملی کاهش اثرات بلایای طبیعی که بر اساس ماده واحده آن کمیته ای به منظور مبادله اطلاعات، مطالعه، تحقیقات علمی و پیداکردن راهکارهای منطقی جهت پیشگیری و کاهش اثرات بلایای طبیعی تشکیل می گردد. اما نکته حائز اهمیت در این مورد توجه به همبستگی و یکپارچه بودن برخی از بحران ها نظیر سیلاب و خشکسالی است؛ به طوری که به علت برهمکنش میان این دو پدیده باید قوانین به نحوی وضع شوند که همه جانبه و یکپارچه بوده و راهکارهای مبنی بر کنترل یا مدیریت دو پدیده سیلاب یا خشکسالی ارائه شود.

برای مثال از راهکارهایی که در زمینه قبل از وقوع سیلاب ارائه می شود، بیابان زدایی (با ساخت منازل مسکونی مقاوم، ممانعت از کندن بوته ها و درختان جنگلی، جلوگیری از چرای بیش از حد در مراتع، احداث سیل بندها و سدها) است. مشهود است بسیاری از راهکارهای ارائه شده در این باره برای کاهش اثرات ناشی از خشکسالی نیز مفید خواهد بود.

یکی از قوانین مرتبط در این باره، قانون افزایش بهره وری بخش کشاورزی و منابع طبیعی با ۳۵ ماده و ۳۶ تبصره است (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۸۹). که در ماده ۱۲ دولت را مکلف کرده به منظور ارتقاء بهره وری در حفاظت بهینه و نیز احیاء جنگل ها، بیشه های طبیعی و مراتع کشور، بخش های غیردولتی را بکارگیرد. همچنین بند «ت» ماده ۱۴ قانون بحران کشور بیان می کند که وزارت علوم، تحقیقات و فناوری از طریق موسسات وابسته از جمله موسسه ژئوفیزیک، پژوهشگاه بین المللی زلزله شناسی و مهندسی زلزله، پژوهشگاه ملی اقیانوس شناسی و علوم جوی موظف است با همکاری سازمان هواشناسی (پژوهشگاه هواشناسی و اقلیم شناسی) و انجمن های علمی نسبت به توسعه تحقیقات، مطالعات و شبکه های اطلاعاتی تخصصی درباره پیشگیری و کاهش خطر حوادث و سوانح اقدام کند. هرچند که مطالعات و تحقیقات سازمان های مذکور در این باره کم نبوده است، اما موضوع برای اجرایی شدن این تحقیقات، بالابردن سطح آگاهی های عمومی مطابق بند دوم اصل سوم قانون اساسی است که می تواند با سازمان های مردم نهاد محقق شود. در مقدمه قانون اساسی

به نقش مشارکت فعال اجتماعی اشاره شده است. بنابراین لزوم ایجاد بسترهای مناسب جهت نظرسنجی برای طرح‌های مدیریت بحران از عموم جامعه مشهود است. به این ترتیب برخی از طرح‌های احیای محیط زیست که برای کاهش پیامدهای ناشی از بحران‌های سیلاب و خشکسالی موثر است، با سرعت بیشتر و هزینه کمتر انجام خواهد شد.

یکی از راهکارهای افزایش آگاهی‌های عمومی طبق بند «الف» ماده ۱۴ قانون بحران کشور، به کارگیری سه وزارتخانه «آموزش و پرورش»، «علوم، تحقیقات و فناوری» و «بهداشت، درمان و آموزش پزشکی» است که موظفند با همکاری جمعیت هلال احمر جمهوری اسلامی ایران و سازمان آموزش فنی و حرفه‌ای کشور و بر اساس استانداردهای سازمان، نسبت به طراحی و ارائه واحد درسی «آمادگی در مقابل حوادث و سوانح» در قالب برنامه آموزشی مدارس، دانشگاه‌ها و موسسات پژوهشی اقدام کنند. گذراندن این درس برای تمامی دانش‌آموزان و دانشجویان الزامی است. تاکنون در واحدهای درسی دانشگاهیان این قانون اجرایی نشده است و الزام پیگیری در این زمینه را نمایان می‌کند. چراکه با ارائه پیش آگاهی‌هایی نظیر خشکسالی برای سال آتی در یک منطقه، حداقل کشاورزان آن حوضه می‌توانند با اطمینان بیشتری به برنامه‌های وزارت جهاد کشاورزی و پیروی از الگوی کشت‌های ارائه شده برای آن منطقه در بازه زمانی مقرر اعتماد کرده و از آنها تبعیت کنند. همچنین بر اساس بند «ث» ماده ۱۴ قانون مدیریت بحران کشور؛ وزارت راه و شهرسازی باید از طریق سازمان هواشناسی کشور و با همکاری وزارت نیرو و وزارت جهاد کشاورزی، با همکاری سازمان صدا و سیما جمهوری اسلامی ایران و با مشارکت جمعیت هلال احمر جمهوری اسلامی ایران و بر اساس استانداردهای سازمان، نسبت به تهیه برنامه‌های آموزشی برای ارتقای سطح آگاهی مردم در برابر بحران اقدام کند. بنابراین لزوم برنامه‌ریزی کارآمد به منظور افزایش آگاهی مردم به ویژه کشاورزان که بیشترین تأثیرپذیری را از بلایای سیلاب و خشکسالی دارند، مشهود است.

۲. چالش‌ها و راهکارهای مقنن مدیریتی حین وقوع بحران

به طور کلی باید توجه داشت که قانون همواره شرایط ایده‌آل را در نظر می‌گیرد و در گام حین بحران، شرایط ایده‌آل نخواهد بود، در نتیجه بازدهی ممکن است کاهش یابد که لزوم مدیریت صحیح و کارآمد را مشخص می‌کند. بر اساس ماده ۹ قانون مدیریت بحران کشور مصوب ۱۳۹۸، وظایف سازمان مدیریت بحران به صورت جامع در سطح مردمی، ملی و بین‌المللی تبیین شده است (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۹۸). همچنین بند

ج ماده ۲ قانون تشکیل سازمان مدیریت بحران (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۸۷) که شامل بخش حین وقوع بلایا می‌شود، انجام اقدامات و ارائه خدمات اضطراری به دنبال وقوع بحران به منظور جلوگیری از گسترش خسارات بحران را ارائه کرده است که در زمینه بحران سیلاب می‌توان به راهکارهای امدادی حین حادثه و در ارتباط با خشکسالی، ابطال مجوزهای برداشت آب زیرزمینی از چاه‌های منطقه یا بحث‌های انتقال آب برای منطقه درگیر بحران اشاره کرد. در این قسمت وابستگی بین دو بخش قبل از وقوع و حین حادثه، کاملاً مشهود و مشخص است. برای مثال در بازه قبل از وقوع بحران سیلاب، آب ناشی از سیلاب به نحوی بهینه مدیریت شود که برای مرحله حین وقوع حادثه در بحران خشکسالی از همین آب استفاده شود. بنابراین بین مرحله حین و قبل از وقوع بلایا ارتباط نزدیکی است که در نگرش یکپارچه کاملاً توجیه‌پذیر می‌باشد.

در سال ۱۴۰۱ بودجه ۵۵۳ میلیارد تومانی به منظور رسیدگی به گام پیش از بحران سیلاب در نظر گرفته شد که اگر به اثرات سیلاب بر خشکسالی توجه می‌شد این سرمایه‌گذاری با مقادیر کمتر، در هر دو زمینه مدیریتی سیلاب و خشکسالی اثربخش بود. برای مثال در منطقه‌ای که پوشش گیاهی به علت خشکسالی طولانی مدت دستخوش تغییر شده است و همچنین پایش سیلاب منطقه، آسیب‌پذیری در برابر سیلاب با دوره بازگشت مشخص را نشان می‌دهد؛ با کاشت گیاهان مقاوم به خشکی برای کاهش سرعت جریان ناشی از سیلاب، می‌توان از خسارات سیلاب احتمالی کاسته، همچنین با کاهش سرعت جریان سیلاب توسط پوشش گیاهی ایجاد شده، به افزایش نفوذ و در نتیجه تغذیه بستر منطقه دچار خشکسالی افزوده و اثرات و تداوم خشکسالی را در مرحله حین بحران توأمان با کاهش سرعت جریان سیلاب، کاهش داد.

بر اساس بند «ث» ماده ۱۴ قانون مدیریت بحران کشور (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۹۸)؛ وزارت راه و شهرسازی باید از طریق سازمان هواشناسی کشور و با همکاری وزارت نیرو و وزارت جهاد کشاورزی به پایش سیلاب بپردازد. اگرچه سیلاب و خشکسالی از نظر هیدولوژی دو پدیده حدی کاملاً متضاد می‌باشند، پذیرفتن این موضوع که این دو پدیده در حقیقت دو روی متفاوت یک سکه هستند، باعث می‌شود که جای خالی بررسی و پایش خشکسالی در کنار سیلاب در بند «ث» ماده ۱۴ قانون مدیریت بحران مشهود شود.

۳. چالش‌ها و راهکارهای مقنن مدیریتی پس از وقوع بحران

راهبردهای مدیریتی پس از وقوع سیلاب را می‌توان شامل دو مورد بیمه و بازسازی دانست. طبق بند «ح» ماده ۱۴ قانون

بحران کشور، وزارت امور اقتصادی و دارایی (بیمه مرکزی) موظف است با هماهنگی سازمان مدیریت بحران کشور سازوکارهای لازم برای گسترش بیمه حوادث و سوانح با اولویت آتش‌سوزی، سیل و زلزله را فراهم کند. همچنین تبصره ماده ۱۹ قانون بحران مردم را تشویق به بیمه ناشی از حوادث می‌کند. اگرچه بیمه حوادث می‌تواند در جبران خسارات برای مردم مفید واقع شود، اما این امر از مسئولیت دولت در این باره نمی‌کاهد. با این وجود تأخیر در بازپرداخت خسارت توسط شرکت‌های بیمه و اختیاری بودن بیمه سیل، همچنین اینکه دو نهاد بیمه مرکزی ایران و وزارت اموراتصادی و دارایی نتوانسته‌اند در طول این چند دهه موفق عمل نمایند، باعث شده بیمه‌گذاری زیرساخت‌های مسکونی، تجاری و کشاورزی چندان با استقبال روبه‌رو نشود (طاهری و مساعدی، ۱۴۰۲).

بر اساس بند «د» ماده ۱۴ قانون بحران کشور، وزارت کشور موظف است تا از طریق سازمان شهرداری‌ها و دهیاری‌های کشور برای توسعه ایمنی، اطفای حریق، جست‌وجو و نجات آسیب‌دیدگان از حوادث شهری و روستایی در مراکز جمعیتی اقدام کند که یکی از قوانین مرتبط با بازسازی یا بازتوانی در زمینه مدیریت سیلاب و خشکسالی محسوب می‌شود. به‌طور کلی کنشگران بازسازی و بازتوانی پس از وقوع بحران، در بخش‌های زیر حضور دارند: نهاد رهبری، ریاست دولت، مجلس شورای اسلامی و وزارتخانه‌های مختلف مانند وزارت کشور، راه و شهرسازی، نیرو، نفت، آموزش و پرورش، جهاد کشاورزی، ارتباطات و فناوری اطلاعات، علوم تحقیقات و فناوری، کار، تعاون و رفاه اجتماعی، بهداشت درمان و آموزش پزشکی و سایر سازمان و ارگان‌هایی نظیر سازمان‌های زیرنظر نهاد رهبری، مدیریت بحران، برنامه و بودجه، نظام مهندسی، بنیاد مسکن، نیروهای مسلح، شهرداری، بهزیستی، سازمانهای مردم نهاد، بانک مرکزی و نیروهای داوطلب مردمی.

مطابق ماده ۲۶ قانون هوای پاک، سازمان هواشناسی مکلف شد ظرف دو سال شبکه ملی هشدار و پیش‌آگاهی رخدادهای سیل، طوفان و گردوغبار را تکمیل کند (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۹۶). به عنوان پیشنهاد باید تبصره جدید تحت عنوان خشکسالی نیز به این قانون اضافه شود، چراکه خشکسالی به عبارتی روی دیگر سکه سیلاب محسوب می‌شود؛ برای مثال در تبصره‌ای از این ماده قانونی باید سازمان‌های مربوطه در مناطقی که از نظر پیش‌بینی و برآورد سطح آب‌زیرزمینی یا میزان بارش در معرض خطر خشکسالی هستند، موظف به هشدار زودهنگام خشکسالی شوند. برای عملی‌شدن این طرح ایجاد شبکه هشدار و پیش‌آگاهی خشکسالی و به‌کارگیری آن با روش‌های

هوشمند نوین، امکان‌پذیر خواهد بود.

همچنین در سال‌های اخیر، آلودگی هوای مناطق درگیر ریزگردها ناشی از خشکسالی طولانی‌مدت منطقه است که نه‌تنها بر هوا که از مهم‌ترین عوامل برای سلامت جوامع بشری محسوب می‌شود، بلکه در نگاهی جامع‌تر بر اقتصاد منطقه که تحت تأثیر هوا قرارداد تأثیرگذار خواهد بود. برای مثال خشکسالی‌های طولانی‌مدت سال‌های اخیر در برخی از استان‌های کشور باعث هجوم ریزگردها و در نتیجه تعطیلی مشاغل که در هوای آزاد می‌باشند، نظیر مشاغل مرتبط با فیلدهای نفتی می‌شود که می‌تواند در طولانی مدت زیان‌های اقتصادی جبران‌ناپذیری را برای کشور به‌بار آورد. عامل ایجاد خشکسالی موارد متعددی است که یکی از آنها احداث نادرست سد برای مهار سیلاب است، نظیر سدهایی که برای ذخیره آب بالادست احداث شده‌اند و حق‌آبه تالاب‌ها یا مناطق دیگر پایین‌دستی را رعایت نکرده‌اند. البته در برخی مناطق مرزی عامل هجوم ریزگردها مربوط به کشورهای همسایه است. از آنجایی که ایران عضو بسیاری از کنوانسیون‌های محیط‌زیستی می‌باشد، با استفاده از ظرفیت همکاری بین‌المللی می‌توان راهکارهای مناسبی جهت کنترل بحران‌ها درپیش‌گرفت.

قوانین جمهوری اسلامی ایران برای مقابله با خشکسالی شامل مجموعه‌ای از تدابیر و اقدامات است که به‌منظور کاهش اثرات منفی خشکسالی و جبران خسارات ناشی از آن تدوین شده‌اند. برخی از این قوانین و آیین‌نامه‌ها عبارتند از:

۱. **تصویب‌نامه هیأت وزیران:** این تصویب‌نامه به اختصاص اعتبار برای مقابله با خشکسالی در زیستگاه‌های حیات‌وحش و تالاب‌های تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط‌زیست می‌پردازد.

۲. **آیین‌نامه اجرایی قانون جبران خسارات و پیشگیری عوارض ناشی از خشکسالی:** این آیین‌نامه به منظور جبران خسارات و پیشگیری از عوارض ناشی از خشکسالی تدوین شده و شامل تخصیص اعتبارات و تسهیلات مالی برای مقابله با خشکسالی است.

۳. **دستورالعمل اجرایی نحوه توزیع اعتبارات مدیریت خشکسالی:** این دستورالعمل به نحوه توزیع اعتبارات و هماهنگی دستگاه‌های اجرایی برای کاهش آثار ناشی از خشکسالی می‌پردازد.

این قوانین و مقررات به‌منظور کاهش اثرات منفی خشکسالی و حمایت از بخش‌های مختلف اقتصادی و زیست‌محیطی کشور تدوین شده‌اند که به‌علت یک جانبه بودن، اثربخشی

مطلوب را نداشته و یا اینکه در طولانی مدت، بازدهی ندارند. از آنجاکه نظام حقوقی ایران، منابع آب را جزو ثروت ملی و انفال می‌داند که باید توسط دولت برای تأمین منفعت عمومی مدیریت شود، پس رسیدگی به تأثیرات اجتماعی و اقتصادی بلایای قهری سیلاب و خشکسالی توأمان باید در وظایف دولت و تحت نظارت قانون باشد.

در تبصره چهار ماده دو قانون توزیع عادلانه آب، در رابطه با بستر رودخانه ها قانونگذار از واژه مزاحمت برای امور آب استفاده نموده و از تعریف و ذکر انواع مصادیق آن امتناع نموده و این ابهام را به وجود آورده که چه مصادیقی می‌توانند برای امور آب مزاحم محسوب شوند؟ به نظر می‌رسد احداث و ایجاد هر نوع اعیانی مانند تأسیسات، درختان، خاکریزی، برداشت شن و ماسه از بستر رودخانه و به عبارت کلی هر فعلی که محل امن عبور آب را ناایمن سازد، می‌تواند مزاحم امور آب محسوب شود. لذا قانون‌گذار این صلاحیت را برای وزارت نیرو (شرکت‌های آب منطقه‌ای) در نظر گرفته تا امور مزاحم آب را تشخیص دهند. نکته دیگر در خصوص تبصره مذکور این است که منظور از اعیانی‌های موجود که به نظر وزارت نیرو مزاحم برای امور آب تشخیص داده شده چیست؟ آیا اعیانی‌های موجود در زمان تصویب قانون است یا خیر؟ شرکت آب منطقه‌ای با توجه به تبصره چهار ماده دو قانون توزیع عادلانه آب، در صورت مشاهده تخلفات احداث و ایجاد تأسیسات و عرصه‌های بدون مجوز، باید پیگیری‌های لازمه را اعمال نماید. مطابق تبصره

مزبور، وزارت نیرو در صورتی می‌تواند از سازوکارهای این تبصره استفاده نماید که اعیانی‌های موجود را برای امور مربوط به آب مزاحم تشخیص دهد.

از تفسیر این قانون چنین برداشت می‌شود که اگر شخصی در بستر و حریم رودخانه قبل از تصویب قانون، اعیانی داشته و از سوی وزارت نیرو مزاحم امور آب تشخیص داده نشود، ظاهراً باید به همان حالت باقی بماند که به نظر می‌رسد استنتاج صحیحی نمی‌باشد، زیرا طبیعت رودخانه هر لحظه در حال تغییر است و نمی‌توان از قبل، قاعده ثابتی را از جهت مزاحمت یا عدم مزاحمت اعیانی واقع در بستر تعیین نمود (میری، ۱۳۹۹). با این وجود قانون مذکور ناقص بوده و نیازمند اصلاح و بازنگری است.

بر اساس بند «پ» ماده ۱۴ قانون بحران کشور وزارت نیرو موظف است با همکاری وزارت جهاد کشاورزی و وزارت کشور (سازمان شهرداری‌ها و دهیاری‌های کشور)، سازوکارهای لازم برای کنترل آب‌های سطحی (سیلاب) در سطح ملی و استانی را ایجاد کند. این مورد به خوبی نشان می‌دهد قوانین مربوط به سیلاب هنوز عمقی و دقیق نیستند و این می‌تواند از پی‌نبردن به آثار متقابل سیلاب و خشکسالی نشأت گیرد. بنابراین هنوز باید با ایجاد و افزایش سطح آگاهی به بررسی این دو بحران پرداخته شود. به منظور بهره‌مندی از سایر قوانین و تجارب بین‌الملل، برخی از قوانین و مقررات مرتبط با مدیریت سیلاب و خشکسالی در سطح جهان، در جدول (۱) آورده شده است.

جدول ۱- قوانین مرتبط با سیلاب و خشکسالی در سطح جهانی

شماره	عنوان	کشور	سال
۱	قانون مدیریت منابع آب	استرالیا	۲۰۰۰
۲	قانون حفاظت از محیط‌زیست و منابع آب	کانادا	۲۰۰۲
۳	قانون مدیریت منابع طبیعی	آفریقای جنوبی	۲۰۰۴
۴	قانون مدیریت بحران	هند	۲۰۰۵
۵	قانون حفاظت و بهره‌برداری از منابع آب	ایالات متحده آمریکا	۲۰۰۷
۶	قانون مدیریت سیلاب و خشکسالی	هند	۲۰۰۹
۷	قانون مدیریت سیلاب و خشکسالی	برزیل	۲۰۱۱
۸	استراتژی ملی مدیریت خشکسالی و سیلاب	اتحادیه اروپا	۲۰۱۲
۹	قانون تغییرات اقلیمی و مدیریت آب	کالیفرنیا، ایالات متحده	۲۰۱۵
۱۰	قانون تغییرات اقلیمی و مدیریت منابع آب	ایالات متحده	۲۰۲۱
۱۱	قانون مدیریت سیلاب و خشکسالی	اتحادیه اروپا	۲۰۲۳

برخی از قوانین نظیر قانون مدیریت منابع آب استرالیا^۴، قانون تغییرات اقلیمی و مدیریت آب کالیفرنیا، ایالات متحده^۵، قانون حفاظت از محیط زیست و منابع آب کانادا^۶ به مدیریت منابع آب، با هدف حفاظت از منابع آبی و در نتیجه مدیریت غیرمستقیم سیلاب و خشکسالی پرداخته‌اند. همچنین قانون حفاظت و بهره‌برداری از منابع آب ایالات متحده آمریکا^۷ و قانون مدیریت منابع طبیعی آفریقای جنوبی^۸ با هدف بهبود کارایی استفاده از منابع به منظور مقابله با بحران‌های سیلاب و خشکسالی وضع شده‌اند. قانون تغییرات اقلیمی و مدیریت منابع آب ایالات متحده^۹ علاوه بر رویکرد بهبود مدیریت منابع آب، به سازگاری با تغییرات اقلیمی با بحران‌های مرتبط می‌پردازد.

قانون مدیریت بحران هند^{۱۰} به مدیریت بحران‌های طبیعی، از جمله سیلاب و خشکسالی، در سطح ملی و ایالتی می‌پردازد. اما بعضی از قوانین وضع شده مثل استراتژی ملی مدیریت خشکسالی و سیلاب اتحادیه اروپا^{۱۱} و قانون مدیریت سیلاب و خشکسالی اتحادیه اروپا^{۱۲} به‌طور مستقیم به بررسی و مدیریت همزمان خشکسالی و سیلاب در کشورهای عضو اتحادیه اروپا می‌پردازد و قوانین مدیریت سیلاب و خشکسالی هند^{۱۳} و مدیریت سیلاب و خشکسالی برزیل^{۱۴} به مدیریت و پاسخ به بحران‌های سیلاب و خشکسالی می‌پردازد.

برخی از قوانین و مقررات مرتبط با مدیریت سیلاب و خشکسالی در ایران، در جدول (۲) آورده شده است. متأسفانه با بررسی تمامی قوانین وضع شده در ایران که مرتبط با سیلاب و خشکسالی هستند، به نظر می‌رسد قوانین به‌صورت کلی هستند و قوانین مرتبط با سیلاب بیش از قوانین مربوط به خشکسالی است. با توجه به همبستگی این دو پدیده حدی، قانونی که مستقیماً در رابطه با سیلاب و خشکسالی باهم باشد، دیده نشد. درحالی‌که مقایسه قوانین موجود در کشور با جهان نشان‌داد که قوانینی که مستقیماً برای مدیریت سیلاب و خشکسالی در جهان وضع شده‌است از سال ۲۰۱۲ تا ۲۰۲۳ ادامه داشته و نشان‌دهنده اهمیت این مسئله است.

نتایج و بحث

داشتن برنامه‌ای منسجم و کاربردی و الزام به رعایت آن در قالب قوانین منسجم از جانب دولت‌مردان، کمک شایانی به جوامع و البته برطرف شدن دو چالش بزرگ هیدرولوژیکی سیلاب و خشکسالی می‌کند. در حقوق کیفری موضوع، ضمن آنکه با توجه به اصول کلی حاکم بر حقوق جزا در ایران بعضی از رفتارهای مجرمانه علیه صنعت آب جرم محسوب و سبب واکنش کیفری علیه متخلف می‌گردد مانند آسیب به محیط‌زیست یا

جدول ۲- برخی از قوانین مرتبط با مدیریت سیلاب و خشکسالی در ایران

شماره	عنوان	تعداد ماده	تعداد تبصره	سال تصویب
۱	قانون حفاظت و بهره‌برداری از جنگل‌ها و مراتع	۶۷	۵۰	۱۳۴۶
۲	قانون آب و ملی شدن آن	۶۶	۵	۱۳۴۷
۳	قانون پیشگیری و مبارزه با خطرات سیل	۸	۵	۱۳۴۸
۴	قانون حفاظت و بهسازی محیط زیست	۲۱	۹	۱۳۵۳
۵	قانون توزیع عادلانه آب	۵۲	۲۷	۱۳۶۱
۶	قانون حفاظت و بهره‌برداری از منابع آبی جمهوری اسلامی	۲۳	۵	۱۳۷۴
۷	قانون جبران خسارت و پیشگیری عوارض ناشی از خشکسالی	۱	۶	۱۳۷۹
۸	قانون تشکیل وزارت منابع طبیعی	۵	۴	۱۳۷۹
۹	قانون تشکیل سازمان مدیریت بحران	۱۵	۱۰	۱۳۸۷
۱۰	قانون افزایش بهره‌وری بخش کشاورزی و منابع طبیعی	۳۵	۳۶	۱۳۸۹
۱۱	قانون برنامه پنج‌ساله پنجم توسعه جمهوری اسلامی ایران	۲۳۵	۱۹۲	۱۳۸۹
۱۲	قانون هوای پاک	۳۴	۳۹	۱۳۹۶
۱۳	قانون مدیریت بحران کشور	۲۶	۳۲	۱۳۹۸
۱۴	قانون تأسیس صندوق بیمه همگانی حوادث طبیعی	۱۵	۶	۱۳۹۹

رساندن ضرر، که در قانون مجازات اسلامی از این اصول به فراوان می‌توان یافت، با این وجود تکلیف سدهایی که در قالب راهکارهای سازه‌ای برای مدیریت بحران سیلاب ساخته و موجب آسیب به محیط‌زیست پایین‌دست حوضه احداث سد شده، چه می‌شود؟ یا سدسازی‌هایی که به منظور تأمین آب مورد نیاز برای فصول کم‌آبی طراحی شده و موجب ضرر رساندن به مردم محلی آن حوضه آبریز و خشک شدن باغات مردم گشته‌است؟ پس پیگیری‌های حقوقی برای طراحان و مسئولین پروژه‌های سدسازی مذکور در چه مرحله‌ای است؟ البته ناگفته‌نماند که در حقوق ایران، ارزیابی اولیه آثار محیط‌زیستی با تصویب ماده ۱۲۹ قانون برنامه پنجم توسعه (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۸۹) و آیین‌نامه ارزیابی اثرات محیط‌زیستی طرح‌ها و پروژه‌های بزرگ تولیدی، خدماتی و عمرانی (مصوب در تاریخ ۱۳۹۰/۰۸/۲۹) الزامی شده‌است.

بنابراین مسئله رسیدگی یکپارچه بحران‌های سیلاب و خشکسالی ازمنظر حقوقی با چالش‌های فراوانی مواجه‌است. چراکه در صورت ایجاد نگرشی یکپارچه برای دو مسئله سیلاب و خشکسالی، احداث سدها به منظور کنترل سیلاب با درنظرگرفتن احتمال ایجاد شرایط خشکسالی در پایین‌دست حوضه باید با توجه ماده ۱۲۹ قانون برنامه پنجم توسعه باشد. از طرفی قانون توزیع عادلانه آب (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۶۱)، قانون مدیریت بحران و لایحه پیشنهادی حفاظت از رودخانه‌ها و کاهش خطرات سیل، پاسخگوی نیاز قانونی کشور در پیگیری از مخاطرات سیلاب و خشکسالی با انسجام دستگاه‌های اجرایی دولتی، سازمان‌های مردم نهاد و جوامع محلی و بهره‌گیری از ظرفیت سیلاب در جهت بهبود شرایط خشکسالی، نیست.

سازمان برنامه و بودجه کشور می‌تواند نقش بسزایی در مدیریت بحران‌های سیلاب و خشکسالی ایفاکند، البته طرح‌های یکپارچه زیادی از گذشته تاکنون ارائه شده‌است که یا به‌علت تأمین نشدن بودجه مالی و یا سایر دلایل سیاسی، نیمه‌کاره رها شده‌است. در ماده یک قانون پیگیری و مبارزه با خطرات سیل که مصوبه پنجم خرداد ۱۳۴۸ است، به‌طور صریح وزارت کشور را موظف کرده‌است که به‌منظور حفظ جان و مال مردم از خطرات سیل و تأمین بهداشت عمومی، کلیه اقدامات لازم را برای حفظ و اصلاح و احداث مسیل و سیل‌برگردان و کشیدن کانال فاضلاب به‌عمل آورده و از کلیه اراضی و مستحذات و ساختمان‌های متعلق به دولت و مؤسسات یا اشخاص، اعم از حقیقی و یا حقوقی در هر نقطه که برای تأمین منظورهای مذکور ضرورت داشته باشد، استفاده کرده و تصرف یا تملک کند (مجلس شورای ملی، ۱۳۴۸). بنابراین طبق قانون، جبران

خسارت ناشی از سیلاب برعهده دولت است. دولت مکلف است از محل درآمدهای عمومی (مانند نفت) و درآمدهای حاصل از مشارکت مردم (مانند مالیات و عوارض)، خدمات و حمایت‌های مالی را تأمین کند. ولی وظایف دولت محدود به تأمین خسارات مالی و بودجه نخواهد شد. تاکنون در ایران در رابطه با خشکسالی هیچ قانون کارآمدی تصویب نشده‌است که راهکار و چارچوبی برای مقابله یا پیشگیری از آن را ارائه‌دهد. برای مثال باید پس از یک پایش منطقه‌ای دقیق در زمینه سیلاب و خشکسالی به طور مجزا، مناطق درگیر و مستعد، هر دو بحران شناسایی شده و راهکارهای مقابله با این دو بحران در چارچوب قانون، اجرایی‌شود.

سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور، وزارت کشور و هیئت وزیران در جلسه مورخ ۱۳۸۳/۳/۱۰ بنا به پیشنهاد مشترک وزارت کشور و سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور و به استناد اصل یکصد و سی و هشتم قانون اساسی جمهوری اسلامی ایران، در خصوص مقابله با بحران ناشی از ادامه روند خشکسالی در استان‌های خسارت دیده، مصوبه زیر را تصویب نمود: شبکه بانکی کشور موظف است درخصوص اعطای تسهیلات از محل اعتبارات تکلیفی و یا وجوه اداره‌شده برای اجرای طرح‌های نوین آبیاری، در اسرع وقت و بدون ملحوظ داشتن بدهی‌های گذشته متقاضیان و صرفاً با تأیید طرح توسعه سازمان جهاد کشاورزی استان در حد مزارع و باغات موجود، قبل از وقوع خشکسالی اقدام نماید. این مصوبه نیازمند تبصره‌ای تحت عنوان هر کشاورز ملزم به اجرای طرح آبیاری نوین صرفاً در همان مساحت زمین زراعی است و حق گسترش کشت ندارد، می‌باشد.

قانون جبران خسارات و پیگیری عوارض ناشی از خشکسالی در ایران به‌منظور کاهش اثرات منفی خشکسالی و جبران خسارات ناشی از آن تصویب شده‌است (مجلس شورای اسلامی، ۱۳۷۹). این قانون به دولت اجازه می‌دهد تا تسهیلات و اعتبارات لازم را برای کمک به کشاورزان، دامداران، آبی‌پروران و عشایر فراهم‌کند، درحالی‌که باید تبصره‌ای برای آن درنظر گرفته‌شود که تنها کشاورزانی که با توجه به استعداد منطقه (در زمینه وقوع سیلاب یا درگیری با خشکسالی) به تبعیت از الگوی کشت متناسب با شرایط اقلیمی موجود می‌پردازند از تسهیلات و اعتبارات بیشتری برای کمک به کشاورزان، دامداران، آبی‌پروران و عشایر نسبت به سایرین بهره‌مندشوند. تا ضمن اینکه جبران خسارات در این خصوص اتفاق افتد با این روش به تشویق و ایجاد فرهنگ‌سازی در رابطه با تغییرنگرش بخشی به یکپارچه پرداخته‌شود.

با توجه به اینکه دو پدیده هیدرولوژی سیلاب و خشکسالی دو سر یک ریسمان محسوب می‌شوند و مجزا از یکدیگر نیستند و بر یکدیگر تأثیرگذار هستند، مشخص خواهد شد که با وضع تبصره‌های لازم برای قوانین بخشی تدوین‌شده یا وضع قوانین جدید، می‌توان به کاهش خسارات ناشی از این دو پدیده جوی و همچنین کاهش هزینه‌های محوله دولت، کمک شایانی نمود. همچنین از تعاریف بحران در قانون بحران کشور ثابت شد که سیلاب و خشکسالی هر دو بحران هستند، اما اینکه در قوانین موجود نگاهی سطحی و بخشی اعمال شده، جای بررسی دارد. بنابراین تعیین قوانین کارآمد و تدوین و تصویب «قانون جامع مدیریت یکپارچه بحران‌های سیلاب و خشکسالی در کشور» با رویکردهای اجتماعی و مردم‌محور و اولویت دادن به مقوله پیشگیری و کاهش آثار و پیامدهای همه جانبه (اجتماعی، محیط‌زیستی و اقتصادی-سیاسی) سیلاب و خشکسالی ضروری است.

لازم به ذکر است که اگرچه در بررسی آثار ناشی از سیلاب و خشکسالی دسته‌بندی‌هایی نظیر اجتماعی، محیط‌زیستی و اقتصادی-سیاسی وجود دارد، اما باید توجه کرد که این آثار به هم وابسته و مرتبط هستند و می‌توان نتایج یکسان را در دسته‌های متفاوت تقسیم نمود. برای مثال اگر از طرح یک راهکار در قالب قانون برای کشاورزان صحبت می‌شود از آنجاکه این مورد مربوط به کشاورزان که بخشی از اجتماع هستند می‌باشد، می‌توان آن را در موارد مربوط به اجتماع قرارداد، این درحالی‌است که از دیدگاهی دیگر چون کشاورزی امری اقتصادی برای کشورهاست و یا به دلیل اینکه از وضع قوانین به آن پرداخته شده می‌تواند در دسته اقتصادی-سیاسی قرارگیرد، بنابراین آثار و پیامدهای سیلاب و خشکسالی نه تنها با هم در ارتباطی نزدیک با برهمکنشی شدید و آبشاری هستند، بلکه از جنبه‌های مختلف (اجتماعی، محیط‌زیستی و اقتصادی-سیاسی) هم قابلیت تفکیک صددرصدی ندارند. درنهایت برای جمع‌بندی، نتایج زیر ارائه می‌گردد: در رابطه با پیامدهای اجتماعی عدم توجه به قوانین مرتبط با خشکسالی یا سیلاب، باعث تشدید اثرات ناشی از خود پدیده سیلاب یا خشکسالی و همچنین افزایش پیامدهای ناشی از برهمکنش آن شده و خسارات مالی و جانی بسیاری به دنبال داشته‌است. بنابراین جای خالی قوانین و دستورالعمل و مدیریت‌هایی وجود دارد که دستگاه‌های اجرایی را به موارد زیرموظف کند:

۱. وجوب بیمه سیل در چارچوب قانون برای مناطق مستعد وقوع سیلاب به منظور مدیریت کارآمد در حین و پس از وقوع بحران. همچنین باید قوانینی در خصوص سیلاب وضع شود که در صورت وقوع سیلاب در یک منطقه و ایجاد خسارت، افراد بومی منطقه و ایرانی، مشمول دریافت خدمات بیمه‌ای و حمایتی بیشتری (۱۰۰٪) نسبت به اشخاص دو رگه (۵۰٪) و یا اشخاص غیرایرانی (۲۰٪) شوند.

۲. کشاورزان مناطق مختلف به تبعیت از الگوی کشت متناسب با شرایط اقلیمی موجود با توجه به استعداد منطقه (در زمینه وقوع سیلاب یا درگیری با خشکسالی) گیاهانی که مقاوم به خشکی هستند، با در نظر گرفتن بهره‌وری از وقوع سیلاب در زمان کشت، در چارچوب قانون ملزم شوند.

در زمینه آثار اقتصادی - سیاسی:

۳. بررسی‌های کامل راجع به بازار آب همچنین بررسی آب مجازی و تحلیل کشت محصولات مثل هندوانه و خیارسبز در مناطق درگیر با خشکسالی و صادرات چنین محصولاتی به خارج کشور یا مدیریت صادرات با نرخ متناسب وضعیت آبی کنونی جهان، در چارچوب قانون وضع شود.

۴. الزام صنایع و کارخانه‌ها به تخصیص بخشی تحت عنوان بخش مدیریت آب مصرفی و محاسبه آب موردنیاز در هر صنعت و دریافت هزینه متناسب با بحران خشکسالی منطقه کاربری.

همچنین در مورد آثار محیط‌زیستی:

۵. کنترل و هدایت سیلاب‌ها به تالاب‌های خشکیده و مناطق پایین‌دستی (که تحت تأثیر عدم رعایت حق آبه در بالادست دچار بحران خشکسالی شده‌اند) در طرح‌های اجرایی گنجانده شود و ماده‌ای به منظور جرایم و جبران خسارت در صورت عدم رعایت حق آبه برای جلوگیری از تکرار موضوع، طرح گردد.

۶. کلیه دستگاه‌های اجرایی به صورت وضع قوانین ملزم شوند که در صورت داشتن طرح‌های عمرانی مرتبط با سیلاب و خشکسالی به خصوص پروژه‌های سدسازی، در مرحله تحقیقاتی به منظور شناخت بهتر طبیعت موردنظر و در نتیجه آسیب کمتر به آن، طرح حتماً با مشارکت و نظرات و پیشنهادات مردم بومی منطقه انجام شود.

1. disaster
2. Hyogo Framework for Action, 2005-2015
3. sendai Framework for Disaster Risk Reduction, 2015-2030
4. Water Resources Management Act, (2000)
5. Climate Change and Water Management Act, (2015)
6. Environmental Protection and Water Resources Act, (2002)
7. Water Conservation Act, (2007)
8. Natural Resource Management Act, (2004)
9. Climate Change and Water Management Act, (2021)
10. Disaster Management Act, (2005)
11. National Drought and Flood Management Strategy, (2012)
12. Flood and Drought Management Act, (2023)
13. Flood and Drought Management Act, (2009)
14. Flood and Drought Management Act, (2011)

منابع

- السان، مصطفی. (۱۳۸۸). مسؤولیت مدنی در قبال حوادث طبیعی (بررسی تطبیقی مبانی، محدودیت‌ها و رویه قضایی با تأکید بر زلزله. نشریه پژوهش‌های حقوقی، ۸(۱۶)، ۴۷-۸۰.
- حسین‌زاده، جواد، عزیزی، فرشید، جاهدی، حبیب‌اله، و کیانوش، مهدی. (۱۳۹۹). ارزیابی خسارات اقلیم و راهکارهای مدیریت بحران با تأکید بر بحران سیلاب در شهر نکا. هفتمین همایش ملی مطالعات و تحقیقات نوین در حوزه علوم انسانی، مدیریت و کارآفرینی ایران، تهران، ایران. بازیابی‌شده از <https://civilica.com/doc/1028049>
- حیدری، مهدی. (۱۳۹۸). مدیریت سیلاب شهری. چهارمین کنفرانس بین‌المللی پژوهش‌های نوین در عمران، معماری، مدیریت شهری و محیط زیست، تهران، ایران. بازیابی‌شده از <https://civilica.com/doc/902983>
- زرین، آذر، و رودباری، عباس‌علی. (۱۴۰۰). مدیریت ریسک خشکسالی در تغییر اقلیم: نقش سیاست‌های ملی و برنامه مدیریت خشکسالی (DMP). نشریه آب و توسعه پایدار، ۸ (۱)، ۱۰۷-۱۱۲. بازیابی‌شده از https://jm.um.ac.ir/article_40281.html
- طاهری، سیده محدثه، و مساعدی، ابوالفضل. (۱۴۰۲). مروری بر راهبردهای مدیریت ریسک سیل و چالش‌های قانونی و عملی. نشریه آب و توسعه پایدار، ۱۰(۳)، ۳۵-۵۰. <https://doi.org/10.22067/jwsd.v10i3.2309-127>
- طباطبایی مؤتمنی، منوچهر. (۱۳۸۷). حقوق اداری تطبیقی. تهران، انتشارات چاپ دوم هفت‌پیکر.
- لک‌زهی مقدم، مجتبی و فریادی، مسعود. (۱۴۰۰). چالش‌های تقنینی در مدیریت خشکسالی در حقوق ایران. نشریه تحقیقات منابع آب ایران، ۱۷(۳)، ۱۳۳-۱۴۸. [dor: 20.1001.1.17352347.1400.17.3.7.2](https://doi.org/10.17352/347.1400.17.3.7.2)
- مطیعی لنگرودی، سیدحسین، قدیری معصوم، مجتبی، اسکندری چوبقلو، حافظ، طورانی، علی و خسروی مهر، حمیده. (۱۳۹۴). بررسی نقش مدیریت مشارکتی در کاهش آثار سیل (مطالعه موردی: روستاهای حوضه رودخانه زنگمار ماکو). نشریه جغرافیا و برنامه‌ریزی، ۱۹(۵۱)، ۳۱۱-۳۳۹. https://journals.tabrizu.ac.ir/article_3451.html
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۶۱). قانون توزیع عادلانه آب. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۶۱/۱۲/۱۶.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۷۹). قانون جبران خسارات و پیشگیری عوارض ناشی از خشکسالی. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۷۹/۰۲/۲۰. ایران.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۸۷). قانون تشکیل سازمان مدیریت بحران کشور. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۸۷/۰۲/۳۱. ایران.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۸۹). قانون افزایش بهره‌وری بخش کشاورزی و منابع طبیعی. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۸۹/۰۴/۲۳. ایران.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۸۹). قانون برنامه پنجساله پنجم توسعه جمهوری اسلامی ایران (۱۳۹۴ - ۱۳۹۰). مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۸۹/۱۰/۱۵. ایران.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۹۶). قانون هوای پاک. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۰۴/۲۵. ایران.
- مجلس شورای اسلامی. (۱۳۹۸). قانون مدیریت بحران کشور. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای اسلامی، تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۵/۲۳. ایران.
- مجلس شورای ملی. (۱۳۴۸). قانون پیشگیری و مبارزه با خطرات سیل. مرجع تصویب: مصوبات مجلس شورای ملی، تاریخ تصویب: ۱۳۴۸/۰۳/۰۵. ایران.
- میری، مسلم. (۱۳۹۹). چالش‌های حقوقی حفاظت از بستر و حریم رودخانه‌ها در ایران. نشریه تحقیقات منابع آب ایران، ۱۶(۱)، ۲۹-۵۰. [dor: 20.1001.1.17352347.1399.16.1.29.3](https://doi.org/10.17352/347.1399.16.1.29.3)
- نظری، ابودر، و نجفی‌کانی، علی اکبر. (۱۳۹۶). بررسی راهکارهای بومی مدیریت مخاطرات طبیعی فعالیت‌های زراعی روستایی با تأکید بر سرمازدگی، سیل و خشکسالی (مطالعه موردی: شهرستان راز و جرگلان). دوم‌هنامه مطالعات کاربردی در علوم مدیریت و توسعه، ۲(۳)، ۳۹-۵۰.

- Barikloo, A.R. (2006). Civil Liability. Tehran: Publication of the Magazine.
- Biroodian, N. (2006). Crisis Management. Mashhad: Mashhad University Academic Press.
- Geoloket. (2021). Geoloket signaalgebieden en bekkenwerking [Online map]. Vlaamse Milieumaatschappij. Retrieved from <https://geoloket.vmm.be/bekkenwerking/map.phtml?config=signaal&resetsession=Y>
- IPCC. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press. doi: [10.1017/9781009157896](https://doi.org/10.1017/9781009157896)
- Masroor, M., Sajjad, H., Rehman, S., Singh, R., Hibjur Rahaman, M., Sahana, M., Ahmed, R. and Avtar, R. (2022). Analysing the relationship between drought and soil erosion using vegetation health index and RUSLE models in Godavari middle sub-basin, India. Geosci Front, 13(2), 101312. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101312>
- Matano, A., de Ruiter, M. C., Koehler, J., Ward, P. J., & Van Loon, A. F. (2022). Caught between extremes: Understanding human-water interactions during drought-to-flood events in the horn of Africa. Earth's Futures, 10(9), e2022EF002747. <https://doi.org/10.1029/2022EF002747>
- Qari Syed Fatemi, S.M. (2009). Human Rights in the Contemporary World. The second office, Tehran: Danesh city.
- Shmilovitz, Y., Marra, F., Wei, H., Argaman, E., Nearing, M., Goodrich, D., Assouline, S., & Morin, E. (2021). Frequency analysis of storm-scale soil erosion and characterization of extreme erosive events by linking the DWEPP model and a stochastic rainfall generator. The Science of the total environment, 787, 147609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147609>
- Tian, R., Cao, C., Peng, L., Ma, G., Bao, D., Guo, J., & Yomwan, P. (2014). The use of HJ-1A/B satellite data to detect changes in the size of wetlands in response in to a sudden turn from drought to flood in the middle and lower reaches of the Yangtze River system in China. Geomatics, Natural Hazards and Risk, 7(1), 287-307. <https://doi.org/10.1080/19475705.2014.897654>
- UNESCO. (2023). Best practices on flood and drought risk management. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France. <https://doi.org/10.54677/ZYPR3728>
- United Nations (UN). (2009). Terminology on Disaster Risk Reduction. United Nations International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR). <https://doi.org/10.18356/9789210040282>
- Zhang, B., He, C., Burnham, M. and Zhang, L. (2016). Evaluating the coupling effects of climate aridity and vegetation restoration on soil erosion over the Loess Plateau in China. Sci Total Environ, 539, 436-449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.132>
- Pizzorni, M., Innocenti, A. and Tollin, N. (2024). Droughts and floods in a changing climate and implications for multi-hazard urban planning: A review. City and Environment Interactions, 24(11), 100169. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2024.100169>
- Ministry of Transport, Public Works and Water Management. (2010). Water Act (Wet op de Waterhuishouding). Retrieved from https://ocw.tudelft.nl/wp-content/uploads/The_Dutch_Water_Act.pdf
- Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management. (2010). The Water Act in brief. The Hague: Ministry of Transport, Public Works and Water Management. Netherlands.
- Verweij, S., Busscher, T., van den Brink, M. (2021). Effective policy instrument mixes for implementing integrated flood risk management: An analysis of the 'Room for the River' program. Environmental Science & Policy, 116, 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.12.003>
- Bressers, H., Bressers, N., & Larrue, C. (2016). Governance for drought resilience: Land and water drought management in Europe. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-29671-5>
- Biswas, AK. and Tortajada, C. (2011). Water quality management: An introductory framework. International. Journal of Water Resources Development, Taylor & Francis, 27(1), 5-11. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.547979>
- Foltz, RC. (2002). Iran's water crisis: Cultural, political, and ethical dimensions. Journal of Agricultural and Environmental Ethics, 15(4), 357-380. <https://doi.org/10.1023/A:1021268621490>
- Madani Larijani, K. (2005). Irans Water Crisis; Inducers, Challenges and Counter-Measures. 45th Congress of the European Regional Science Association: "Land Use and Water Management in a Sustainable Network Society", 23-27 August 2005, Amsterdam, The Netherlands, European Regional Science Association (ERSA), Louvain-la-Neuve
- Sivakumar, B. (2011). Global climate change and its impacts on water resources planning and management: Assessment and challenges. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 25(4), 583-600. <https://doi.org/10.1007/s00477-010-0423-y>

Article Type

Case Study

مطالعه موردی

نوع مقاله

Investigation of Changes in the Amount and Distribution of Extreme Precipitation and Its Effect on the Trend of Changes in the NDVI Index Changes in Southeast Iran

M. Nasry^{1*}, M. Rahimi^{2*}, F. Hadadi³, H. Jalili⁴, A.A. Damavandi⁵

1, 2- Ph.D. Graduate in Desert Control and Management and Professor, Faculty of Desert Studies, Semnan University, Semnan, Iran.
3, 4- M.Sc. Graduate in Remote Sensing and GIS and Assistant Professor, Iranian Space Research Center, Tehran, Iran. 5- Assistant Professor, Agricultural Education & Extension Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Tehran, Iran.

Corresponding Author Email: mrahimi@semnan.ac.ir

Received ➤ 11-11-2024
Revised ➤ 20-12-2024
Accepted ➤ 03-01-2025
Available Online ➤ 21-06-2025

بررسی تغییرات میزان و توزیع فرین های بارش و تأثیر آن بر روند تغییرات شاخص NDVI در جنوب شرقی ایران

مائه نصری^۱، محمد رحیمی^۲، فرزانه حدادی^۳، هادی جلیلی^۴، علی اکبر داموندی^۵

۱ و ۲- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری مدیریت و کنترل بیابان و استاد، دانشکده کویرشناسی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.
۳ و ۴- به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد سنجش از دور و GIS و استادیار، مرکز تحقیقات پژوهشگاه فضایی ایران، تهران، ایران. ۵- استادیار، موسسه آموزش و ترویج کشاورزی، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.

رایانامه نویسنده مسئول: mrahimi@semnan.ac.ir

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۸/۲۱
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۳۰
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۱۰/۱۴
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

Abstract

This study investigated the effect of extreme precipitation values on the trend of vegetation cover change in southeastern Iran. Extreme precipitation indices were selected using a fixed approach recommended by the Expert Team on Climate Change Detection and Indices, according to local needs and the climatic characteristics of the study area. These indices were extracted using daily precipitation data from the stations of the study area over a 21 years from 2000 to 2020 utilizing RclimDex software. The NDVI index of MODIS satellite images was used to analyze the trend of annual vegetation cover changes. Also, the multilayer perceptron neural network method was used to examine the relationship between changes in extreme precipitation indices and vegetation cover changes. The results showed that the NDVI index has an increasing trend spatially from the east to the west of the region. Areas with low NDVI were observed in the eastern, southern, and northern parts and areas with high NDVI were observed in the western part of the study area. The trend of NDVI index changes was significant and upward only at Rudan station ($P\text{-value} = 0.01$) and Kahnij station ($P\text{-value} = 0.0001$). The overall trend indicated an increase in precipitation extremes during the study period. The extreme precipitation indices Rx1, SDII, and PRCPTOT have the most significant on the trend of changes in vegetation cover in the southeastern region of Iran. A comprehensive study of the impact and trend of changes in extreme precipitation indices on vegetation cover in the southeastern region of Iran will lead to the development of sustainable management methods and resilience to climate change.

Keywords: Climate Extreme, Vegetation Cover, Artificial Neural Network, Satellite Images.

چکیده

فرین‌های اقلیمی شکل شدیدتر از تغییرات اقلیمی هستند و موجب برهم زدن سازوکارهای معمول می‌شود. در این پژوهش اثر مقادیر فرین‌های بارش بر روند تغییرات پوشش گیاهی جنوب شرق ایران بررسی شد. نمایه‌های فرین بارش با توجه به نیازهای محلی و ماهیت اقلیمی منطقه مورد مطالعه انتخاب شد. این نمایه‌ها با استفاده از داده‌های روزانه بارش ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه در یک بازه زمانی ۲۱ ساله از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ میلادی با استفاده از نرم‌افزار RclimDex استخراج شد. برای تحلیل روند تغییرات سالانه پوشش گیاهی از شاخص NDVI داده‌های مربوط به تصاویر ماهواره‌ای مودیس استفاده شد. همچنین از روش شبکه عصبی پرسپترون چند لایه برای بررسی رابطه بین تغییرات نمایه‌های فرین بارش بر تغییرات پوشش گیاهی استفاده شد. نتایج نشان داد شاخص NDVI از نظر مکانی با حرکت از شرق به غرب منطقه روند افزایشی دارد. مناطق با NDVI کم در بخش‌های شرقی، جنوبی و شمالی و مناطق با NDVI زیاد در غرب منطقه مورد مطالعه مشاهده شد. روند تغییرات شاخص NDVI تنها در ایستگاه رودان ($P\text{-value} = 0.01$) و کهنوج ($P\text{-value} = 0.0001$) معنادار و صعودی بود. روند کلی نشان دهنده افزایش فرین‌های بارش در طول دوره مطالعه بود. نمایه‌های فرین بارش Rx1، SDII و PRCPTOT بیشترین تأثیر را بر روند تغییرات پوشش گیاهی منطقه جنوب شرق ایران دارند. بررسی جامع چگونگی تأثیر و روند تغییرات نمایه‌های فرین بارش بر پوشش گیاهی منطقه جنوب شرق ایران به گسترش شیوه‌های پایدار مدیریت تغییرات اقلیمی منجر می‌شود.

واژه‌های کلیدی: فرین‌های اقلیمی، پوشش گیاهی، شبکه عصبی مصنوعی، تصاویر ماهواره‌ای.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Nasry, M., Rahimi, M., Hadadi, F., Jalili, H., & Damavandi, A.A. (2025). Investigation of Changes in the Amount and Distribution of Extreme Precipitation and Its Effect on the Trend of Changes in the NDVI Index Changes in Southeast Iran. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 122-135. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2411-1381>

پوشش گیاهی یک عامل پیوند دهنده حیاتی بین بخش‌های مختلف اکوسیستم است و نقش مهمی را در تنظیم اقلیم، حفظ خاک، آب و تنوع زیستی دارد؛ بنابراین می‌توان گفت شاخص کلیدی تغییرات محیطی است (Eftymios و Athanasios، ۲۰۱۹). پوشش گیاهی در مناطق خشک و نیمه خشک اهمیت بیشتری دارد زیرا فراوانی، شدت و توزیع مکانی فرسایش بادی را کنترل می‌کند. اندام‌های هوایی گیاهان با افزایش زبری سطح خاک باعث افزایش سرعت آستانه فرسایش بادی می‌شوند و از تماس مستقیم بین باد و ذرات خاک جلوگیری می‌کند و اندام‌های زیرزمینی آن‌ها با افزایش چسبندگی و حفظ رطوبت ذرات خاک به یکدیگر مانع برداشت و انتقال آن‌ها می‌شود (فیروزی و همکاران، ۱۳۹۷).

از بین عوامل مختلف محیطی، اقلیم یکی از اصلی‌ترین عوامل اولیه موثر بر پوشش گیاهی است (Shen و همکاران، ۲۰۱۹). در حالی که تغییرات اقلیمی در چند دهه گذشته به یکی از بزرگ‌ترین چالش‌های محیط زیستی پیش‌روی جوامع انسانی تبدیل شده است (Wang و همکاران، ۲۰۲۲). در پس زمینه تغییرات اقلیمی شدت و فراوانی رویدادهای فرین اقلیمی از جمله فرین‌های بارش در حال افزایش است که این روند افزایشی با پاسخ پوشش گیاهی همراه است (Liu و همکاران، ۲۰۲۳). در مقایسه با میانگین بلند مدت اقلیمی، فرین‌های بارش اثرات مهم‌تری بر پوشش گیاهی دارند (Jiang و همکاران، ۲۰۱۴). در مناطق خشک و نیمه خشک پوشش گیاهی به تغییرات فرین‌های بارش حساس‌تر هستند. به عنوان مثال مشخص شده است که هرچه خشکسالی قوی‌تر باشد رشد پوشش گیاهی کمتر است (Li و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین واضح است پویایی گیاهان بوته‌ای و مرتعی و همچنین وضعیت کشاورزی یک منطقه به طور قابل توجهی تحت تاثیر فرین‌های بارش قرار دارد. اثرات تغییر اقلیم بر رشد پوشش گیاهی معمولاً اثر تاخیر زمانی دارند و این اثرات به نوبه خود بر اساس نوع پوشش گیاهی و اقلیم اثرگذار است (Deng و همکاران، ۲۰۱۸).

از طرفی تغییرات در پوشش گیاهی به طور قابل توجهی بر دینامیک فرسایش بادی و طوفان‌های گرد و خاک در مناطق خشک و نیمه خشک موثر است و می‌تواند منجر به تخریب اکولوژیکی و در نتیجه کاهش بهره‌وری کشاورزی و مرتعی و سایر مسائل محیط زیستی و اجتماعی-اقتصادی شود (Bai و همکاران، ۲۰۲۰). در نتیجه نظارت بر تغییرات پوشش گیاهی و بررسی نحوه واکنش آن به فرین‌های بارش اهمیت بالایی دارد. مناطق خشک و نیمه خشک تقریباً ۴۹ درصد از مساحت ایران

را پوشش می‌دهد و معیشت جمعیت زیادی از کشور به این مناطق وابسته است. از این رو ارزیابی جامع از واکنش پوشش گیاهی به فرین‌های بارش در این نواحی برای ارائه منابع علمی برای کاهش و مقابله با تغییرات شدید اقلیمی ضروری است (فیروزی و همکاران، ۱۳۹۷). پاسخ پوشش گیاهی به نمایه‌های فرین بارش در مطالعات مختلفی در سراسر جهان بررسی شد. به‌طورمثال Zhang و همکاران (۲۰۲۳) نشان دادند در مناطق خشک سین کیانگ چین روند تغییرات پوشش گیاهی و بارش نسبتاً ثابت اما معنادار است. اما در مناطق مرطوب‌تر دماهای فرین نسبت به بارش فرین همبستگی بیشتری دارد. ازاین رو نتایج آن‌ها نشان داد قرار گرفتن طولانی مدت در برابر تغییرات شدید اقلیمی آسیب‌پذیری پوشش گیاهی مناطق خشک را افزایش می‌دهد که در این بین برخی از گیاهان می‌توانند خشک شوند و از بین بروند و در نتیجه پوشش گیاهی و تنوع گونه‌ای کاهش خواهد یافت. گرشاسبی و همکاران (۱۳۹۹) به بررسی اثر اجرای پروژه‌های بیولوژیک حفاظت از خاک بر رطوبت و دمای خاک با استفاده از تکنیک‌های سنجش از دور در شهرستان هندیجان استان خوزستان پرداختند. نتایج آن‌ها نشان داد وقوع طوفان‌های گرد و خاک در منطقه هندیجان استان خوزستان نسبت به کاهش پوشش گیاهی و رطوبت سطحی خاک واکنش نشان می‌دهد و در سال‌هایی که پوشش گیاهی کاهش داشته است، فراوانی طوفان‌های گرد و خاک افزایش یافته است. Abbas و همکاران (۲۰۲۱) در مطالعه خود تغییر پوشش گیاهی و واکنش آن نسبت به فرین‌های اقلیمی در مناطق شمال چین را بررسی کردند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد به طور کلی شاخص تفاوت نرمال شده پوشش گیاهی با نمایه‌های فرین اقلیمی همبستگی مثبت دارد. Jiang و همکاران (۲۰۱۴) پاسخ پوشش گیاهی به فرین‌های اقلیمی در مقیاس‌های مختلف در مناطق کشاورزی-اکولوژیکی شمال چین را بررسی کردند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد فرین‌های اقلیمی می‌تواند در برخی از مناطق باعث افزایش رشد گیاهان و طولانی شدن فصل رشد شود و در بخش‌های دیگر تاثیر منفی دارد. تاثیر تاخیر زمانی فرین‌های بارش بر روی پوشش گیاهی حداقل دو ماه و حداکثر سه ماه بعد از وقوع می‌باشد. همچنین نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد فرین‌های بارش اثرات محدودکننده قابل توجهی بر روی پوشش گیاهی دارند. نتایج مطالعه رحیم بیگی و همکاران (۱۴۰۰) برای ایستگاه‌های زابل، خاش، سراوان، ایرانشهر، چابهار، کرمان، بم، سیرجان، میناب، جاسک و بندرلنگه نشان داد سومین کانون بیشینه شدت بارش در ایران در سواحل مکران و جنوب شرق ایران در فصل

زمین یک واقعیت غیر قابل انکار است، بررسی اثرات آن بر روی تغییرات پوشش گیاهی این منطقه از کشور با استفاده از داده‌های هواشناسی و نمایه گیاهی تفاوت نرمال شده پوشش گیاهی هدف اصلی این پژوهش است.

مواد و روش‌ها

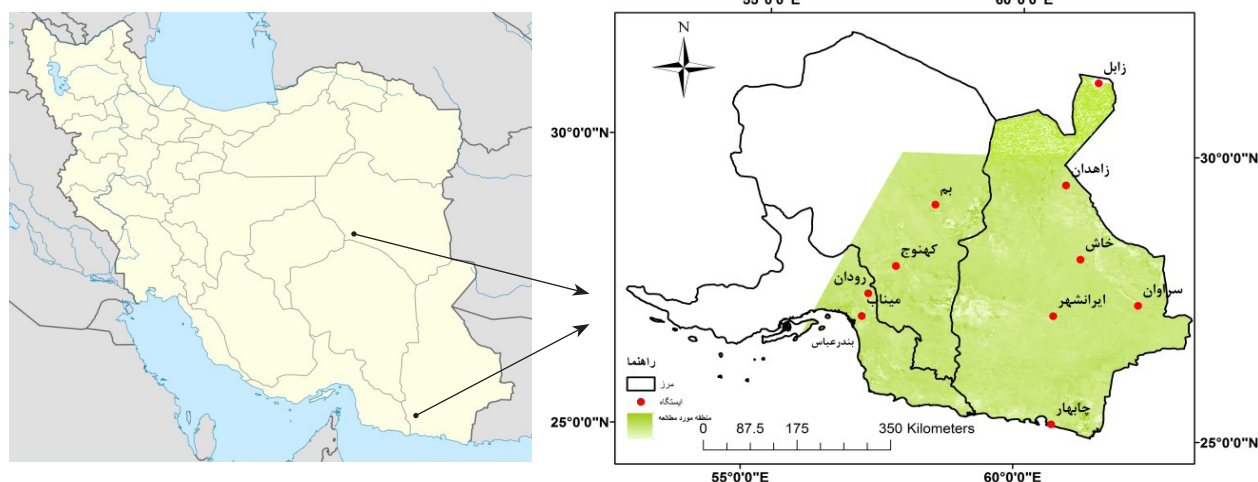
منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در جنوب شرقی ایران می‌باشد (شکل ۱). انتخاب منطقه مطالعاتی بر اساس مختصات چارچوب تصویر ماهواره‌ای مودیس بر روی جنوب شرق ایران به مختصات h23v06 انجام شد. تصاویر مودیس ایران را در ۴ قاب پوشش می‌دهد که قاب به مختصات h23v06 بر روی منطقه جنوب شرق ایران قرار می‌گیرد (شکل ۱). این تصویر در مجموع بخش‌هایی از سه استان کرمان، هرمزگان و سیستان و بلوچستان است. کل مساحت منطقه مورد مطالعه برابر با ۷۷۶ کیلومتر مربع است. به‌طور کلی متوسط بارش مناطق جنوب شرق ایران ۲۱۶ میلیمتر می‌باشد که بیشترین مقدار مربوط به استان هرمزگان با ۳۲۶ میلیمتر و کمترین مقدار مربوط به استان‌های کرمان و سیستان و بلوچستان به ترتیب با میزان ۱۳۶ و ۱۰۳ میلیمتر است (زند و همکاران، ۱۴۰۰). بر اساس آمارهای سازمان حفاظت از محیط زیست کشور، پوشش گیاهی استان سیستان و بلوچستان به دو ناحیه رویشی خلیج عمانی و ایرانی و تورانی تفکیک می‌شود. در این استان بیش از ۲۰۰ تیپ، ۲۹ گونه و ۸ خانواده مهم شناسایی شده است. استان هرمزگان نیز در مرکز ناحیه رویشی خلیج و عمانی قرار گرفته است و بیش از ۹۰۰ گونه گیاهی دارد که به صورت پراکنده در استان وجود دارد. استان کرمان نیز دارای بیش از ۲۹۳ گونه گیاهی متعلق به ۲۱۰ جنس و ۶۴ تیره گیاهی می‌باشد.

تابستان دیده می‌شود که عمده دلیل آن نقش بادهای همگرا در انتقال رطوبت از دریای عرب و اقیانوس هند به این منطقه در طول فصل بارش‌های موسمی است که بارش‌های با شدت زیاد در جنوب شرقی ایران را باعث می‌شود.

نتایج مطالعه Jiang و همکاران (۲۰۲۲) نشان داد فرین‌های اقلیمی می‌تواند در برخی از مناطق باعث افزایش رشد گیاهان و طولانی شدن فصل رشد شود و در بخش‌های دیگر تاثیر منفی داشته باشد. فرین‌های بارش (Rx1، Rx5، R10، R20) برای گیاهان در استپ‌های بیابانی و مناطق استپی بسیار اهمیت دارد. این مناطق اغلب مستعد تجربه خشکی‌های بیشتر و گرما فرین هستند. تشدید رخداد های فرین بارش به ویژه اگر همراه با وقوع فرین‌های دمایی بالا باشد باعث افزایش تبخیر و تعرق از خاک می‌شود و به این ترتیب خاک رطوبت کافی برای تامین حیات گیاهان را ندارد.

نتایج مطالعه Na و همکاران (۲۰۱۸) در مغولستان نشان داد روند تغییرات بارش‌های فرین در مناطق بیابانی‌های شنی و بیابان‌های استپی بیشتر از سایر مناطق است. از طرفی واکنش مناطق استپی و استپ بیابانی نسبت به نمایه‌های فرین بارش مانند SDII، R10، PRCPTOT، همچنین نتایج آن‌ها نشان داد بین نمایه‌های Rx5، Rx1 و NDVI همبستگی مثبت و معنی‌دار وجود دارد. تاثیر تاخیر زمانی فرین‌های بارش بر روی پوشش گیاهی حداقل دوماه و حداکثر سه ماه می‌باشد. منطقه جنوب شرق ایران دارای یک اکوسیستم حساس به تغییرات اقلیمی است. وجود شرایط آب و هوایی گرم و خشک و بادخیز همراه با فعالیت‌های انسانی فاقد مدیریت صحیح مانند تغییر کاربری اراضی این منطقه از کشور را با شرایط محیطی سختی مواجه کرده است. درحالی که گرم شدن کره



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های مورد مطالعه

جدول ۱- مشخصات ایستگاه‌های هواشناسی مورد مطالعه

نام ایستگاه	استان	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	دوره آماری
۱ بم	کرمان	۵۸/۴	۲۹/۱	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۲ کهنوج		۵۷/۷	۲۸	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۳ میناب	هرمزگان	۵۷/۱	۲۷/۱	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۴ رودان		۵۷/۲	۲۷/۵	۲۰۰۳ - ۲۰۲۰
۵ بندرعباس		۵۶/۴	۲۷/۲	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۶ چابهار	سیستان و بلوچستان	۶۰/۷	۲۵/۳	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۷ ایرانشهر		۶۰/۷	۲۷/۲	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۸ خاش		۶۱/۲	۲۸/۲	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۹ سراوان		۶۲/۳	۲۷/۴	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۱۰ زابل		۶۱/۵	۳۱/۱	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰
۱۱ زاهدان		۶۰/۹	۲۹/۵	۲۰۰۰ - ۲۰۲۰

منعکس شده را برای یک NDVI پردازش می‌کند. دامنه این شاخص بین ۱- برای حداقل میزان و ۱+ برای حداکثر میزان فعالیت فتوسنتزی است. بازتابش کلروفیل در محدوده طول موج قرمز (RED) حدود ۲۰ درصد و در محدوده طول موج مادون قرمز نزدیک (NIR) حدود ۶۰ درصد است و تفاوت بین پاسخ‌های هردو باند اجازه کمی کردن انرژی جذب شده توسط کلروفیل را می‌دهد (فیروزی و همکاران، ۱۳۹۷).

شاخص NDVI از طریق رابطه تفاضلی (۱) محاسبه می‌شود. به همین دلیل مقدار نهایی عددی بین ۱-/+ می باشد. هرچه عدد خروجی بزرگ‌تر باشد در تصویر خروجی پیکسل سفیدتر خواهد بود و این به معنی این است که پوشش گیاهی در آن پیکسل بیشتر است. مقادیر NDVI نزدیک به صفر به معنای پوشش گیاهی کم یا اصلاً وجود ندارد (زندی و همکاران، ۱۴۰۰). در رابطه (۱) RNIR باند مادون قرمز نزدیک و Rred باند قرمز می‌باشد که در سنجنده مودیس باند ۱ قرمز و باند ۲ مادون قرمز نزدیک است.

$$NDVI = \frac{RNIR - Rred}{RNIR + Rred} \quad (1)$$

در این رابطه RNIR باند مادون قرمز نزدیک و Rred باند قرمز می‌باشد که در سنجنده مودیس باند ۱ قرمز و باند ۲ مادون قرمز نزدیک است.

ایستگاه‌های هواشناسی سینوپتیک انتخاب شده در جنوب شرقی ایران که دارای دوره آماری ۲۰ ساله هستند در جدول (۱) نمایش داده شده است.

محاسبه روند تغییرات نمایه NDVI

برای تحلیل روند تغییرات سالانه نمایه NDVI، محصول تصاویر ماهواره‌ای مودیس MOD13Q1 با قدرت تفکیک مکانی ۲۵۰ متر در یک بازه زمانی ۲۰ ساله از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ از ماه فوریه تا اکتبر (طول فصل رویش در منطقه) دانلود شد. در رابطه با تصاویر NDVI به طور معمول برای هر ماه دو تصویر وجود دارد. در وب سایت مودیس هر ۱۶ روز محصول پوشش گیاهی بارگذاری می‌شود؛ به این معنا که بیشترین مقدار شاخص در طول ۱۶ روز گذشته پس از حذف اثرات جوی، ارائه می‌شود. بعد از جمع‌آوری داده‌ها و تشکیل بانک اطلاعاتی داده‌ها با کمک نرم‌افزار ArcGIS10.2.2، ENVI 5.3 و imagine Erdas تحلیل شد. شاخص NDVI یک اندازه‌گیری غیرمستقیم از فعالیت فتوسنتزی گیاهان است. بازتاب گیاهان در محدوده خاصی از طیف الکترومغناطیسی رخ می‌دهد (Jiang و همکاران ۲۰۱۴). حس‌گرهای ماهواره‌ای در فضا طول موج نور بازتاب شده را اندازه‌گیری می‌کنند و این اساس محاسبه شاخص NDVI است. هر پیکسل تصویر ماهواره‌ای روی زمین طول موج‌های

محاسبه فرین های بارش^۱

پایگاه داده ها برای محاسبه نمایه های فرین بارش شامل بارندگی روزانه ایستگاه های منطقه مورد مطالعه در یک بازه زمانی ۲۱ ساله از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ می باشد که از سازمان هواشناسی ایران دریافت شد. سپس با کمک نرم افزار R و افزونه RclimDex نمایه های فرین بارش محاسبه شد. این افزونه قابلیت محاسبه نمایه های فرین معرفی شده توسط تیم کارشناسی آشکارسازی و نمایش تغییر اقلیمی و نمایه ها را دارد. در محیط نرم افزار RclimDex نمایه های فرین در ۵ دسته شامل نمایه های فرین مبتنی بر صدک ها، نمایه های فرین مطلق، نمایه های آستانه ای، نمایه های فرین دوره های و سایر نمایه ها دسته بندی شده اند (Alexander و همکاران، ۲۰۰۶). این نمایه ها در سطح معنی داری ۰/۰۵ برآورد می شود. در محیط نرم افزار RclimDex از آزمون رگرسیون استفاده می شود و با توجه به میزان P-value محاسبه شده و شیب خط نرخ تغییرات نمایه در سال می توان به معنادار یا غیرمعنادار بودن روند و همچنین جهت روند برای هر کدام از نمایه های محاسبه شده پی برد (Alexander و همکاران، ۲۰۰۶). جدول (۲) مهم ترین نمایه های فرین بارش انتخاب شده برای این مطالعه را نشان می دهد که در مجموع شامل ۸ نمایه فرین بارش می باشد. انتخاب این نمایه ها با توجه به نیازهای محلی و ماهیت اقلیمی منطقه مورد مطالعه صورت گرفت.

روش شبکه عصبی

در این مطالعه از روش شبکه عصبی پرسپترون چندلایه برای بررسی مهم ترین نمایه های فرین بارش موثر بر تغییرات شاخص NDVI استفاده شد. شبکه های عصبی مصنوعی سیستم های هوشمندی هستند که از هوش مصنوعی گرفته شده اند. این شبکه ها با تحلیل داده های ورودی ارتباط منطقی بین داده ها را تحلیل می. در جهان هستی ارتباط بین متغیرهای مختلف می تواند به صورت خطی یا غیرخطی باشد. یافتن ارتباط منطقی بین داده ها شبیه سازی احتمال وقوع پدیده ها را امکان پذیر می کند. هر شبکه عصبی از سه مولفه اصلی شامل وزن (W)، اریب (Bias) و تابع انتقال (F) تشکیل شده است. این سه ویژگی برای هر نورون در شبکه منحصر به فرد است. در فرایند آموزش شبکه عصبی پارامترهای W و b تا زمان به دست آمدن بهترین تقریب برای عضو مربوط به ورودی مورد نظر تغییر می کند (نجیب زاده و همکاران، ۱۳۹۸).

هدف از طراحی مدل پرسپترون چند لایه حل مسائل غیرخطی است. مدل سازی روابط بین متغیرها در شبکه عصبی پرسپترون به عنوان یکی از انواع مدل های شبکه عصبی، با استفاده از چند لایه نورون متصل به یکدیگر که شامل لایه ورودی، پنهان و خروجی انجام می شود (شوشتری و همکاران، ۱۳۹۷). در این نوع از شبکه بین لایه ورودی و

جدول ۲- فهرست نمایه های فرین بارش انتخاب شده

فرین بارش	تعریف به فارسی	واحد اندازه گیری
۱	Rx1	حداکثر بارش یک روزه
۲	Rx5	حداکثر بارش ۵ روزه، میزان بارش ماهانه پنج روز متوالی
۳	SDII	نمایه ساده شدت روزانه، بارش کل سالانه تقسیم بر تعداد روزهای مرطوب میزان بارش کمتر مساوی ۱ میلی متر در سال
۴	R10	(تعداد روزهای با بارش سنگین یعنی تعداد روزهای با مقدار بارش روزانه مساوی یا بیشتر از ده میلی متر)
۵	R20	(تعداد روزهای با بارش خیلی سنگین، تعداد روزهای با مقدار بارش روزانه مساوی یا بیشتر از بیست میلی متر)
۶	CDD	(حداکثر طول دوره خشک، طول حداکثر روزهای متوالی که بارش کمتر از ۱ میلی متر است)
۷	CWD	حداکثر طول دوره مرطوب، طول حداکثر روزهای متوالی که بارش بیشتر مساوی با ۱ میلی متر است)
۸	PRCPTOT	کل بارش سالانه در روزهای مرطوب

روند تغییرات فرین‌های بارش

مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین نمایه‌های فرین بارش ایستگاه‌های مختلف مورد مطالعه در جدول (۳) ارائه شده است. مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین نمایه R10 برابر با ۱۵، ۳ و ۴ روز در سال در کل منطقه مورد مطالعه است. مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین نمایه R20 برابر با ۰، ۱۰ و ۲ روز در سال است. در ارتباط با نمایه Rx1 مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین به ترتیب برابر با ۳، ۲۹ و ۶ میلی‌متر در سال است. مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین نمایه Rx5 برابر با ۵، ۴۹ و ۹ میلی‌متر در سال می‌باشد. در ارتباط با نمایه SDII مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین برابر با ۶، ۳۳ و ۹ میلی‌متر در سال است. مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین نمایه CDD در منطقه مورد مطالعه برابر با ۲۹۲، ۳۴۱ و ۱۷۸ روز می‌باشد. در ارتباط با نمایه CWD مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین برابر ۲، ۶ و ۳ روز می‌باشد. کمینه، بیشینه و میانگین PRCPTOT برابر با ۱۰۵، ۵۵۰ و ۲۷۵ میلی‌متر در سال می‌باشد.

شکل (۲- الف تا ح) روند تغییرات مقادیر میانگین بلندمدت ۲۱ ساله در ایستگاه‌های مختلف منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. در هر شکل روندهای صعودی با مثلث قرمز، روندهای نزولی با مربع آبی و ایستگاه‌های بدون روند با دایره سیاه نشان داده شده است. شکل (الف) روند تغییرات نمایه Rx1 در ایستگاه‌های میناب، رودان، بندرعباس، بم، کهنوج، چابهار، ایرانشهر، خاش، زاهدان و زابل را صعودی نشان داد. در حالی که روند تغییرات این نمایه در ایستگاه سراوان نزولی است. شکل (ب) روند تغییرات نمایه Rx5 را نشان می‌دهد. تغییرات در ایستگاه میناب و رودان بدون روند بود. روند تغییرات این نمایه در ایستگاه بندرعباس، بم، کهنوج، چابهار، ایرانشهر، خاش، سراوان و زاهدان مثبت بود. روند تغییرات این نمایه در ایستگاه زابل منفی بود. شکل (ج) روند تغییرات نمایه SDII را نشان می‌دهد. روند تغییرات در ایستگاه بندرعباس و سراوان به صورت منفی بود. روند تغییرات این نمایه در ایستگاه‌های چابهار، ایرانشهر، خاش و زاهدان صعودی بود. تغییرات در ایستگاه بم، کهنوج، میناب، رودان و زابل بدون روند بود. شکل (د) روند تغییرات نمایه R10 را نشان می‌دهد. تغییرات این نمایه در ایستگاه میناب، رودان، ایرانشهر و زابل بدون روند بود. روند تغییرات در ایستگاه بندرعباس، بم، کهنوج، چابهار، خاش، سراوان و زاهدان مثبت بود. شکل (ه) روند تغییرات نمایه R20 را نشان می‌دهد. تغییرات در ایستگاه میناب، رودان، بم، زابل و زاهدان بدون روند بود. روند تغییرات این

خروجی چند لایه به عنوان لایه پنهان وجود دارد. در لایه اول به نام لایه ورودی، اطلاعات ورودی قرار می‌گیرد و وظیفه آن ارسال داده‌ها به لایه‌های بعدی است و هیچ پردازشی بر روی داده‌ها انجام نمی‌دهد. لایه بعدی لایه پنهان است که می‌تواند از یک تا چند لایه تشکیل شده باشد. این لایه از تعدادی نورون به وجود آمده است که وظیفه محاسبات داده‌های ارسالی از لایه ورودی را برعهده دارد و در نهایت خروجی محاسبات را به لایه خروجی منتقل می‌کند. لایه خروجی مقدار نهایی خروجی شبکه را مشخص می‌کند (شوشتری و همکاران، ۱۳۹۷). در شبکه عصبی پرسپترون داده‌های متغیرهای مستقل آموزشی به ورودی شبکه داده می‌شود و بر اساس اختلاف خروجی شبکه و مقدار واقعی (متغیر وابسته) وزن‌های شبکه با یک الگوریتم تکراری بهینه‌سازی و بروزرسانی شد. از آنجا که هدف از طراحی مدل پرسپترون چند لایه تحلیل مسائل غیرخطی است به این ترتیب نیاز است از یک سری توابع به نام توابع فعال‌سازی استفاده شود.

توابع فعال‌سازی تصمیم می‌گیرند چه نورون‌هایی در شبکه فعال باشند و خروجی کدام نورون‌ها نادیده گرفته شود. توابع فعال‌سازی نحوه پردازش نورون‌های شبکه را شبیه‌سازی می‌کنند و به شبکه این امکان را می‌دهند تا روابط پیچیده و غیرخطی بین داده‌های ورودی و مقدار خروجی شبکه را یاد بگیرند. از جمله توابع فعال‌سازی کاربرد در این زمینه تابع سیگموئیدی و تانژانت‌هایپربولیک است (نجیب‌زاده و همکاران، ۱۳۹۸). تعداد نورون‌های لایه ورودی شبکه پرسپترون چند لایه برابر با اندازه داده‌های ورودی است. نورون‌های لایه‌های پنهان با یک سری مقادیر (وزن‌های شبکه) به یکدیگر متصل هستند که میزان اهمیت نورون را برای پردازش داده‌ها مشخص می‌کند. قدرت ارتباط نورون‌ها با یکدیگر وزن نورون نامیده می‌شود. هر چقدر وزن‌ها بیشتر باشند، تاثیر نورون متصل به آن وزن در محاسبه بیشتر است و در پی این اتفاق، آن نورون بر روی محاسبه خروجی مسئله تاثیر بیشتری خواهد گذاشت (نجیب‌زاده و همکاران، ۱۳۹۸). طراحی شبکه عصبی در محیط نرم‌افزار SPSS انجام شد.

بررسی روند تغییرات شاخص NDVI به کمک روش رگرسیون انجام شد. در این مطالعه زمان متغیر مستقل و شاخص NDVI متغیر وابسته است برای این منظور معنی‌داری شیب به دست آمده برای هر خط از نظر آماری با استفاده از آماره t آزمون شد. سطح معنی‌داری در این پژوهش ۵ درصد است (آذرخشی و همکاران، ۱۳۹۲).

جدول ۳- مقادیر تغییرات نمایه‌های فرین بارش

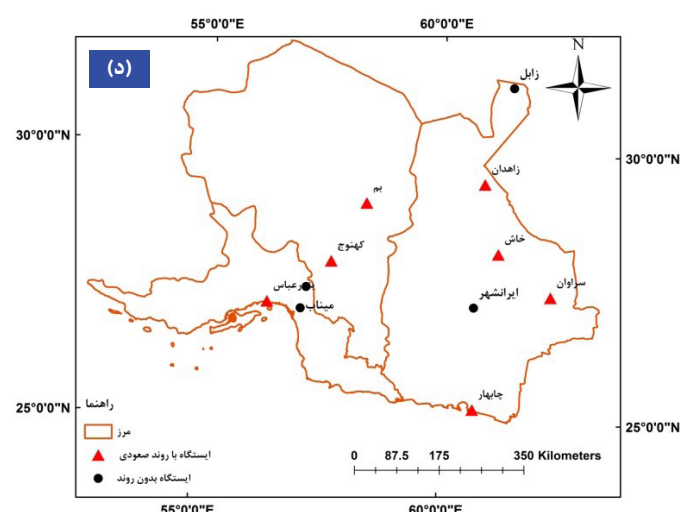
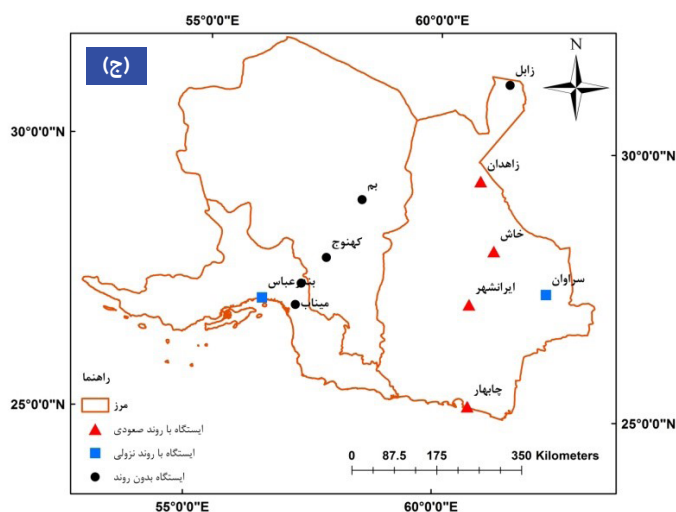
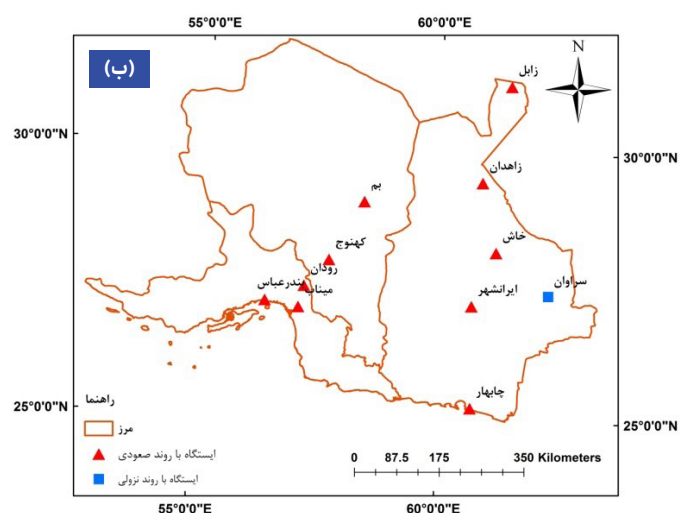
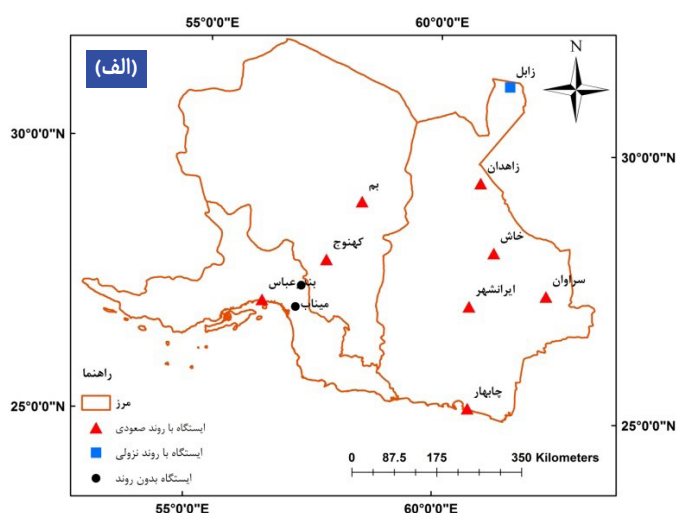
PRCPTOT (میلیمتر)	CWD (روز)	CDD (روز)	R20 (روز)	R10 (روز)	SDII (میلیمتر)	Rx5 (میلیمتر)	Rx1 (میلیمتر)		
۵	۱	۱۷	۰	۰	۲	۰	۰	کمینه	زاهدان
۱۰۵	۳	۳۳۷	۲	۵	۱۰	۷	۶	بیشینه	
۴۴	۲	۲۰۰	۰/۴	۱	۵	۸	۳	میانگین	
۴	۱	۵۷	۰	۰	۱	۰	۰	کمینه	زابل
۱۲۶	۳	۳۳۸	۲	۵	۸	۸	۵	بیشینه	
۳۸	۲	۲۱۱	۰/۲	۱	۴	۳	۲	میانگین	
۷	۱	۳۵	۰	۰	۲	۱	۱	کمینه	سراوان
۱۹۷	۵	۳۲۰	۴	۸	۱۴	۱۶	۱۳	بیشینه	
۹۳	۳	۱۴۵	۱	۳	۸	۸	۵	میانگین	
۶۴	۲	۶۴	۰	۰	۲	۴	۰	کمینه	رودان
۵۵۰	۴	۲۹۲	۹	۱۵	۳۱	۴۹	۲۹	بیشینه	
۲۴۲	۳	۱۸۴	۴	۷	۱۵	۲۲	۹	میانگین	
۳۰	۲	۱۰۹	۰	۱	۵	۳	۰	کمینه	میناب
۵۳۹	۶	۳۰۶	۱۰	۱۴	۳۳	۳۴	۲۱	بیشینه	
۱۹۹	۳	۲۱۳	۳	۶	۱۵	۱۴	۹	میانگین	
۲۴	۱	۲۰	۰	۱	۴	۳	۲	کمینه	بندرعباس
۳۰۱	۶	۳۴۱	۶	۱۰	۳۱	۲۲	۱۵	بیشینه	
۱۳۲	۲	۲۰۰	۲	۴	۱۲	۱۰	۷	میانگین	
۱۹	۲	۴۰	۰	۰	۳	۱	۱	کمینه	کهنوج
۴۲۲	۵	۲۹۳	۷	۱۳	۲۰	۲۷	۱۵	بیشینه	
۱۶۸	۳	۱۳۳	۲	۵	۱۱	۱۲	۸	میانگین	
۰	۰	۶۴	۰	۰	۱۵	۰	۰	کمینه	چابهار
۲۴۰	۳	۴۲۹	۵	۷	۱۷	۱۸	۱۴	بیشینه	
۱۰۴	۳	۱۹۹	۲	۳	۱۷	۸	۶	میانگین	
۵	۱	۴۵	۰	۰	۷	۱	۱	کمینه	ایران‌شهر
۲۰۵	۵	۲۹۲	۴	۸	۳۴	۱۶	۸	بیشینه	
۸۸	۲	۱۴۹	۱	۳	۱۷	۷	۵	میانگین	
۳۰	۲	۴۲	۰	۰	۳	۲	۲	کمینه	خاش
۲۴۵	۶	۳۱۵	۴	۹	۱۴	۱۶	۱۰	بیشینه	
۲۴۲	۳	۱۴۷	۱	۴	۸	۸	۶	میانگین	
۱۴	۱	۴۶	۰	۰	۳	۱	۱	کمینه	بم
۱۱۶	۴	۳۳۴	۱	۵	۱۲	۹	۷	بیشینه	
۴۱	۲	۱۸۰	۰	۱	۵	۴	۳	میانگین	

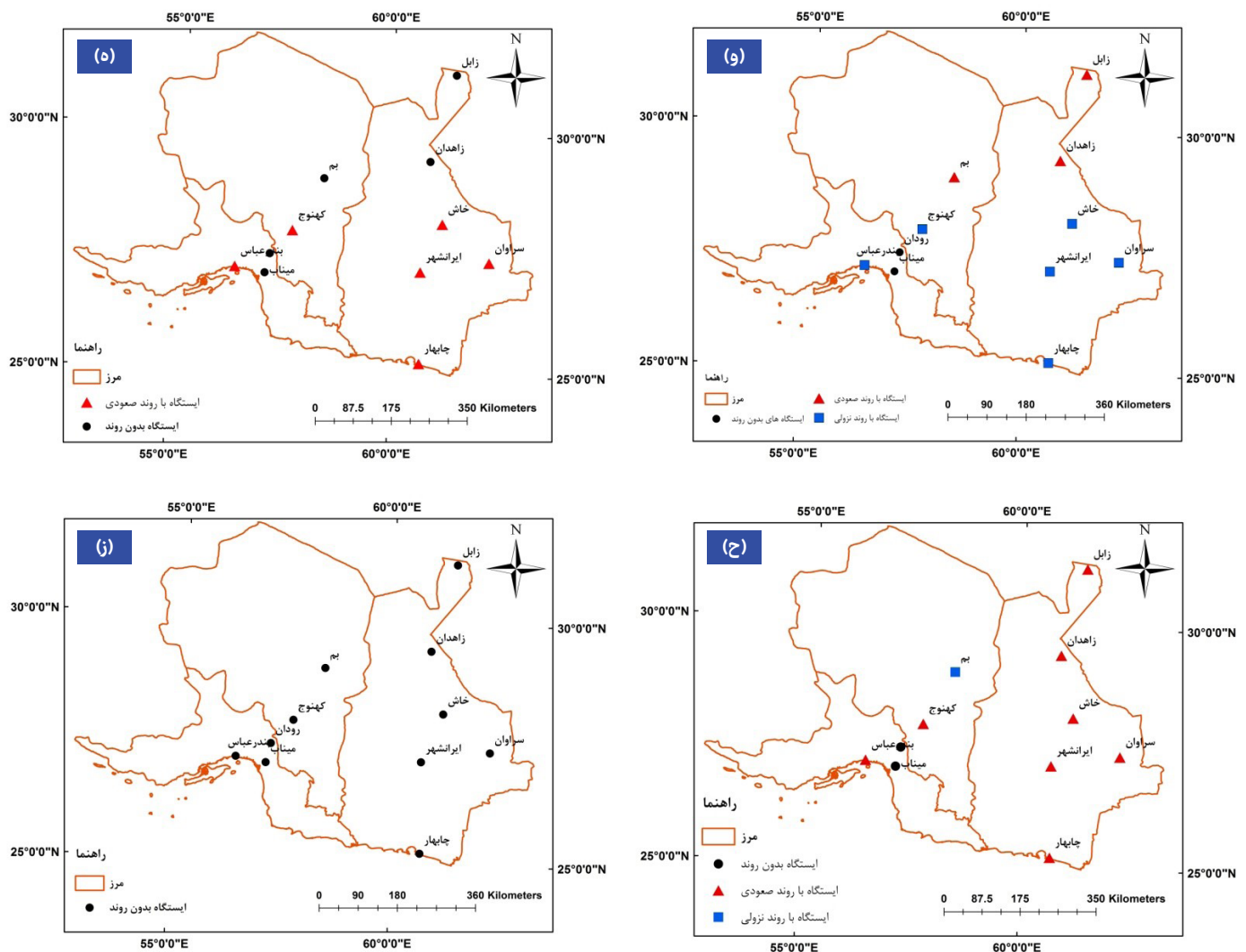
۲۰۰۵، ۲۰۰۹، ۲۰۱۰، ۲۰۱۳، ۲۰۱۴ و ۲۰۱۷ سال‌هایی با وضعیت مطلوب از نظر پوشش گیاهی در منطقه می‌باشند. در مقابل سال‌های ۲۰۰۳، ۲۰۰۸، ۲۰۱۱ و ۲۰۱۲ سال‌های با کمترین مقادیر NDVI است. سال ۲۰۱۱ کمترین مقدار شاخص NDVI برابر با ۰/۲۱ و سال ۲۰۱۴ بیشترین مقدار شاخص NDVI برابر با ۰/۲۷ مشاهده شد. برای گیاهان زنده مقادیر شاخص NDVI بین ۰/۱ تا ۰/۲+ می‌باشد. در این مطالعه مقادیر NDVI بین ۰/۱ تا ۰/۲ به عنوان پوشش گیاهی تنک و پراکنده و مقادیر ۰/۲ تا ۰/۳ به عنوان پوشش گیاهی متوسط و از ۰/۳ به بالا به عنوان پوشش گیاهی نسبتاً خوب در نظر گرفته شد (فیروزی و همکاران، ۱۳۹۷). از نظر مکانی بخش‌های غرب و جنوب غربی منطقه مورد مطالعه بهترین وضعیت را از نظر پوشش گیاهی دارند. زندی و همکاران (۱۴۰۰) بیان کردند با حرکت از غرب به شرق در مناطق جنوبی ایران (استان‌های سیستان و بلوچستان، کرمان و هرمزگان) پوشش گیاهی کاهش می‌یابد و به مساحت مناطق با پوشش گیاهی ضعیف و یا فاقد پوشش گیاهی افزوده می‌شود.

نمایه در ایستگاه بندرعباس، کهنوج، چابهار، ایرانشهر، خاش و سراوان مثبت بود. شکل (و) روند تغییرات نمایه حداکثر CDD را نشان می‌دهد. تغییرات در ایستگاه میناب و رودان بدون روند بود. روند تغییرات این نمایه در ایستگاه بندرعباس، کهنوج، چابهار، ایرانشهر، خاش و سراوان منفی بود. روند تغییرات این نمایه در ایستگاه بم، زابل و زاهدان مثبت بود. شکل (ز) روند تغییرات نمایه CWD را نشان می‌دهد. تغییرات این نمایه در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه بدون روند بود. شکل (ح) روند تغییرات نمایه PRCPTOT را نشان می‌دهد. تغییرات در ایستگاه میناب، بم و رودان بدون روند بود. روند تغییرات در ایستگاه بندرعباس، کهنوج، چابهار، ایرانشهر، خاش، زاهدان، سراوان و زابل مثبت بود.

روند تغییرات زمانی و مکانی شاخص NDVI در ایستگاه‌های مختلف منطقه مورد مطالعه

روند تغییرات زمانی شاخص NDVI در شکل (۳) نشان داده شده است. طی دوره زمانی از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ سال‌های ۲۰۰۱،





شکل ۲- روند تغییرات مکانی نمایه‌های فرین بارش طی دوره زمانی ۲۰۲۰-۲۰۰۰. شکل‌ها به ترتیب (الف) روند تغییرات نمایه R_{X1} ، شکل (ب) روند تغییرات نمایه R_{X5} ، شکل (ج) روند تغییرات نمایه $SDII$ ، شکل (د) روند تغییرات نمایه R_{10} ، شکل (ه) روند تغییرات نمایه R_{20} ، شکل (و) روند تغییرات نمایه CDD ، شکل (ز) روند تغییرات نمایه CWD و شکل (ح) روند تغییرات نمایه $PRCPTOT$ را نشان می‌دهد.

در مطالعه حاضر، سال ۲۰۱۱ خشک‌ترین سال از نظر پوشش گیاهی بود. روند تغییرات شاخص $NDVI$ تنها در ایستگاه رودان ($P\text{-value}=0.01$) و کهنوج ($P\text{-value}=0.0001$) معنادار و صعودی بود. روند تغییرات در ایستگاه‌های سراوان، ایرانشهر، بندرعباس، بم صعودی اما معنادار نبود. روند تغییرات در ایستگاه‌های زابل، چابهار، میناب، خاش و زاهدان منفی اما معنادار نبود.

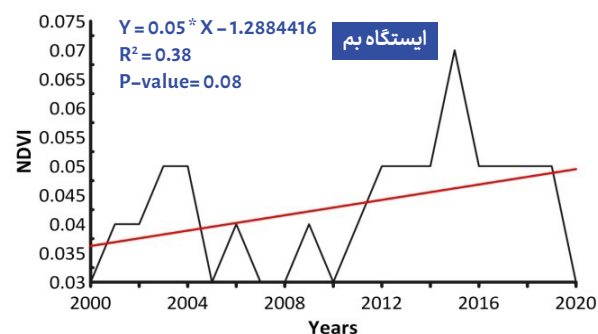
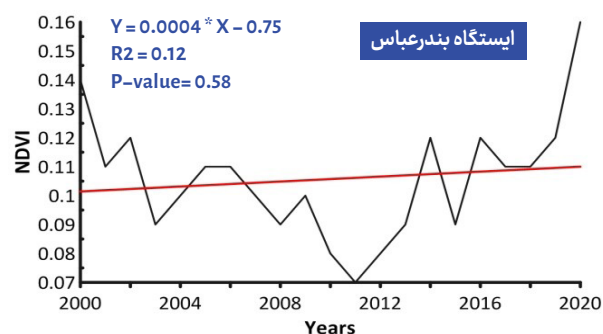
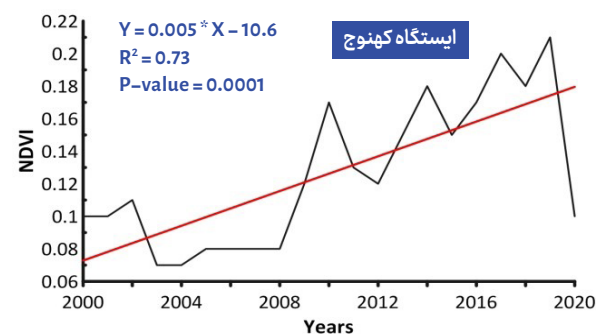
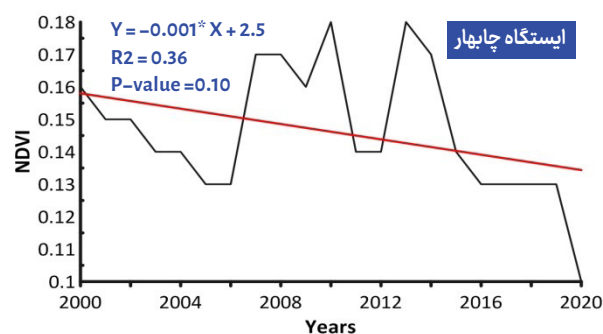
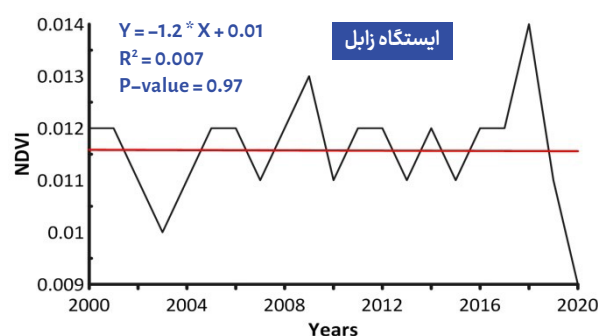
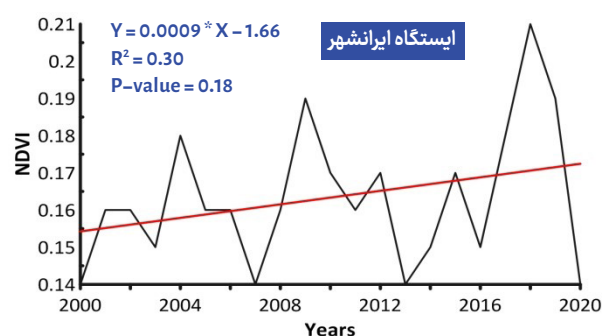
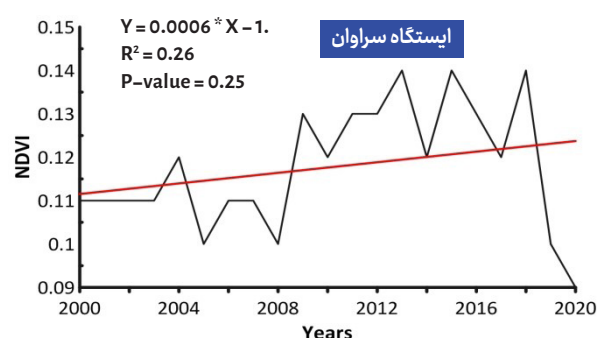
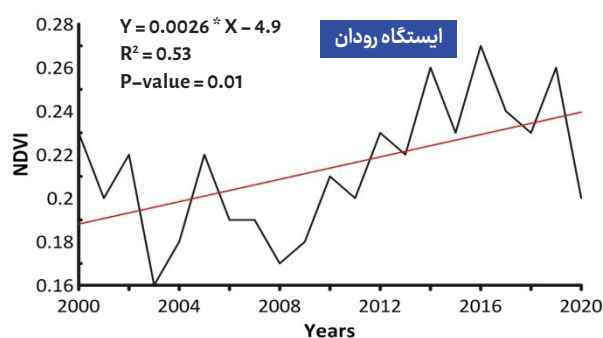
تحلیل‌های مربوط به رابطه بین شاخص $NDVI$ و فرین‌های بارش

تحلیل‌ها در این بخش به طور جداگانه در هر ایستگاه انجام شد. بر این اساس در هر ایستگاه مدل‌های مختلفی بر داده‌ها برازش داده شد و قبل از وارد کردن داده‌ها به مدل‌های

از نظر مکانی بیشترین مقدار شاخص $NDVI$ در ایستگاه میناب و رودان مشاهده شد. کمترین میانگین شاخص $NDVI$ نیز در ایستگاه بم مشاهده شد. از نظر مقایسه سال‌های با بیشترین و کمترین مقدار شاخص $NDVI$ ، می‌توان به نتایج مطالعه زندی و همکاران (۱۴۰۰) اشاره کرد. نتایج آن‌ها نشان داد در سال ۲۰۰۸ جنوب ایران شرایط خشکسالی متوسط را تجربه کرده است. همچنین در سال ۲۰۰۹ بخش‌های شمالی هرمزگان و نواحی شرقی سیستان و بلوچستان خشکسالی شدیدی را نسبت به سایر مناطق جنوبی تجربه کرده است. بر اساس نتایج آن‌ها سال ۲۰۱۰ در طول دوره مورد مطالعه خشک‌ترین سال بوده است و کرمان، سیستان و بلوچستان و هرمزگان خشکسالی شدیدی را تجربه کرده است در حالی که

نتایج اهمیت متغیرهای مستقل پیش‌بینی کننده در مدل‌های مختلف برازش داده شده نمایه‌هایی که بیشترین اهمیت را در پیش‌بینی مقادیر شاخص NDVI داشتند براساس جدول (۴) در هر ایستگاه مشخص شد. در این بخش به دلیل حجم بالای محاسبات تمام نتایج ارائه نشد و تنها نتایج نهایی ارائه شده است. نتایج نشان داد در ایستگاه‌های زاهدان و سراوان نمایه PRCPTOT، در ایستگاه‌های زابل، رودان، میناب، کهنوج و بم

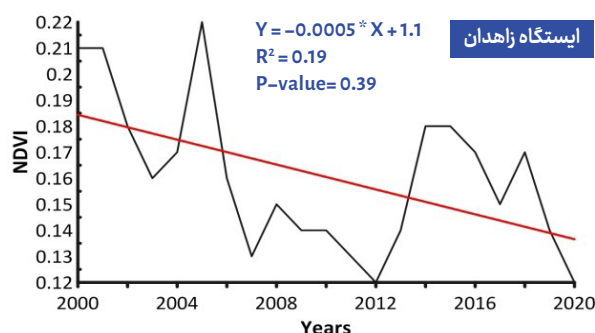
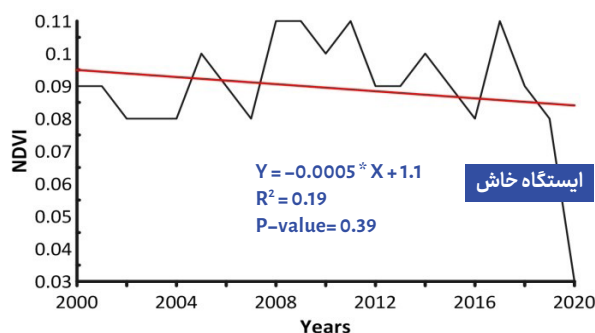
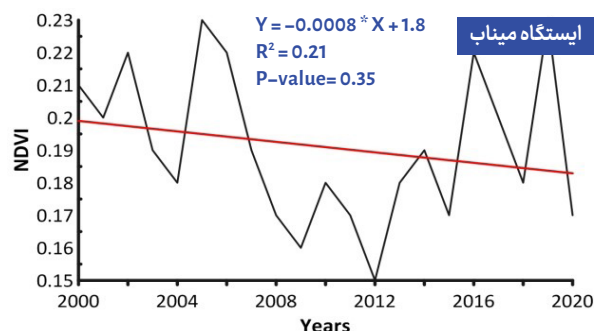
آماري آن‌ها به صورت یک جدول در گروه متغیرهای مستقل و وابسته در یک دوره زمانی ۲۰ ساله در جدول (۴) تنظیم شدند. متغیرهای وارد شده به مدل شامل نمایه‌های $Rx1$ ، $Rx5$ ، $SDII$ ، $R10$ ، $R20$ ، $PRCPTOT$ ، CDD و CWD می‌باشد. متغیر وابسته شاخص NDVI است. از بین مدهای برازش داده شده مناسب‌ترین مدل، مدلی انتخاب شد که مجموع مربعات خطا کمتری در مورد نمونه آموزشی دارد. همچنین با مقایسه



دارند. نمایه‌های بیشینه بارش یک روزه (RX1) و شدت بارش (SDII) به همراه بارش‌های سنگین (R10) اهمیت زیادی در تعیین مخاطرات طبیعی مانند بروز سیلاب در کشور دارند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد در منطقه جنوب شرق ایران توزیع مکانی فرین‌های بارش با حرکت از شرق به غرب و از شمال به جنوب با نزدیک شدن به سواحل دریا افزایش می‌یابد. در حالی که با حرکت از شرق به غرب منطقه وضعیت پوشش گیاهی نیز بهتر می‌شود.

با وجود افزایش فرین‌های بارش روند تغییرات پوشش گیاهی در برخی ایستگاه‌ها نیز منفی است. در توضیح این مساله می‌توان گفت در برخی ایستگاه‌ها بارش‌های فرین، نقش مثبتی در بهبود وضعیت پوشش گیاهی نداشته است. زیرا در زمان مناسبی رخ نمی‌دهند به عنوان مثال در مناطق جنوب شرقی ایران بارش‌ها به دلیل مونسون‌های تابستانی است. در فصل تابستان با افزایش دمای هوا میزان تبخیر و تعرق گیاهان اغلب دچار کم آبی می‌شوند که می‌تواند نشان دهنده تاثیر تاخیر زمانی فرین‌های بارش بر روی رشد پوشش گیاهی باشد که حداقل دو ماه و حداکثر سه ماه بعد از وقوع رخ می‌دهد که هم‌زمان با شروع فصول گرم و خشک در منطقه است و این زمانی که گیاهان منطقه مورد مطالعه دوره رشد خود را کامل کرده‌اند. نتایج پژوهش رحیم بیگی و همکاران (۱۴۰۰) برای ایستگاه‌های زابل، خاش، سراوان، ایرانشهر، چابهار، کرمان، بم، سیرجان، میناب، جاسک و بندرلنگه نشان داد سومین کانون بیشینه شدت بارش در ایران در سواحل مکران و جنوب شرق ایران در فصل تابستان دیده می‌شود که عمده دلیل آن نقش بادهای همگرا در انتقال رطوبت از دریای عرب و اقیانوس هند به این منطقه در طول فصل بارش‌های موسمی است که بارش‌های با شدت زیاد در جنوب شرقی ایران را باعث می‌شود.

نتایج مطالعه Jiang و همکاران (۲۰۲۲) نشان داد فرین‌های اقلیمی می‌تواند در برخی از مناطق باعث افزایش رشد گیاهان و طولانی شدن فصل رشد شود و در بخش‌های دیگر تاثیر منفی داشته باشد. فرین‌های بارش (R10، RX5، RX1 و R20) برای گیاهان در استپ‌های بیابانی و مناطق استپی بسیار اهمیت دارد. این مناطق اغلب مستعد تجربه خشکی‌های بیشتر و گرما فرین هستند. رخداد‌های فرین بارش اگر با فرسایش آبی همراه باشد، با جابه‌جایی مواد ریزدانه خاک و در دسترس قرار دادن آن‌ها در برابر باد در فصول خشک می‌تواند تغذیه کننده طوفان‌های گرد و غبار باشد.



شکل ۳- روند تغییرات شاخص NDVI در دوره زمانی ۲۰۰۰-۲۰۲۰ را در ایستگاه‌های مختلف منطقه مورد مطالعه

نمایه Rx1، در ایستگاه ایرانشهر نمایه CWD و در ایستگاه‌های چابهار، خاش و بندرعباس نمایه SDII بیشترین اهمیت را پیش‌بینی تغییرات شاخص NDVI دارد. میزان اهمیت نرمال شده (به درصد) و میزان اهمیت به ترتیب میزان مهم بودن متغیر مستقل را در پیش‌بینی تغییرات متغیر وابسته نشان می‌دهد.

به طور کلی بر اساس نتایج مدل‌های شبکه عصبی می‌توان نتیجه گرفت، از بین نمایه‌های فرین بارش به ترتیب نمایه حداکثر بارش یک روزه (RX1) بیشترین تاثیر و پس از آن نمایه‌های شدت روزانه بارش (SDII)، حداکثر طول دوره خشک (CDD) و کل بارش سالانه در روزهای مرطوب (PRCPTOT) به ترتیب حداکثر اهمیت را در تغییرات شاخص NDVI

جدول ۴- مدل‌های برازش داده شده و اهمیت متغیرهای فرین بارش در ایستگاه‌های مختلف مورد مطالعه

ایستگاه									تابع خطا	RX1	RX5	SDII	R10	R20	CDD	CWD	PRCPTOT
زاهدان	اهمیت نرمال شده (%)	-	۲۰	۲۵	۴۴	۶۱	۵۲	۶۵	۷۱	۱۰۰	-	۰/۲۸	۰/۲۰	۰/۵۸	۰/۲۵	۰/۱۷	۰/۱۲
	اهمیت	-	۰/۰۵۸	۰/۰۷۱	۰/۱۲	۰/۱۷	۰/۲۵	۰/۵۸	۰/۲۰	۰/۲۸	-	۰/۲۸	۰/۲۰	۰/۵۸	۰/۲۵	۰/۱۷	۰/۱۲
	مجموع مربعات خطا آموزش	۱/۶															
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۰۷۶															
زابل	اهمیت نرمال شده (%)	۱۰۰	۰/۲	۴۵	۷۸	۶۷	-	-	-	-	-	۰/۴۵	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۲۲	۰/۱۹
	اهمیت	-	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۲۲	۰/۱۹	-	-	-	-	۰/۴۵	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۲۲	۰/۱۹
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۴۵										۰/۴۵	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۲۲	۰/۱۹
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۰۲۹										۰/۴۵	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۲۲	۰/۱۹
سراوان	اهمیت نرمال شده (%)	۸۶	۲۲	۸۶	۵۵	۴۰	۵۹	۵۵	۱۰۰	-	-	۰/۱۵	۰/۰۴۱	۰/۱۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۳	۰/۱۰
	اهمیت	-	۰/۱۵	۰/۰۴۱	۰/۱۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۳	۰/۱۰	۰/۰۹۸	۰/۱۰	۰/۱۰	۰/۱۵	۰/۰۴۱	۰/۱۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۳	۰/۱۰
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۰۳۷										۰/۱۵	۰/۰۴۱	۰/۱۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۳	۰/۱۰
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۰۰۶										۰/۱۵	۰/۰۴۱	۰/۱۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۳	۰/۱۰
روان	اهمیت نرمال شده (%)	-	۱۰۰	-	-	۵۶	-	۴۸	۱۱	۲۰	-	۰/۳۹	-	-	۰/۲۰	۰/۰۴۸	۰/۰۸۷
	اهمیت	-	۰/۳۹	-	-	۰/۲۳	-	۰/۲۰	۰/۰۴۸	۰/۰۸۷	-	۰/۳۹	-	-	۰/۲۰	۰/۰۴۸	۰/۰۸۷
	مجموع مربعات خطا آموزش	۲/۳										۰/۳۹	-	-	۰/۲۰	۰/۰۴۸	۰/۰۸۷
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۱/۱										۰/۳۹	-	-	۰/۲۰	۰/۰۴۸	۰/۰۸۷
میناب	اهمیت نرمال شده (%)	-	۱۰۰	۵۹	۵۴	۶/۹	۱۳	۶۰	۲/۱	۴۶	-	۰/۲۹	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۰۲۰	۰/۰۳۸	۰/۱۳
	اهمیت	-	۰/۲۹	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۰۲۰	۰/۰۳۸	۰/۱۷	۰/۰۰۶	۰/۱۳	-	۰/۲۹	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۰۲۰	۰/۰۳۸	۰/۱۳
	مجموع مربعات خطا آموزش	۱/۲										۰/۲۹	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۰۲۰	۰/۰۳۸	۰/۱۳
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۸۸										۰/۲۹	۰/۱۷	۰/۱۵	۰/۰۲۰	۰/۰۳۸	۰/۱۳
خاش	اهمیت نرمال شده (%)	-	۵۵	-	۱۰۰	۳/۵	-	-	۱۰	۴/۷	-	۰/۳۱	-	-	-	۰/۰۶۱	۰/۰۳۵
	اهمیت	-	۰/۳۱	-	۰/۵۶	۰/۰۲	-	-	۰/۰۶۱	۰/۰۳۵	-	۰/۳۱	-	-	-	۰/۰۶۱	۰/۰۳۵
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۷۳										۰/۳۱	-	-	-	۰/۰۶۱	۰/۰۳۵
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۱۹										۰/۳۱	-	-	-	۰/۰۶۱	۰/۰۳۵
کهنوج	اهمیت نرمال شده (%)	-	۱۰۰	۴۱	۴۷	۱۸	۷۶	۴۱	۳۰	۴۲	-	۰/۲۲	۰/۰۹۲	۰/۱۰	۰/۰۴۲	۰/۱۷	۰/۰۹۵
	اهمیت	-	۰/۲۲	۰/۰۹۲	۰/۱۰	۰/۰۴۲	۰/۱۷	۰/۰۹۳	۰/۰۶۸	۰/۰۹۵	-	۰/۲۲	۰/۰۹۲	۰/۱۰	۰/۰۴۲	۰/۱۷	۰/۰۹۵
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۹										۰/۲۲	۰/۰۹۲	۰/۱۰	۰/۰۴۲	۰/۱۷	۰/۰۹۵
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۲/۰										۰/۲۲	۰/۰۹۲	۰/۱۰	۰/۰۴۲	۰/۱۷	۰/۰۹۵
ایرانشهر	اهمیت نرمال شده (%)	-	-	۱۴	۹	-	-	۲۲	۱۰۰	-	-	۰/۸۹	-	-	-	۰/۶۸	-
	اهمیت	-	-	۰/۱	۰/۰۶۲	-	-	۰/۱۵	۰/۶۸	-	-	۰/۸۹	-	-	-	۰/۶۸	-
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۸۹										۰/۸۹	-	-	-	۰/۶۸	-
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۲۷										۰/۸۹	-	-	-	۰/۶۸	-

تهران	اهمیت نرمال شده (%)	-	-	۵۸	۱۰۰	۲۴	۲۲	۵۳	-	-
	اهمیت	-	-	۰/۲۲	۰/۳۸	۰/۰۹۳	۰/۰۸۵	۰/۲۰	-	-
	مجموع مربعات خطا آموزش	۰/۲۸								
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۰۶۳								
زابل	اهمیت نرمال شده (%)	-	۷۷	۱۰	۱۰۰	۴۸	۹۹	۲۴	۲۳	۳۰
	اهمیت	-	۰/۱۸	۰/۰۲۶	۰/۲۴	۰/۱۱	۰/۲۴	۰/۵۹	۰/۰۵۵	۰/۰۷۴
	مجموع مربعات خطا آموزش	۱/۷								
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۰/۱۲								
خ	اهمیت نرمال شده (%)	-	۱۰۰	-	-	-	-	۸۹	۲۱	۳۷
	اهمیت	-	۰/۴۷	-	-	-	-	۰/۴۲	۰/۱۰	۰/۰۵۸
	مجموع مربعات خطا آموزش	۱/۵								
	مجموع مربعات خطا آزمایش	۲/۴								

نتیجه‌گیری

شدت و میزان گسترش طوفان‌های گرد و خاک در منطقه جنوب شرق ایران یک نگرانی دائمی است. اغلب زمین‌های بایر و بدون پوشش در هنگام وزش بادهای شدید فصلی عامل اصلی تشکیل هسته‌های گرد و خاک در منطقه هستند. بنابراین افزایش پدیده گرد و خاک با کاهش پوشش گیاهی ارتباط مستقیم دارد. از این رو بررسی عوامل اقلیمی از جمله فرین‌های بارش که از جمله مهم‌ترین عوامل تاثیرگذار بر پوشش گیاهی محسوب می‌شود، هدف اصلی این مطالعه بود. درک جامع از چگونگی روند و تاثیر فرین‌های بارش بر پوشش گیاهی مناطق خشک و نیمه خشک می‌تواند به گسترش شیوه‌های پایدارتر مدیریت این مناطق منجر شود. بر اساس نتایج، روند کلی نشان دهنده افزایش فرین‌های بارش در طول دوره مطالعه بود. نمایه‌های فرین بارش SDII، R_{x1} و PRCPTOT بیشترین همبستگی را با تغییرات پوشش گیاهی منطقه جنوب شرق ایران داشت. شاخص NDVI از نظر مکانی با حرکت از شرق به غرب منطقه روند افزایشی داشت. مناطق با NDVI کم در بخش‌های شرقی، جنوبی و شمالی و مناطق با NDVI زیاد در غرب منطقه مورد مطالعه مشاهده شد. بیشترین مقدار شاخص NDVI مربوط به ایستگاه میناب و رودان با مقادیر ۰/۲۱ و ۰/۱۹ می‌باشد. کمترین میانگین شاخص NDVI نیز در ایستگاه بم با مقدار ۰/۰۳ مشاهده شد. روند تغییرات شاخص NDVI تنها در ایستگاه رودان (P-value = ۰/۰۱) و کهنوج (P-value = ۰/۰۰۱) معنادار و صعودی بود. روند

تغییرات در ایستگاه‌های سراوان، ایرانشهر، بندرعباس، بم صعودی اما معنادار نبود. روند تغییرات در ایستگاه‌های زابل، چابهار، میناب، خاش و زاهدان منفی معنادار نبود. وقوع فرین‌های بارش اگر با مدیریت صحیح حوضه‌های آبخیز همراه باشد فرصت مناسبی برای مدیریت پایدار منطقه جنوب شرق ایران فراهم می‌کند.

پی‌نوشت‌ها

1. Climate extremes

منابع

- آذرخشی، مریم، فرزاد مهر، جلیل، اصلاح، مهدی، و صحابی، حسین. (۱۳۹۲). بررسی روند تغییرات سالانه و فصلی بارش و عوامل دما در مناطق مختلف آب و هوایی ایران. مجله منابع طبیعی ایران، ۱۶-۱، (۱)۶۶. <https://doi.org/10.22059/jrwm.2013.35324>
- رحیم‌بیگی، نرگس، زرین، آذر، مفیدی، عباس، و داداشی رودباری، عباس‌علی. (۱۴۰۰). تحلیل پراکنش فصلی بارش‌های فرین در ایران با استفاده از پایگاه AgERA5. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۲(۱۱)، ۲۷۳۷-۲۷۲۴. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2021.333263.669118>
- زند، رحمان، انتظار، علیرضا، باعقیده، محمد، و خسروی، مریم. (۱۴۰۰). ارزیابی خشکسالی و تأثیرات آن بر پوشش گیاهی در مناطق جنوبی ایران. مجله پژوهش‌های دانش زمین، ۱۲(۲)، ۳۶-۴۹. <https://doi.org/10.52547/esrj.12.2.36>

افروز. (۱۳۹۹). بررسی اثر اجرای پروژه‌های بیولوژیک حفاظت خاک بر رطوبت و دمای خاک با استفاده از تکنیک‌های سنجش از دور در منطقه دهنو شهرستان هندیجان استان خوزستان. چهارمین کنفرانس ملی حفاظت از خاک و آبخیزداری با محوریت گرد و غبار. پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، تهران.

• نجیب‌زاده، نازنین، قادری، کوروش، و احمدی، محمد مهدی. (۱۳۹۸). بهره‌گیری از روش‌های رگرسیون بردار پشتیبان و شبکه عصبی مصنوعی در مدل‌سازی بارش رواناب (مطالعه موردی: حوضه آبریز سد صفاورد). مجله آبیاری و زهکشی ایران، ۱۲(۶)، ۱۷۰۹-۱۷۲۰. <https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.20087942.1398.13.6.15.1>

- Abbas, A., He, Q., Jin, L., Li, J., Salam, A., Lu, B., & Yasheng, Y. (2021). Spatial-Temporal Changes of Land Surface Temperature and the Influencing Factors in the Tarim Basin, Northwest China. *Remote Sensing*, 13, 3792. <https://doi.org/10.3390/rs13193792>
- Alexander, L. V., Zhang, X., Peterson, T. C., Caesar, J., Gleason, B., Klein Tank, A. M. G. & Tagipour, A. (2006). Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D5), 1-22. <https://doi.org/10.1029/2005JD006290>
- Bai, X., Lanhui, Z., Chansheng, He., & Yi, Z. (2020). Estimating regional soil Moisture distribution based on NDVI and LST time series data in the upstream of the Haihe river watershed, Northwest China. *Remote Sensing*, 12 (15), 2414 -2427. <https://doi.org/10.3390/rs12152414>
- Deng, Y., Wang, S., Bai, X., Tian, Y., Wu, L., Xiao, J., & Qian, Q. (2018). Relationship among land surface temperature and LUCC, NDVI in typical karst area. *Scientific Reports*, 8(1), 641. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-19088-x>
- Efthymios, T., & Athanasios, A. (2019). Uniform mixture model in the case of regression. *Annals of Operations Research*, 289, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1007/s10479-019-03475-w>
- Jiang, D., Zhang, H., & Zhang, Y. (2022). Interannual variability and correlation of vegetation cover and precipitation in Eastern China. *Theoretical and Applied Climatology*, 118, 93-105. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-1054-2>
- Liu, L., He, G., & Wu, M. (2023). Climate change impacts on planned supply-demand match in global wind and solar energy systems. *Nature Energy*, 8, 870-880. <https://doi.org/10.1038/s41560-023-01304-w>

- شوشتری، شریف، اسماعیلی ساری، عباس، حسینی، سید محسن، و غلامعلی فرد، مهدی. (۱۳۹۷). کاربرد روش پرسپترون چند لایه شبکه عصبی مصنوعی در مدل‌سازی تغییرات کاربری اراضی شرق استان مازندران. *مجله جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی*، ۲۹(۷۲)، ۱۲۵-۱۴۴. <https://doi.org/10.22108/gep.2019.97390.0>
- فیروزی، فاطمه، طاوسی، تقی، و محمودی، پیمان. (۱۳۹۷). بررسی رابطه آماری بین متغیرهای اقلیمی، هیدرولوژیک و پویایی پوشش گیاهی در دشت سیستان. *مجله مدیریت بیابان*، ۶(۱۱)، ۹۹-۱۱۱. <https://doi.org/10.22034/jdmal.2018.32326>
- گرشاسبی، پرویز، توفیقی، اکرم، صباغی، محمد، و مشفق کوجل،

- Li, H., Hu, Y., & Ao, Z. (2024). Identification of critical drought thresholds affecting vegetation on the Mongolian Plateau. *Ecological Indicators*, 166, 112507. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112507>
- Na, L., Na, R., Zhang, J., Tong, S., Shan, Y., Ying, H., Li, X., & Bao, Y. (2018). Vegetation Dynamics and Diverse Responses to Extreme Climate Events in Different Vegetation Types of Inner Mongolia. *Atmosphere*, 9(10), 394-410. <http://dx.doi.org/10.3390/atmos9100394>
- Shen, G., Chen, N., Wang, W., & Chen, Z. (2019). Improving the Climate Hazards Group Infrared Precipitation (CHIRP) using WHU-SGCC method over the Jinsha River Basin from 1990 to 2014. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.5194/essd-11-1711-2019>
- Wang, W., Samat, A., Abuduwaili, J., Ge, Y., De Maeyer, P., & Van de Voorde, T. (2022). Temporal characterization of sand and dust storm activity and its climatic and terrestrial drivers in the Aral Sea regio. *Atmospheric Research*, 275, 10624. <https://doi.org/10.1016/j.atmos-res.2022.106242>
- Zhang, X., Chen, Y., Zhang, Q., Xia, Z., Hao, H., & Xia, Q. (2023). Potential evapotranspiration determines changes in the carbon sequestration capacity of forest and grass ecosystems in Xinjiang, Northwest China. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02737. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02737>

Transitioning Framework Toward A Water-Sensitive City: A Review of Australian Practices

R.Khanalipour^{1*}, M.Talati², S.Tavakoli Aminian³,
S.S. Sherafat⁴, F.Ghanbari⁴

1- M.Sc. Student in Environmental Planning, Department of Environmental Planning, Management and HSE, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. 2- Ph.D. Student in Water Structures, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. 3, 4- M.Sc. Graduate in Urban Planning & M.Sc. Graduate in Water Science and Engineering, Mashhad Water and Wastewater Company, Mashhad, Iran.

Corresponding Author Email: rokh.khanalipour@ut.ac.ir

Received 10-09-2024

Revised 19-11-2024

Accepted 15-01-2025

Available Online 21-06-2025

Abstract

The increasing occurrence of widespread water-related tensions in the international scope, coupled with climate change and limitations on accessible freshwater resources, has led to the ineffectiveness of traditional engineering-oriented approaches in urban water systems management. Therefore, political and social driving and environmental demands have caused urban water systems to be considered as a "Socio-Ecological" System, and strategic planning is needed for its management. This alternative model is called the "Water-Sensitive City". Implementing the new approach requires significant changes in the structures, culture, planning methods, management practices, and stakeholder engagement. The transition toward a Water-Sensitive City consists of six stages. Dominant narratives and enablers are considered as two vital and influencing factors affecting the transition process. Finally, a checklist of effective factors in the transition process is developed, which will act as a roadmap and enabling the creation of a matrix that can evaluate and monitor the progress of the transition.

Keywords: Water-Sensitive City, Transition, Urban Water Management, Resilience, Social Approach.

چارچوب گذار به شهری حساس به آب، مروری بر تجربیات و اقدامات استرالیا

رخشید خانعلی پور^{۱*}، محمد طلعتی^۲، ثمانه توکلی امینیان^۳،
سیده سعیده شرافت^۴، فریبا قنبری^۴

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد برنامه ریزی محیط زیست، گروه برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست و HSE، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. ۲- دانشجوی دکتری سازه های آبی، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران. ۳ و ۴- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد برنامه ریزی شهری و دانش آموخته کارشناسی ارشد علوم و مهندسی آب، شرکت آب و فاضلاب مشهد، مشهد، ایران.

رایانامه نویسنده مسئول: Rokh.khanalipour@ut.ac.ir

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۰۶/۲۰

تاریخ بازنگری ۱۴۰۳/۰۸/۲۹

تاریخ پذیرش ۱۴۰۳/۱۰/۲۶

تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۳۱

چکیده

افزایش وقوع تنش های آبی گسترده در قلمرو بین المللی، تغییرات اقلیمی و محدودیت منابع آب شیرین در دسترس، منجر به ناکارآمدی رویکردهای قدیمی مهندسی محور در مدیریت سامانه های آب شهری گشته است. بنابراین محرک های سیاسی و اجتماعی و مطالبه گری های محیط زیستی، باعث شده است تا سامانه های آب شهری به عنوان یک سامانه «اجتماعی-اکولوژیکی» تلقی گردیده و برای مدیریت آن برنامه ریزی استراتژیک صورت پذیرد. این الگوی جایگزین، «شهر حساس به آب» نام دارد. دستیابی به رویکرد جدید، نیازمند تغییرات قابل توجهی در ساختارها، فرهنگ، شیوه های برنامه ریزی، روش های مدیریتی و مشارکت گرداران می باشد. گذار به شهر حساس به آب شامل شش مرحله می باشد. دو عامل مهم و موثر بر فرآیند گذار شامل روایات غالب و عوامل توانمندساز می شوند. در نهایت چک لیستی از عوامل موثر بر فرآیند گذار از وضع موجود به شهر حساس به آب تشکیل می شود که به مثابه نقشه راه عمل می کند. به کمک این نقشه راه می توان ماتریسی ایجاد کرد که پیشرفت گذار را قابل ارزیابی و پایش می نماید.

واژه های کلیدی: شهر حساس به آب، گذار، مدیریت آب شهری، تاب آوری، رویکرد اجتماعی.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Khanalipour, R., Talati, M., Tavakoli Aminian, S., Sherafat, S.S. & Ghanbari, F. (2025). Transitioning Framework Toward A Water-Sensitive City: A Review of Australian Practices. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 136-147. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2409-1362>

سامانه‌های آب شهری پاسخگوی طیف وسیعی از نیازهای اجتماعی می‌باشند. بارزترین کاربرد آن‌ها دسترسی مناسب و بهداشتی به آب، جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب و همچنین مدیریت رواناب و سیل شهری است که معمولاً توسط زیرساخت‌های متمرکز آب، فاضلاب و زهکشی شهری مدیریت می‌شوند. مدیریت استراتژیک این زیرساخت‌ها به طور سنتی و با رویکرد مهندسی محور «فرماندهی و کنترل» انجام می‌گرفت که هدف آن کاهش عدم قطعیت‌ها (ریسک) از طریق تأکید ویژه بر راه‌حل‌های فنی و نادیده گرفتن جایگزین‌های ریشه‌ای بوده، همچنین مبنای تصمیم‌گیری‌ها بر اساس ارزیابی‌های منطقی هزینه و فایده است که مجموعه محدودی از ارزش‌ها را در نظر می‌گیرد (Ferguson و همکاران، ۲۰۱۳b).

برنامه‌ریزی استراتژیک در رویکرد مهندسی محور به منظور تأمین نیازهای آبی شهر و جامعه، الگوی تغییرات را خطی فرض کرده و متغیرهای کلیدی مانند الگوهای بارندگی، میزان در دسترس بودن منابع آب و ارزش‌های جامعه را قابل پیش‌بینی فرض می‌کند (Brown، ۲۰۰۸؛ Dominguez و همکاران، ۲۰۰۹؛ Pahl-Wostl، ۲۰۰۷). با این حال، اکنون در سطح جهان تنش‌های زیادی در مقیاس شهرها تجربه و احساس می‌شوند، زیرا محرک‌های سیاسی-اجتماعی و عوامل زمینه‌ای گسترده‌تر، مانند تغییرات آب و هوایی، محدودیت‌های منابع آب تجدیدپذیر و اولویت‌بندی امکانات شهری و سلامت محیط‌زیستی، توانایی سامانه‌های سنتی و رویکرد مهندسی برای ارائه سطوح مناسب خدمات آب را به چالش می‌کشند (Brown، ۲۰۰۸).

این چالش‌ها زمانی به وجود می‌آید که سامانه‌های آب شهری به عنوان سامانه‌های اجتماعی-اکولوژیکی شناخته می‌شدند که فرآیندهای پیچیده و پویای تغییر، سطوح بالای عدم قطعیت و توانایی محدود برای کنترل متغیرها را در بر می‌گیرند. لذا تلاش برای هدایت یک سامانه پیچیده با اقدامات کنترلی و همچنین بکارگیری راه‌حل‌های خطی برای مشکلات آن، در تضمین ارائه نتایج مطلوب بی‌اثر خواهد بود. این موضوع نشان‌دهنده ناکارآمدی رویکرد مهندسی محور در مدیریت سامانه‌های آب شهری در جهان امروز است (Brown، ۲۰۰۸). به طور خلاصه، پیچیدگی، تغییرپذیری و عدم اطمینان به عنوان مولفه‌های اصلی آینده مدیریت آب شهری توصیف می‌شوند؛ بنابراین بکارگیری برنامه‌ریزی‌های متعارف برای ارائه راه‌حلی که با این زمینه سازگار باشند، ناکافی است (Brugge و Rotmans، ۲۰۰۷؛ Brown و Wong، ۲۰۰۹). در

حال حاضر توافق بین‌المللی رو به رشدی به وجود آمده که برنامه‌ریزی استراتژیک سامانه‌های آب شهری را نیازمند افزایش تاب‌آوری زیرساخت‌ها، اکوسیستم، جامعه و اقتصاد با اتخاذ یک پارادایم تطبیقی می‌داند؛ به طوریکه عدم قطعیت و پیچیدگی را در بر بگیرد و ظرفیت سازگاری را از طریق مدل‌های انعطاف‌پذیر، متنوع و افزودن راه‌حل‌های بدیع فراهم کند (Ahern، ۲۰۱۱؛ Brown، ۲۰۱۲؛ Domingue و همکاران، ۲۰۰۹؛ Lessard، ۱۹۹۸؛ Wollenberg و همکاران، ۲۰۰۰).

شهر حساس به آب^۱ (WSC) نمایشی مفهومی از این الگوی جایگزین برای اداره کردن سامانه‌های آب شهری است که بر اساس برنامه‌ریزی و مدیریت پایدار آب شهری بوده و در طراحی تأسیسات و زیرساخت‌های خود، زیست‌پذیری، پایداری و تاب‌آوری را در اولویت قرار می‌دهد (Wong و Brown، ۲۰۰۹). سه رکن اصلی یک شهر حساس به آب به شرح ذیل توصیف می‌شود: ۱. شهرها به عنوان عضوی فعال از حوضه آبریز. ۲. شهرها به عنوان ارائه‌دهنده خدمات اکوسیستمی. ۳. شهرها به عنوان دربرگیرنده جوامع (مردم) حساس به آب.

به بیان Brown و همکاران (۲۰۰۹) و Wong و Brown (۲۰۰۹)، هماهنگی بین برنامه‌ریزی آب و برنامه‌ریزی شهری، زیرساخت‌های سازگار و چند منظوره و همکاری‌های سازنده و مداوم بین علم، سیاست، بخش اجرایی و جامعه، آرمان‌های نوآورانه WSC در مقایسه با رویکردهای مرسوم و قدیمی می‌باشند.

چشم‌انداز «شهر حساس به آب»، مدیریت آب شهری را از منظر برابری بین‌نسلی و تاب‌آوری در برابر تغییرات اقلیمی در نظر می‌گیرد؛ از این رو چیزی بیش از طراحی شهری رایج است. رویکرد WSC نوعی طراحی شهری است که رفتارهای حساس به آب را در جامعه تقویت می‌کند. این رویکرد در برنامه‌های اجرا شده در شهرهایی مانند روتردام، کپنهاگ، درسدن و ملبورن مشهود بوده و پیاده‌سازی آن در لندن نیز از آرمان‌های مدیریت شهری محسوب می‌شود. برنامه سازگاری در این شهرها «اقدامات سازگاری تحول‌آفرین» نامیده می‌شود. سیستم‌های شهری وظیفه پشتیبانی رفتاری و فناوری از تغییرات اساسی عملکردی را بر عهده دارند. علاوه بر این، برنامه‌ریزی استراتژیک توسعه پایدار به منظور ایجاد شرایط تغییر برای مقابله با مسائل آینده مستلزم پویایی فرهنگی است (Radhakrishnan و همکاران، ۲۰۱۸).

در حال حاضر، شهرها در سراسر جهان با چالش‌های متعددی در مدیریت آب، مانند کمبود آب، کیفیت پایین آب و سیل مواجه هستند که اثرات مخرب انسانی و اقتصادی زیادی برجا

می‌گذارند. توسعه کم اثر^۲ (LID) و طراحی شهری حساس به آب^۳ (WSUD) رویکردهایی کاربردی در مدیریت آب شهری محسوب می‌شوند که موجب یکپارچه‌سازی تعاملات بین چرخه آب و سیستم‌های آبرسانی برای ایجاد زیرساخت‌های چند منظوره در شهرها می‌شوند. برای مثال در سال ۲۰۰۶ برنامه مدیریت پویا، زیبا و پاکیزه آب^۴ (ABC)، به منظور کنترل و مدیریت رواناب و تصفیه آب در سنگاپور به اجر درآمد (Ding و همکاران، ۲۰۲۲). رویکرد حساس به آب می‌تواند راه حل موثری برای این چالش‌ها باشد، چراکه امکان بازتعریف رابطه بین شهر و آب را از طریق ترکیب زیرساخت‌های خاکستری و سبز فراهم می‌کند (Cabañas-Melo و همکاران، ۲۰۲۲).

شهر حساس به آب، رویکردی مدیریتی است که به دنبال یکپارچه‌سازی زیرساخت‌های فیزیکی و همراه کردن آن با نظام‌های اجتماعی، حکمرانی و هنجارهای اجتماعی بوده و به دنبال بهبود بخشیدن ارتباطات مردم با زیرساخت‌ها و خدمات آب و همچنین افزایش کیفیت زندگی مردم، با نگاهی آینده‌نگر می‌باشد (Cabañas-Melo و همکاران، ۲۰۲۲).

مدل شهر حساس به آب (WSC) چارچوبی کلی برای برنامه‌ریزی و مدیریت منابع می‌باشد که از طریق طراحی شهری حساس به آب به بازسازی و حفاظت از محیط‌زیست، تضمین تأمین آب، افزایش کیفیت آب و پایداری اقتصادی کمک می‌کند. استفاده از مدل شهر حساس به آب در مناطقی که تنش آبی را تجربه می‌کنند، می‌تواند در کاهش و یا حتی غلبه بر تنش آبی موثر واقع شده و موجب اتخاذ سیاست‌های محیط‌زیستی شود. مدل WSC عمدتاً در کشورهای توسعه یافته، شامل بیشتر شهرهای استرالیا و در موارد کمتری در شهرهای اروپایی و آسیایی به اجرا درآمده است؛ و در حال حاضر برای غلبه بر تنش آبی در مکزیک در حال اجرا می‌باشد (Cabañas-Melo و همکاران، ۲۰۲۲).

با توجه به رشد بین‌المللی جوامع، دولت‌ها، برنامه‌ریزان، ادارات مدیریت کننده آب و دانشگاه‌ها، مفهوم شهر حساس به آب به طور گسترده‌ای در حال پذیرفته شدن است. تغییر از یک رویکرد مهندسی به رویکرد حساس به آب نیازمند دگرگونی در نحوه برنامه‌ریزی، طراحی، ساخت و مدیریت سامانه‌های آب شهری است (Ferguson و همکاران، ۲۰۱۳). با توجه به اینکه درک خبرگانی و اجرایی محدودی در مورد چگونگی برنامه‌ریزی و مدیریت استراتژیک هدفمند برای تسهیل گذار بلندمدت به شهر حساس به آب وجود دارد (Dominguez و همکاران، ۲۰۱۱؛ Monstadt، ۲۰۰۹؛ Ferguson و همکاران، ۲۰۱۳b)، مقاله حاضر با مرور و بررسی

مبانی مراحل گذار سامانه مدیریت آب شهری به سامانه مدیریت شهر حساس به آب و بررسی تجربیات کشورهای پیش‌تاز در گذار به شهر حساس به آب، به دنبال تبیین مفهوم شهر حساس به آب و شیوه گذار به آن می‌باشد.

مواد و روش

تحقیق حاضر، به منظور تبیین مفهوم شهر حساس به آب و چگونگی به اجرا درآوردن این رویکرد در سامانه مدیریت آب شهری صورت پذیرفته است. بدین منظور منابع علمی معتبر شامل کتاب‌ها و مقالات انگلیسی از طریق موتورهای جست‌وجو شامل Google scholar و Elsevier با کلید واژه‌های Urban Water Management، Water Sensitive City و Sustainable Management مرور و بررسی شدند. پس از غربال مقالات مرتبط و مورد نظر، مفاهیم پایه و کلیدی استخراج و در قالب مقاله حاضر جمع‌بندی شدند.

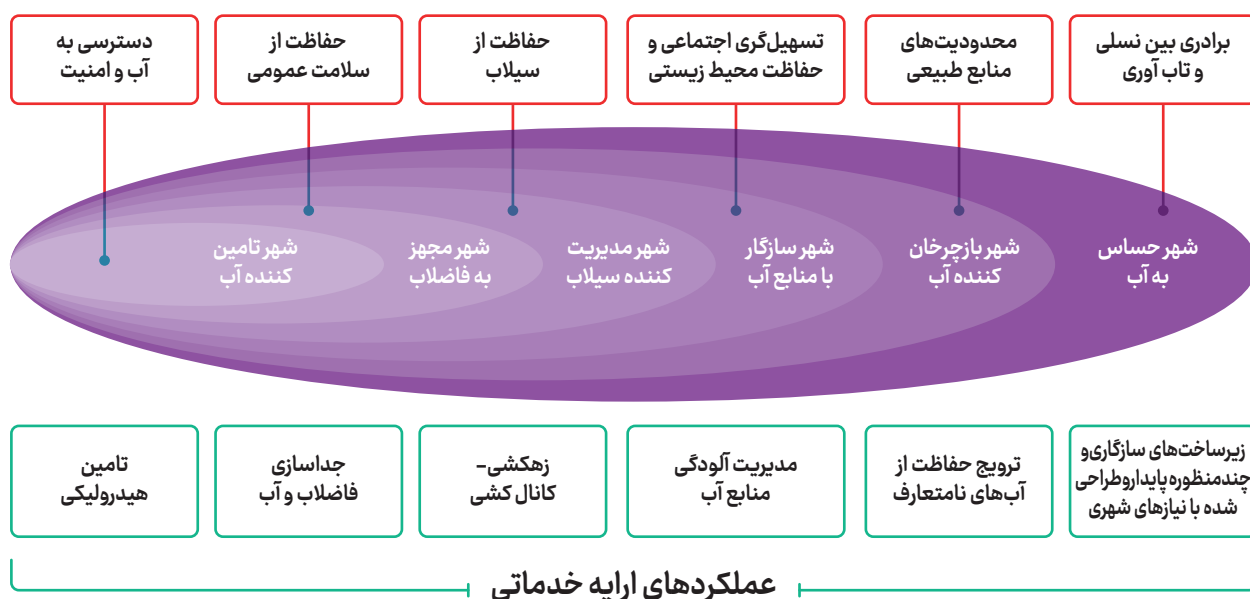
نتایج

• دوره‌های توسعه مدیریت آب شهری

در مدلی که ابتدا توسط Brown و همکاران (۲۰۰۹) و به دنبال آن در سال ۲۰۱۶ توسط Wong ارائه شده است (Radcliffe، ۲۰۱۹)، شش فاز کلی برای تغییر شهرها از شهرهای صرفاً تأمین‌کننده آب به شهرهای حساس به آب تعریف شده که در شکل (۱) نشان داده شده است. بر این اساس شهرها به علت رشد جمعیت، به دنبال تأمین آب هستند و مدیران، دغدغه منابع آبی و مسائل مربوط به تأمین پیوسته و بی‌وقفه را به عنوان مهم‌ترین مسئولیت خود دارند. اما با مهم شدن مسئله بهداشت، در مدیریت شهرها، طرح‌های تکمیلی جمع‌آوری فاضلاب و تصفیه آن را دنبال می‌کنند. در ادامه با توسعه شهری (نه صرفاً افزایش جمعیت بلکه به معنای افزوده شدن کاربری‌های گوناگون به شهر) مدیریت رواناب و زهکشی و حفاظت مناطق شهری از گزند سیلاب‌ها یا سایر رخدادهای طبیعی مد نظر قرار می‌گیرد (فاضلی و همکاران، ۱۴۰۰).

نقطه عطف تغییر فاز شهری در مرحله چهارم صورت می‌گیرد که به علت فشارهای اجتماعی که به سبب مطالبه‌گری مسائل محیط‌زیستی اتفاق می‌افتد، شهر را به سمت مدیریت مبتنی بر رعایت اصول محیط‌زیستی در طرح‌های آبی خود پیش می‌برد. در مرحله بعد ظرفیت‌های زیستی به دغدغه جامعه تبدیل شده و همچنین روی میز تصمیم‌گیران رده بالای مدیریتی دیده می‌شود. کاهش مصارف آب نیز عمدتاً خود را در قالب پیشرفت فناوری مانند نصب ادوات کاهنده مصرف

محرك‌های تجمعی سیاسی-اجتماعی



شکل ۱- فازهای توسعه و پیشرفت سامانه‌های مدیریت آب شهری برای رسیدن به شهر حساس به آب

آب، نصب کنتورهای هوشمند و پایش‌های آنلاین به عنوان مهم‌ترین مسائل مدیریتی نشان می‌دهد. در نهایت شهری «حساس به آب» خوانده می‌شود که در مرحله نهایی خود به علت مسائلی همچون تاب‌آوری و سازگاری با تغییرات اقلیمی و ضرورت تأمین عدالت اجتماعی به سمت ایجاد زیرساخت‌های رفتار درست مصرف و تغییر نگرش شهروندان و سیاست‌گذاران پیش برود (فاضلی و همکاران، ۱۴۰۰).

هم‌اکنون در یک نگاه کلی به منظور اطمینان از حصول راه‌حل‌های پایدار، مهم‌ترین دغدغه در تعریف ساختارهایی با عنوان شهرهای حساس به آب، فراهم‌سازی سناریوهای مختلف جهت کاهش مصرف آب و مدیریت فاضلاب و پساب مبتنی بر نگاه همه‌جانبه فنی، اجتماعی، محیط‌زیستی، اقتصادی و فرهنگی است (Furlong و همکاران، ۲۰۱۶).

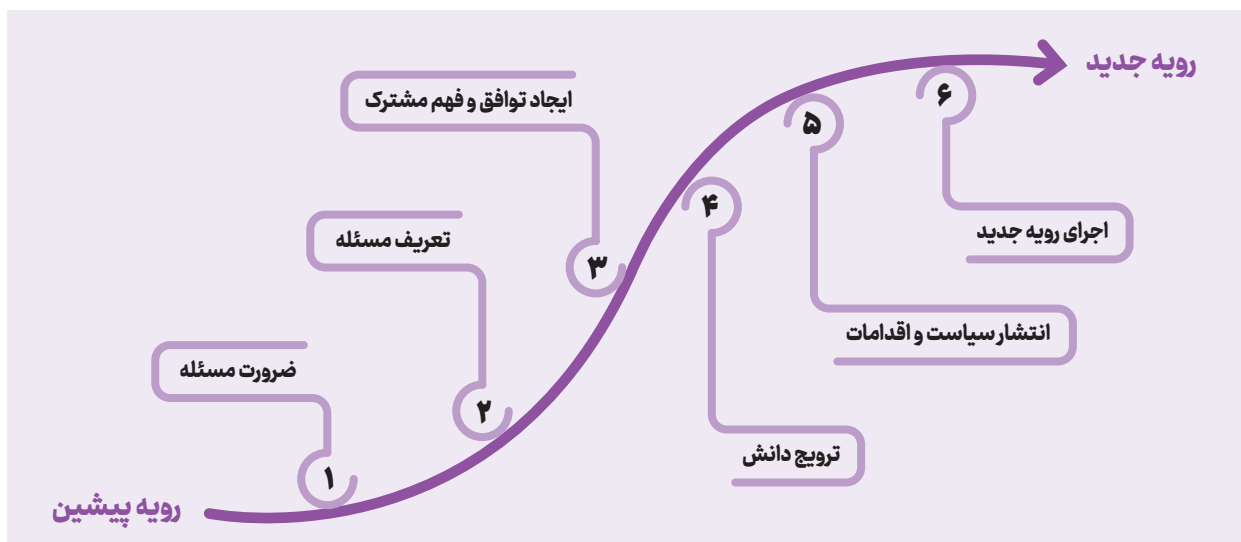
● نقشه راه و مراحل گذار به شهر حساس به آب

دستیابی به عملکرد جدید مستلزم تغییرات قابل توجهی در ساختارها، فرهنگ و شیوه‌های برنامه‌ریزی، طراحی، مدیریت، مشارکت و تصمیم‌گیری است. این تغییرات احتمالاً در یک بازه زمانی طولانی رخ می‌دهد، زیرا لازم است شیوه‌های جدید ایجاد شده و روش‌های قدیمی منسوخ شوند. تحقیقات نشان می‌دهد که فرآیند گذار، می‌تواند بیش از ۵۰ سال طول بکشد تا به مرحله تثبیت برسد، جایی که شیوه‌های جدید به رویه اصلی تبدیل می‌شوند. پیشرفت قابل توجه به سمت وضعیت

تئوری این گذار، مجموعه‌ای از تحقیقات بین‌رشته‌ای و چندرشته‌ای است که به مطالعه چگونگی گذار و فعال شدن تغییرات فرآیند گذار در طول زمان می‌پردازد. چارچوب شش مرحله‌ای گذار به سامانه مدیریتی «حساس به آب» در شکل (۲) به تصویر کشیده شده است (Hammer و همکاران، ۲۰۲۰).

چارچوب (ماتریس) گذار به شهر حساس به آب، پنج نوع عامل توانمندساز را معرفی می‌کند که باید در طول فرآیند گذار وجود داشته باشند: بازیگران، بسترها و سازمان‌های ارتباطی، علم و دانش، پروژه‌ها و برنامه‌های کاربردی و ابزارهای اجرایی و سازمانی. این پنج عامل در کنار هم، محیطی مناسب برای گذار به WSC ایجاد کرده و با ارائه نقشه‌راهی از شش مرحله گذار، ماتریسی (شکل ۳) برای درک عمیق‌تر مسیرهای موجود برای پشتیبانی و هدایت فرآیند گذار یک شهر را ایجاد می‌کنند (Hammer و همکاران، ۲۰۲۰).

چارچوب پویای گذار نوعی ابزار تشخیصی برای ارزیابی وجود یا عدم وجود عوامل توانمندساز است که می‌توان از آن به



شکل ۲- شش مرحله گذار به شهر حساس به آب

اعمال شود (CRCWSC، ۲۰۱۹). در مرحله ظهور مشکل، یک مشکل خاص شناسایی شده (مثلاً وضعیت نامناسب آبراهه‌های شهری) و به دنبال آن در مرحله تعریف مسئله، علت مشکل شناسایی می‌شود (مثلاً آلودگی رواناب). در مرحله ایجاد توافق و فهم مشترک، درک مشترک در مورد مشکل، علل و پیامدهای آن شکل می‌گیرد. هرچند راه‌حل‌ها هنوز مورد توافق نیستند، اما نیاز به اقدام، تصدیق شده‌است. در مراحل بعدی توافق بیشتری در میان تعداد زیادی از گروداران در مورد راه‌حل‌های مناسب به وجود می‌آید. مرحله نهایی گذار، تعبیه رویه جدید، مستلزم

عنوان شاخصی از پیشرفت شهر مورد مطالعه به سمت شهر حساس به آب استفاده کرد. این چارچوب چک لیستی از این عوامل را ارائه می‌دهد که باید به طور آگاهانه و متوالی فراهم شده تا اولویت‌بندی استراتژی‌ها و اقدامات را مشخص کنند. این چارچوب، کمک می‌کند تا موقعیت فعلی شهر در فرآیند گذار را درک کرده و بدانیم چه عواملی ما را قادر می‌سازند تا به مرحله بعدی گذار برویم (Hammer و همکاران، ۲۰۲۰). همچنین، این چارچوب همه‌شمول بوده و می‌تواند برای طیف وسیعی از زمینه‌ها و مقیاس‌ها، از جمله مواردی به جز گذار به شهر حساس به آب،

مرحله گذار	بازیگران	پلتفرم‌های اتصال دهنده	دانش	پروژه‌ها و برنامه‌های کاربردی	ابزارها
ضرورت مسئله	فعالان	-	برجسته سازی موضوع	بررسی موضوع	-
تعریف مسئله	افراد	به اشتراک گذاشتن نگرانی‌ها و ایده‌ها	بررسی علل و اثرات	بررسی راه‌حل‌ها	-
فهم مشترک و توافق‌نامه	بازیگران مرتبط	توسعه صدای جمعی	توسعه راه‌حل‌ها	آزمایش راه‌حل‌ها	راهنمای عملی اولیه
انتشار دانش	بازیگران تاثیرگذار	ایجاد حمایت گسترده	یافتن راه‌حل‌های پیشرفته	نشان دادن راه‌حل‌ها در مقیاس مورد نظر	راهنمای اصلاح‌شده و سیاست اولیه
انتشار سیاست و اقدامات	بازیگران سازمان‌های دولتی	گسترش جامعه عمل	ظرفیت سازی	پیاده‌سازی و یادگیری گسترده	مقررات اولیه و اهداف
تعبیه رویه جدید	شبکه‌های گروداران	هدایت برنامه سازگار	نظارت و ارزیابی	استانداردسازی و پالایش	سیاست و مقررات جامع

پیش‌نگری
استنادی

بررسی
مشارکتی

محک‌زدن
بحث‌ها

شکل ۳- چارچوب و نقشه‌راه گذار به شهر حساس به آب

تبدیل روش جدید به جریان اصلی است.

بسیار مهم است که موفقیت یک فرآیند گذار را صرفاً بر اساس تجلی یک رویه جدید قضاوت نکنیم. در عمل، در بسیاری از موارد، تغییرات گسترده در فرآیند گذار نسبتاً دیر ظاهر می‌شوند (معمولاً در مراحل انتشار دانش، انتشار سیاست و عمل و تعبیه روش جدید). در عوض، تغییرات در مراحل اولیه، ظهور نهایی رویه جدید را تسهیل کرده و منجر به تغییرات گسترده در مراحل بعدی گذار می‌شود. بنابراین، مراحل اولیه گذار نقش مهمی در موفقیت کلی فرآیند گذار ایفا می‌کنند، حتی اگر در طول این زمان اثری از رویه جدید به صورت خاص دیده نشود (Brown و همکاران، ۲۰۱۶).

در هر مرحله گذار، دو عامل مهم و قابل توجه نقش ایفا می‌کنند: روایت‌های غالب و حوزه‌های تغییر. روایت غالب معمولاً با افزایش فشارها بر یک سامانه و تغییر انتظارات جامعه شکل می‌گیرد. به طور کلی می‌توان دو نوع روایت را در طول یک فرآیند گذار مشاهده کرد: ۱. روایت حمایتی که از رویه جدید حمایت کرده و جذب آن را ترویج می‌کند. ۲. روایت رقابتی که رویه جدید را به چالش کشیده و یا آن را با عناوین غیرضروری یا نامناسب تضعیف می‌کند. روایت‌ها شاخص مفیدی از ادراک غالب جامعه از شیوه‌های فعلی هستند و روند تغییر در روایت‌ها در طول زمان می‌تواند به خوبی مرحله فعلی گذار شهر را آشکار کند. همچنین تحقیقات نشان داده‌اند که در طول دوره‌های گذار، تغییرات دگرگون‌کننده نیز در پنج حوزه کلیدی رخ می‌دهند: بازیگران، بسترهای ارتباطی، دانش، پروژه‌ها و ابزارها. بررسی تحولات در این پنج حوزه می‌تواند راه دیگری برای آشکار ساختن مرحله فعلی گذار در شهر مورد مطالعه باشد.

بازیگران: شبکه‌های فردی از اشخاصی است که با مسائل آب و یا مدیریت آن درگیر هستند. در یک مسیر گذار ایده‌آل یا معمولی، شبکه بازیگران در طول زمان رشد می‌کند، زیرا بخش بیشتری از گروداران درگیر اصلاح رویه جدید و فرآیندهای اجرای آن می‌شوند.

بسترهای ارتباطی: سازمان‌ها، ساختارها و فرآیندهای رسمی یا نیمه رسمی هستند که موجب تسهیل همکاری حوزه‌های علم، سیاست و صنعت با یکدیگر می‌شوند. در مراحل اولیه گذار، سازوکارهای ارتباطی می‌توانند به عمیق‌تر شدن درک مسئله کمک کرده و در مراحل بعدی به عملی شدن رویه جدید کمک نمایند. از آنجایی که عملکرد بسترهای ارتباطی در طول یک فرآیند گذار تغییر می‌کند، تعدادی از سازوکارهای ارتباطی مختلف در طول مراحل مختلف گذار مورد استفاده قرار می‌گیرند.

دانش: شامل ایجاد درک علمی، پیرامون مشکل و راه‌حل‌های

آن، به کمک دانسته‌های پیشین و دانش حاصل از فعالیت‌های تحقیقاتی در مقیاس خرد می‌باشد. در مراحل اولیه گذار، دانش از طریق علوم بنیادی و تحقیقات در گستره آزمایشی توسعه می‌یابد، ولی در مراحل بعدی تحقیقات کاربردی برای ظرفیت‌سازی بیشتر خواهد شد.

پروژه‌ها: شامل آزمایش‌ها و پروژه‌های تبیینی^۶ متمرکز برای بررسی تداوم و کارکرد فناوری‌ها یا رویکردهای جدید است. پروژه‌ها معمولاً با توسعه نمونه‌های اولیه علمی شروع می‌شوند. سپس به پروژه‌های تبیینی، که به منظور اثبات مفهوم یک رویکرد جدید اجرایی می‌شوند، تبدیل شده و در نهایت به پروژه‌های میدانی در مقیاس بزرگ برای ایجاد اعتماد و ظرفیت‌سازی در سطح پایلوت، گسترش می‌یابند.

ابزارها: شامل ابزارهای مدیریتی و اجرایی مانند ابزارهای قانونی و نظارتی، سازوکارهای مالی، مدل‌ها و دستورالعمل‌های بهترین عملکرد برای کمک به تعبیه رویه جدید است. ابزارهای اولیه معمولاً از رویکردهای نوآورانه حمایت می‌کنند، در حالی که ابزارهای نو بیشتر بر روی سازگاری و اجرای رویکرد جدید تمرکز دارند.

نکته مهم این است که همه مراحل گذار در فرآیند گذار به یک اندازه مهم هستند و در کنار هم، یک پایه محکم برای ایجاد تغییرات دگرگون‌کننده ایجاد می‌کنند. به این ترتیب، نمی‌توان از هیچ مرحله‌ای گذشت. در گذار از وضعیت فعلی شهر خود به وضعیت مطلوب، لازم است به طور متوالی از هر یک از شش مرحله گذار عبور کرده و ساختارهای حمایتی را در هر یک از پنج حوزه ایجاد کنید. بدون این پایه، فرآیند گذار آسیب‌پذیر خواهد بود و پس از موفقیت اولیه خطر انحراف به یکی از مسیرهای گذار با مطلوبیت کمتر را به همراه خواهد داشت.

در نهایت، در حالی که چارچوب پویای گذار بر فرآیندهای تغییر در بخش مدیریت آب متمرکز است، مشارکت جامعه، بخش مهمی از این فرآیند است. گذارهای موفقیت‌آمیز متکی به همراه کردن جامعه در مسیر تغییر و تنظیم استراتژی‌ها برای به حداکثر رساندن مشارکت جامعه می‌باشد (Brown و همکاران، ۲۰۱۶).

این چارچوب شامل مراحل زیر می‌باشد:

مرحله ۱، ضرورت مسئله: در این مرحله، یک مشکل شناسایی می‌شود. در حالی که هنوز درک درستی از دامنه یا پیامدهای این مشکل وجود ندارد، آگاهی روزافزونی در میان فعالان جامعه، علم و صنعت به وجود آمده که نیاز به توجه دارد.

مرحله ۲، تعریف مسئله: در این مرحله، با بررسی دامنه و پیامدهای مسئله و درک بهتر آن، مشکل به وضوح مشخص‌تر شده و در دستور کار عمومی قرار می‌گیرد. همچنین انتظارات

● ملبورن، استرالیا: داستان یک گذار ممتاز

این بخش، روایت تکامل ملبورن به سمت مدیریت حساس‌تر رواناب را با جزئیات بیشتر ارائه می‌دهد. این روایت نشان می‌دهد که چگونه گذار در این شهر، طی شش مرحله انجام شد. در اوایل دهه ۱۹۶۰، گذار ملبورن از یک شهر مدیریت‌کننده سیلاب به یک شهر سازگار با منابع آب شروع شد که در حال حاضر به طور قابل توجهی پیشرفت کرده است (Hammer و همکاران، ۲۰۲۰؛ Fogarty و همکاران، ۲۰۲۱).

۱. **ظهور نگرانی‌ها در مورد وضعیت کیفیت آبراه‌ها (۱۹۶۰-۱۹۸۹)**
از اواسط دهه ۱۹۶۰، مردم و رسانه‌ها شروع به زیر سوال بردن رویکردهای رایج مدیریت آب و فاضلاب در زمینه حفاظت از محیط‌زیست کردند. درخواست‌های اجتماعی نوپدید در ارتباط با وضعیت آبراه‌ها، به عاملی به منظور اعمال فشار بر دولت برای کاهش آلودگی آبراه‌ها تبدیل شد. پس از انتشار مجموعه‌ای از مطالعات علمی در مورد کیفیت آب شرب که تأثیر منفی آلودگی رواناب بر سلامت آب شرب را تأیید می‌کرد، مطالبه‌گری نیز شتاب بیشتری گرفت.

۲. **تعریف علل وضعیت نامناسب آبراه (۱۹۹۰-۱۹۹۵)**

پدید آمدن سامانه مدیریت پایدار آب شهری، حدود پنج سال به طول انجامید. برای به وجود آمدن یک دیدگاه مشترک از مدیریت بهتر آبراه‌ها، بازیگران فردی، با یکدیگر ارتباط برقرار کردند که منجر به ایجاد شبکه‌ای غیررسمی از افراد با پیشینه‌های مختلف مانند مهندسی، بخش خصوصی، دانشگاهی و دولتی شد. این گروه از بازیگران (و قهرمانان) با تشکیل دو مرکز ملی تحقیقات تعاونی (CRC) همراه با کانون‌های مکمل در اکولوژی آب شرب و هیدرولوژی حوضه، بسترهای ارتباطی را تقویت کردند.

CRC ها اطلاعات علمی قابل اعتمادی را در مورد تأثیر آلودگی رواناب بر آبراه‌های دریافت‌کننده آن منتشر کرده و توسعه فناوری‌های جدید را برای مقابله با مسائل کیفیت آب آغاز کردند. همچنین آن‌ها منجر به شکل‌گیری روابط مشترک قوی بین ملبورن واتر^۱ (شرکت آب و فاضلاب اصلی شهر) و دانشگاه‌های محلی شدند.

جامعه جهت رسیدگی به این موضوع نیز در حال افزایش است. **مرحله ۳، ایجاد توافق و فهم مشترک:** این مرحله با درک مشترک و به توافق رسیدن در مورد مشکل، علل و پیامدهای آن شکل می‌گیرد. هرچند راه‌حل‌ها هنوز مورد توافق نیستند، اما نیاز به اقدام و تصدیق مشکل، به طور گسترده پذیرفته شده است.

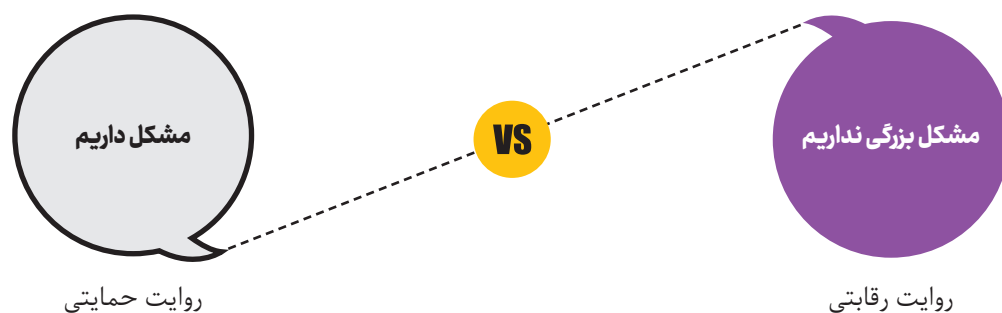
مرحله ۴، ترویج دانش: در این مرحله، اجماع کلی در مورد راه‌حل ترجیحی وجود دارد. در گروه‌های گسترده‌ای از گرداران، تمرکز بر تقویت ارتباطات و ایجاد آشنایی با راه‌حل مورد نظر و شیوه‌های مرتبط با اجرای آن است.

مرحله ۵، انتشار سیاست و اقدامات: این مرحله، بر حمایت از اجرای گسترده رویه جدید از طریق ایجاد یک محیط سیاسی توانمند و افزایش مهارت صنعتگران از طریق برنامه‌های ظرفیت‌سازی، متمرکز است. همان‌طور که بازیگران و متخصصان به طور فزاینده‌ای با روش جدید آشنا می‌شوند، تعداد رو به رشدی از پروژه‌ها و طرح‌ها پیاده‌سازی شده و به نمایش گذاشته می‌شوند.

مرحله ۶، تعبیه رویه جدید: در مرحله نهایی، این رویه جدید به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته و از حمایت سازمانی برخوردار است و بنیانی قوی برای ارائه جریان اصلی و دائمی فراهم می‌کند. این رویه جدید به شکل قابل توجهی با «دستور کار پایداری» همراه می‌شود.

در هر مرحله گفت‌وگوهای توسط موافقان و مخالفان گذار شکل می‌گیرد. این گفت‌وگوها، روایاتی غالبی اند که بین بازیگران و گرداران رواج پیدا می‌کند. شکل (۴) نمایه‌ای از روایات رقابتی و حمایتی در مرحله اول گذار نشان می‌دهد. روایات رقابتی و حمایتی تمامی مراحل در جدول (۱) شرح داده شده است.

توسط «یک نهاد» سازمانی و سیاسی هدایت می‌شود، روایت شبکه بازیگر را به چالش کشیده و وجود مشکل ادعا شده را کم اهمیت جلوه می‌دهد. شبکه بازیگر بر بیان وجود یک «مشکل» تمرکز دارد. در این مرحله تجلی یک موضوع مورد توجه قرار گرفته و از نظر اجتماعی به رسمیت شناخته می‌شود.



شکل ۴- روایت رقابتی و حمایتی در مرحله اول گذار

جدول ۱- شرح روایت رقابتی و حمایتی در مراحل گذار

مرحله	روایت رقابتی	روایت حمایتی
مرحله ۱	مشکل بزرگی نداریم.	مشکل داریم.
مرحله ۱	این روایت توسط یک «نهاد» سازمانی و سیاسی هدایت می‌شود، روایت شبکه بازیگران را به چالش کشیده و وجود مشکل ادعا شده را کم اهمیت جلوه می‌دهد.	شبکه بازیگران به وجود یک «مشکل» عقیده دارد. در این مرحله تجلی یک موضوع مورد توجه قرار گرفته و از نظر اجتماعی به رسمیت شناخته می‌شود.
مرحله ۲	علت مشکل این نیست.	علت مشکل را شناسایی کرده‌ایم.
مرحله ۲	روایت متضاد همچنان وجود مشکل را کم اهمیت جلوه می‌دهد و یافته‌های علمی که علت مشکل را مشخص کرده‌اند، به چالش می‌کشد.	اکنون گفتمان بر علت مشکل متمرکز است که به وسیله علم شناسایی شده است. یافته‌های پژوهش به طور گسترده به تصمیم‌گیرندگان و جامعه منتقل می‌شود.
مرحله ۳	این راه‌حل‌ها، کارآمد و ضروری نیستند.	فناوری‌ها و شیوه‌های جدیدی برای مدیریت آب داریم.
مرحله ۳	اکنون تمرکز بر روی به چالش کشیدن و تضعیف راه‌حل‌های پیشنهادی و کم اهمیت جلوه دادن توانایی آن‌ها برای کمک به رفع مشکل است.	گفتمان حول یک فراخوان برای اقدام می‌چرخد و بر نیاز به راه‌حل تأکید می‌کند. همچنین یک راه‌حل اولیه نیز پیشنهاد شده است.
مرحله ۴	راه‌حل‌های جدید مدیریت آب گران هستند.	مسئولیت‌های مشترکی برای مدیریت آب داریم.
مرحله ۴	این روایت بحث برانگیز، بر تضعیف راه‌حل پیشنهادی متمرکز است و معمولاً راه‌حل را از نظر اقتصادی متزلزل در نظر می‌گیرد.	این گفتمان بر وجود مسئولیتی مشترک، برای پرداختن به مشکل تأکید کرده و نیاز به پاسخی یکپارچه و جامع را برجسته می‌کند.
مرحله ۵	این راه‌حل‌ها هزینه بسیاری دارند و مدیریت آن‌ها بسیار دشوار است.	حل این مشکل می‌تواند منبع جدیدی برای تأمین آب باشد و این همان چیزی است که جامعه می‌خواهد.
مرحله ۵	راویان این راه‌حل را، هم از نظر مالی و هم از نظر وظیفه سنگینی که بر عهده سازمان‌های مسئول بر اجرای آن می‌گذارد، غیرعملی ارزیابی می‌کنند.	روایت بر این ادعا متمرکز است که راه‌حل‌ها کار کرده و به حل مشکلی که جامعه به آن اهمیت می‌دهد، کمک می‌کند.
مرحله ۶	صرفاً محدود به یک برنامه و دستور کار خاص در حوزه مدیریت آب است.	قادر به مدیریت کل چرخه آب برای ارتقا زیست‌پذیری است.
مرحله ۶	روایت متضاد در این مرحله، رویه جدید را نادیده می‌گیرد و توانایی آن را برای کمک به اهداف اجتماعی گسترده‌تر، کم‌اهمیت جلوه می‌دهد.	گفتمان در این مرحله حول یک تصویر بزرگ از حساسیت اجتماعی متمرکز است که بر رفاه و زیست‌پذیری برای همه تأکید دارد. روش جدید به عنوان ابزاری برای تحقق گسترده اهداف طراحی شده است.

۳. درک و توافق در مورد مشکلات و راه‌حل‌های رواناب (۱۹۹۶-۱۹۹۹)

با اثبات موضوع آلودگی رواناب، شبکه‌ای از دو گروه علمی و صنعتی تشکیل شد که برنامه‌ریزان، توسعه‌دهندگان و طیف وسیع‌تری از نمایندگان دولت محلی را در بر می‌گرفت. در این دوره، درخواست‌ها برای مدیریت بهتر رواناب با درک این موضوع که محتوای نیتروژن رواناب، خلیج Port Phillip در ملبورن را آلوده می‌کند، تقویت شد.

در طول این دوره، فناوری‌های جایگزین مرتبط با تصفیه آب در حال آزمایش بودند. بازیگران محلی بودجه لازم برای ساخت تعدادی آبگیر برای تصفیه آب را از بودجه ملی تأمین کردند. این پروژه با حمایت مالی ملبورن واتر، انجام شد. در مجموع، این پروژه‌ها به گسترش ایده تصفیه با کیفیت رواناب از طریق رویه حساس به آب کمک کرده و فلسفه همکاری بین صنایع مرتبط با آب شهری را ترویج نمودند.

۴. ترویج دانش در مورد بهبود وضعیت سلامت آبراه (۲۰۰۴-۲۰۰۰)

یکی از رویدادهای کلیدی در این مرحله، اولین کنفرانس بین‌المللی طراحی شهر حساس به آب بود. در همین حال، دستورالعمل‌های ملی و ایالتی برای بهترین عملکرد نیز در حال تدوین بود. CRC برای هیدرولوژی حوضه آبریز یک ابزار پشتیبانی تصمیم‌گیری مبتنی بر کامپیوتر به نام MUSIC (مدل مفهومی‌سازی بهبود رواناب شهری) ایجاد نمود تا اتخاذ اقدامات مدیریت کیفیت رواناب شهری را ساده کند.

یکی از تعیین‌کننده‌ترین فعالیت‌های این مرحله، گفت‌وگوهای سیاسی بود. موفقیت قبلی توسعه حساس به آب در منطقه مسکونی Lynbrook Estate، بازیگران مدیریت آب را بر آن داشت تا با توسعه‌دهندگان زمین‌های دولتی مذاکره کرده تا اصول و فناوری‌های طراحی حساس به آب را در منطقه Docklands نیز اعمال کنند. در یک سطح استراتژیک‌تر، تعدادی از بازیگران محلی از فرصت انتخابات ایالتی آتی استفاده کردند تا حزب اپوزیسیون ایالتی را برای ایفای نقش رهبری در مدیریت رواناب سوق دهند. هنگامی که مخالفان در سال ۲۰۰۰ به دولت رأی دادند، این اقدام منجر به تأسیس یک صندوق دولتی ۲۲ میلیون دلاری برای توسعه برنامه‌های مدیریت رواناب و افزایش ظرفیت برای متخصصان رواناب شد.

۵. انتشار سیاست‌ها و شیوه‌های جدید مدیریت رواناب (۲۰۰۵-۲۰۱۰)

در این مرحله، حامیان بر ایجاد اسناد رسمی خط مشی و تغییرات نظارتی متمرکز شدند. یکی از چندین سند مهم تولید شده در این دوره، یک چارچوب برنامه‌ریزی است که فرصت‌های قانونی را برای افزایش کیفیت تصفیه رواناب شناسایی می‌کند. علی‌رغم پیشرفت‌های قابل توجهی که در زمینه مدیریت آب صورت گرفت، زمانی که خشکسالی مداوم و شدید رخ داد منجر به عقب‌نشینی و بروز تغییر سیاسی در شیوه تأمین آب با تمرکز بر روش‌های سنتی‌تر شد. زمانی که یک قایق سوار پس از سقوط به رودخانه یارا در سال ۲۰۰۶ بیمار شد، فرصت برای تعامل رسانه‌ای قوی‌تر در مدیریت رواناب به وجود آمد. این رویداد با چهارمین کنفرانس بین‌المللی طراحی شهری حساس به آب، در ملبورن مصادف شد. توجه رسانه‌ها منجر به تخصیص بودجه ۲۲ میلیون دلاری، به منظور تضمین ظرفیت‌سازی شورای شهر با هدف تصفیه رواناب و همچنین اجرای پروژه‌های جدید مدیریت آب در شهرداری چهار شهر استرالیا شد.

۶. تعبیه شیوه‌های جدید مدیریت آبراه به عنوان رویه اصلی

(۲۰۱۱-اکنون)

تا سال ۲۰۱۱، بسیاری از قهرمانان و بازیگران اولیه که از مدیریت پایدار آب در دوره‌های طولانی حمایت کرده بودند، به

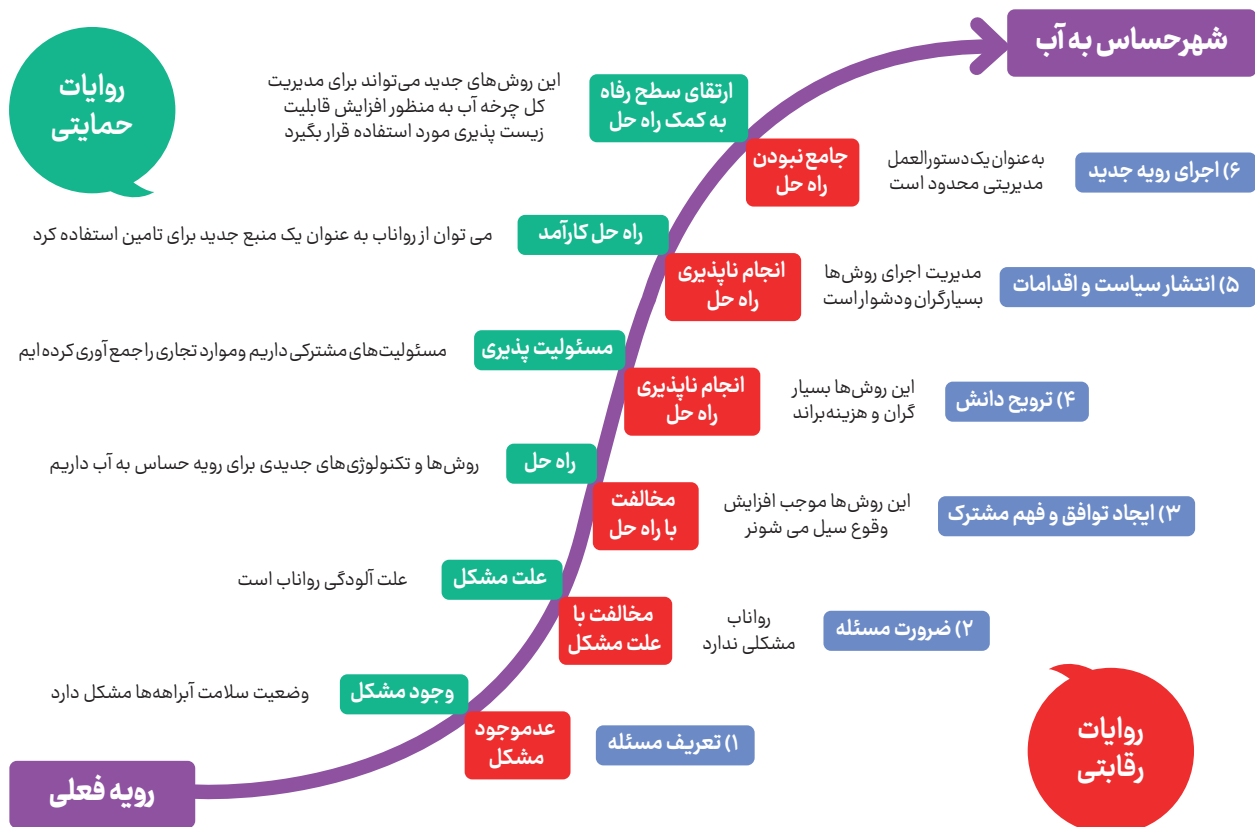
نقش‌های ارشد در سازمان‌های خود دست یافتند. توسعه مهم دیگر در این مرحله، راه‌اندازی مرکز تحقیقات تعاونی برای شهرهای حساس به آب^۹ (CRCWSC) با تمرکز بر مدیریت آبراه‌ها بود. CRCWSC ادامه تحقیقات دو CRC قبلی را که در سال ۲۰۰۵ به پایان اعتبار خود رسیده بودند، انجام داد. هدف CRCWSC این است که به شهرهای استرالیا کمک کند تا با بهبود سامانه‌های آب شهری خود با استفاده از ابزارها و فناوری توسعه یافته از طریق توسعه تحقیقات CRCWSC، به شهرهای حساس‌تر به آب تبدیل شوند.

برای تبدیل رویه جدید به جریان اصلی، تمام ۳۸ شهرداری در سراسر ملبورن باید با مدیریت مناسب منابع مختلف، به طور کامل متعهد به پایداری آب شوند (Brown و همکاران، ۲۰۱۶؛ Fogarty و همکاران، ۲۰۲۱).

● چگونه می‌توان پیشرفت فرآیندگذار در یک شهر را ارزیابی کرد؟

زیربنای ارزیابی، دانستن آن است که تغییر تحول‌آفرین زمان‌بر است. بنابراین، ممکن است در حالی که وضعیت فعلی سامانه مدیریت آب شهری در سطح «شهر مدیریت‌کننده سیلاب» باشد (شکل ۱)، برخی پیشرفت‌ها در حرکت به سمت وضعیت مطلوب‌تر در آینده نیز صورت بپذیرد. این فرآیند به شناسایی فاز انتقالی که یک شهر در حال حاضر در آن قرار گرفته، کمک می‌کند. با استفاده از چارچوب پویای گذار، می‌توان مرحله انتقالی فعلی شهر را شناسایی کرد. ارزیابی ساده‌شده به منظور شناسایی جایگاه فعلی شهر در فرآیند گذار، با در نظر گرفتن روایت غالب (حمایتی یا رقابتی) امکان‌پذیر است. روایت‌ها، روشی مفید برای آشکار کردن مکالمات غالبی هستند که میزان حساسیت جامعه نسبت به شیوه مدیریت و مصرف منابع آب را نشان می‌دهند. در نظر گرفتن اینکه «کدام صداها بلندتر صحبت می‌کنند» می‌تواند بینشی در مورد مرحله فعلی تغییر فراهم کند (Radhakrishnan و همکاران، ۲۰۱۸).

بطور مثال در بررسی تجربه گذار استرالیا، همان‌طور که در شکل (۵) نشان داده شده است، هر مرحله از تغییر با یک روایت حمایتی و رقابتی متفاوت مشخص می‌شود. روایاتی که به رنگ قرمز و سبز در امتداد منحنی S قرار دارند، روایت‌های عمومی که انتظار می‌رود در مراحل مختلف گذار دیده شوند را منعکس می‌کند. همچنین نقل قول‌های مورب در شکل که برگرفته از فرآیند گذار در استرالیا می‌باشد، نشان‌دهنده چگونگی عملکرد این روایت‌ها به منظور گذار به سمت شیوه‌های مدیریتی پایدارتر آب است. شایان ذکر است که نحوه بیان این روایات عمومی به وضعیت فعلی مدیریت آب در شهر بستگی دارد (Wong و همکاران، ۲۰۲۰).



شکل ۵- تغییرات روایات حمایتی و رقابتی در مراحل گذار

بعدی پیرامون شاخص‌های هر حوزه تغییر (بازیگران، بسترهای ارتباطی، دانش، پروژه‌ها و ابزارها) مطرح شود. این امر می‌تواند تأیید کند که جایگاه شهر در چارچوب پویای گذار به درستی شناسایی شده و چالش‌ها و فرصت‌ها در شرایط کنونی شهر شفاف خواهند شد. همچنین می‌توان از چارچوب ارائه شده در جدول شکل (۶)، به عنوان یک چک‌لیست جهت شناسایی ویژگی‌هایی که در بافت فعلی شهر وجود دارد، استفاده کرد. استفاده از این چارچوب، می‌تواند برای آشکار کردن نقاط قوت و آسیب‌پذیری در مرحله فعلی گذار و همچنین شناسایی بخش‌هایی که باید تلاش‌های آتی به منظور تحکیم موقعیت فعلی و پایه‌گذاری پیشرفت بیشتر، بر آن متمرکز شود، ارزشمند باشد. اعتبارسنجی داده‌ها نیز حائز اهمیت است که می‌توان از طریق برگزاری کارگاه‌هایی با حضور نمایندگان گردوداران، انجام مصاحبه یا گرفتن بازخورد کتبی از ایشان، طی تحلیل اولیه استخراج نمود (Brown و همکاران، ۲۰۱۶).

نتایج و بحث

تغییرات اقلیمی و عدم مدیریت صحیح منابع آب در کنار رشد جمعیت و افزایش سهم بخش خدمات در کنار دو رکن کشاورزی و صنعت، سبب مواجهه بسیاری از کشورها از جمله ایران با مفهوم

برای ارزیابی ساده‌شده از «مصاحبه‌های تاریخ شفاهی» استفاده می‌شود که در آن به شرکت‌کنندگان، نموداری از مراحل مختلف گذار با روایت‌های اصلی حمایتی و رقابتی ارائه شده و از آن‌ها خواسته می‌شود روایت فعلی و چگونگی تکامل روایت‌ها در سال‌های اخیر را شناسایی کنند. ارزیابی ساده، به‌ویژه زمانی مفید است که شهرها بودجه کافی جهت تأمین مالی یک ارزیابی جامع از وضعیت فعلی گذار در شهر خود را ندارند. در غیاب منابع کافی برای مصاحبه با طیف وسیعی از گردوداران، می‌توان با شناسایی روایت‌های اصلی که توسط مردم در مورد مدیریت آب بیان می‌شود، ارزیابی گسترده‌ای انجام داد.

برای شهرهایی که به دنبال ارزیابی دقیق‌تری هستند، باید «مصاحبه‌های معیاری» حول روایت‌های غالب در رابطه با پنج حوزه تغییر دنبال شود. مصاحبه‌ها با نمایندگان گردودارانی که در مدیریت آب شهر درگیر هستند، می‌تواند در تبیین روایت‌های غالب برای ترسیم مراحل تغییر تا به امروز به کار گرفته شوند. برای تسهیل این فرآیند، باید تمرکز مصاحبه‌ها بر تشخیص و شناسایی جایگاه فعلی شهر در فرآیند تغییر باشد. لذا، از شرکت‌کنندگان پرسیده می‌شود که وضعیت شهر خود را مطابق با شرایط مربوط به کدام مرحله از چارچوب پویای گذار می‌دانند. هنگامی که یک مرحله گذار خاص شناسایی شد، باید سؤالات

دامنه تغییرات	بازیگران	پلتفرم‌های اتصال دهنده	دانش	پروژه‌ها و برنامه‌های کاربردی	ابزارها
فازهای گذار	شبکه‌ای از فعالان کلیدی	سازمان، ساختارها و فرایندهای رسمی برای هماهنگی و همسویی	تحقیق، علم و دانش مبتنی بر زمینه	آزمایش‌ها و پروژه‌های تبیینی و متمرکز	ابزارهای قانونگذاری، سیاسی، سازمانی و اجرایی
ضرورت مسئله	فعالان و کنشگران	-	کشف مسئله	مطالعات علمی راهبردی	-
تعریف مسئله	رهبران علمی	علم، صنعت	علت و اثرات	نمونه‌های اولیه راه حل‌های علمی - آزمایشی	-
توافق و فهم مشترک	ائتلاف فنی مدافعان راه حل	علم، صنعت، سیاست	راه حل‌های تکنولوژی پایه	تبیین نوعی زمینه علمی خرد	پیش نویس دستورالعمل‌های بهترین رویه
ترویج دانش	ائتلاف سیاسی غیررسمی	علم، صنعت، سیاست، ظرفیت‌سازی	راه حل‌های تکنولوژی پایه	تبیین نوعی زمینه علمی کلان	دستورالعمل‌ها و اهداف بهترین عملکرد
انتظار سیاست و اقدامات	ائتلاف سیاست‌گذاری و تصمیم‌گیری	علم، صنعت، سیاست، ظرفیت‌سازی	مدل‌سازی راه حل‌ها، ظرفیت‌سازی	تبیین پروژه‌های متعدد	قانونگذاری، جبران بازار، مدل‌های نظارتی
تعبیه رویه جدید	ائتلاف چندسازمانی	موسسه رسمی	دستورکار تحقیق بعدی	رویه استاندارد	مرجع هماهنگ کننده، مقررات جامع

شکل ۶- نمونه چک لیست شناسایی ویژگی‌های وضعیت فعلی شهر (براساس تجربه ملبورن استرالیا)

سیاسگزاری

از شرکت آب و فاضلاب مشهد برای مشارکت ارزشمندشان در نگارش این مقاله قدردانی می‌گردد، خاطر نشان می‌گردد این مقاله حاصل از درس آموخته‌های قرارداد «خدمات مشاوره پژوهشی در راستای پیاده‌سازی طرح مشهد؛ شهر حساس به آب/ شهر دوست‌دار آب» به کارفرمایی شرکت آب و فاضلاب مشهد می‌باشد.

پی‌نوشت‌ها

1. Water Sensitive City
2. Low Impact Development
3. Water Sensitive Urban Design
4. Active Beautiful Clean (ABC) Water Program
5. Enabler
6. Transition Dynamics Framework
7. Demonstrative Projects
8. Melborn Water
9. Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities

منابع

- فاضلی، محمد، احمدی، سارا، و پیاده، فرزاد. (۱۴۰۰). شهرهای حساس به آب: ایده و برنامه عمل (مطالعه موردی شهر مشهد). انتشارات ابزار اندیشه. مشهد. ایران.

کم‌آبی گشته است. ایران کشوری با اقلیم گرم و خشک و میانگین بارش معادل یک سوم نرخ جهانی می‌باشد. نرخ بالای پیشرفت بخش خدمات و افزایش نامتوازن جمعیت، سبب استفاده بی‌رویه از منابع آب شده است. تشدید شوری خاک و کاهش کیفیت آب به همراه کاهش سطح آب‌های زیرزمینی، تبخیر گسترده آب از مخازن سدها، بی‌تدبیری در مدیریت منابع آب تجدیدپذیر و عدم توجه به تغییرات اقلیمی، امنیت غذایی و سلامت مردم را تحت تأثیر قرار داده است. از سوی دیگر نیاز به رشد اقتصادی و انجام فعالیت‌های منجر به خلق ارزش‌های مالی، نیازمند تأمین آب مورد نیاز توسط سامانه‌های تأمین آبی می‌باشد.

رویکرد سیستمی شهر حساس به آب با ارائه چارچوبی پویا برای گذار، چک لیستی از عواملی را در اختیار مدیران قرار می‌دهد که باید به شکل متوالی طی شوند و همچنین استراژی‌ها و اقدامات را اولویت‌بندی می‌کند؛ که منجر به افزایش بهره‌وری و کارکرد مدیریت آب شهری شود.

مشهد به عنوان کلان‌شهری که سالانه میزبان بیش از ۳۰ میلیون زائر بوده و بیش از یک سوم مقدار پیک دبی آن مربوط به زائرین آن می‌باشد، راهی به جز تغییر رویه اجتماعی به شهری حساس به آب با رویکرد افزایش تاب‌آوری و تغییر پارادایم سنتی به دکترین اجتماعی جدید بر اساس مشارکت حداکثری شهروندان در پایش و مدیریت منابع آب شرب در دسترس خود ندارد.

- Ahern, J. (2011). From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 341-343. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.021>
- Brown, R. (2008). Local institutional development and organizational change for advancing sustainable urban water futures. *Environmental Management*, 41(2), 221-233. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9046-6>
- Brown, R. (2012). Transitioning to the water sensitive city: The socio-technical challenge. In C. Howe, & C. Mitchell (Eds.), *Water Sensitive Cities* (pp. 29 - 39). IWA Publishing.
- Brown, R. R., Keath, N., & Wong, T. H. (2009). Urban water management in cities: Historical, current and future regimes. *Water Science & Technology*, 59(5), 847-855. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.029>
- Brown, R., Rogers, B., & Werbeloff, L. (2016). Moving toward water sensitive cities. Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities: Melbourne, VIC, Australia.
- Brugge, R., & Rotmans, J. (2007). Towards transition management of European water resources. *Water Resources Management*, 21, 249-267. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9052-0>
- Cabañas-Melo, L. S., Santiago, L. E., Hernández-Marín, M., & Pacheco-Martínez, J. (2022). 'Water sensitive cities': Planning and evaluation of its theoretical application in a Mexican City with high hydric stress. *Sustainability*, 14(19), 12246. <https://doi.org/10.3390/su141912246>
- Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities (CRCWSC). (2019). Need help transitioning to a water sensitive city?. Melbourne, Australia.
- Dominguez, D., Truffer, B., & Gujer, W. (2011). Tackling uncertainties in infrastructure sectors through strategic planning: The contribution of discursive approaches in the urban water sector. *Water Policy*, 13(3), 299-316. <https://doi.org/10.2166/wp.2010.109>
- Dominguez, D., Worch, H., Markard, J., Truffer, B., & Gujer, W. (2009). Closing the capability gap: Strategic planning for the infrastructure sector. *California Management Review*, 51(2), 30-50. <https://doi.org/10.2307/41166479>
- Ferguson, B. C., Brown, R. R., & Deletić, A. (2013a). Diagnosing transformative change in urban water systems: Theories and frameworks. *Global Environmental Change*, 23(1), 264-280. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.07.008>
- Ferguson, B. C., Frantzeskaki, N., & Brown, R. R. (2013b). A strategic program for transitioning to a water sensitive city. *Landscape and Urban Planning*, 117, 32-45. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.04.016>
- Fogarty, J., van Bueren, M., & Iftekhhar, M. S. (2021). Making waves: Creating water sensitive cities in Australia. *Water Research*, 202, 117456. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117456>
- Furlong, C., Gan, K., & De Silva, S. (2016). Governance of integrated urban water management in Melbourne, Australia. *Utilities Policy*, 43, 48-58. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2016.04.008>
- Hammer, K., Rogers, B., Gunn, A., & Chesterfield, C. (2020). Transitioning to water sensitive cities: Insights from six Australian cities. Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities: Melbourne, VIC, Australia.
- Lessard, G. (1998). An adaptive approach to planning and decision-making. *Landscape and Urban Planning*, 40(1-3), 81-87. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00100-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00100-X)
- Monstadt, J. (2009). Conceptualizing the political ecology of urban infrastructures: Insights from technology and urban studies. *Environment and Planning A*, 41(8), 1924-1942. <https://doi.org/10.1068/a4145>
- Ding, N., Hamel, P., Cherqui, F., Bertrand-Krajewski, J.-L., & Zhu, Q. (2022). Water sensitive urban design performance in Singapore: Monitoring with low-cost sensors. Singapore International Water Week-SIWW. Singapore.
- Pahl-Wostl, C. (2007). Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Resources Management*, 21(1), 49-62. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9040-4>
- Radcliffe, J. C. (2019). History of water sensitive urban design/low impact development adoption in Australia and internationally. *Journal of Environmental Management*, 237, 1-24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00001-0>
- Radhakrishnan, M., Pathirana, A., Ashley, R. M., Gersonius, B., & Zevenbergen, C. (2018). Flexible adaptation planning for water sensitive cities. *Cities*, 72, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.01.022>
- Wollenberg, E., Edmunds, D., & Buck, L. (2000). Using scenarios to make decisions about the future: Anticipatory learning for the adaptive co-management of community forests. *Landscape and Urban Planning*, 47(1-2), 65-77. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00071-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00071-7)
- Wong, T. H., & Brown, R. R. (2009). The water sensitive city: Principles for practice. *Water Science & Technology*, 60(3), 673-682. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.436>
- Wong, T. H., Rogers, B. C., & Brown, R. R. (2020). Transforming cities through water-sensitive principles and practices. *One Earth*, 3(4), 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.09.012>

Article Type Applied Article

نوع مقاله پژوهش کاربردی

Investigating the Influencing Factors on Water Saving Behavior in Household Water Consumption in Yasouj City

بررسی عوامل موثر بر رفتار صرفه جویی در مصرف آب خانگی در شهر یاسوج

A. Jahanfekr^{1*}, A. Rajabipoor Meybodi^{2*}

علیرضا جهانفکر^{۱*}، علیرضا رجبپور میبودی^{۲*}

1, 2. M.Sc. and Associate Professor, Department of Business Administration, Faculty of Economics, Management and Accounting, Yazd University, Yazd, Iran.

۱ و ۲. به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد و دانشیار، گروه مدیریت بازرگانی، دانشکده اقتصاد، مدیریت و حسابداری، دانشگاه یزد، یزد، ایران.

Corresponding Author Email: rajabipoor@yazd.ac.ir

رایانامه نویسنده مسئول: rajabipoor@yazd.ac.ir

Received 06-10-2024
Revised 03-12-2024
Accepted 03-01-2024
Available Online 03-07-2024

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۰۷/۱۵
تاریخ بازنگری ۱۴۰۳/۰۹/۱۳
تاریخ پذیرش ۱۴۰۳/۱۰/۲۲
تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۱۷

Abstract

چکیده

Today, due to the reduction of groundwater and glacier resources, increasing temperatures, and lack of control over drinking water consumption, there is a greater need to modify consumption, and improve and save water consumption than in the past. In this study, the effects of factors influencing water consumption, including advertising, attitude, perceived behavioral control, intention to save, moral obligation, and social pressure, on saving behavior were investigated. This research is applied in terms of purpose and descriptive-survey in terms of method. Additionally, the study is cross-sectional in terms of the survey period. The data collected for this research are quantitative and were gathered through a structured questionnaire. The statistical population of this study was all heads of households in Yasuj city. The data were examined and statistically analyzed through structural equation modeling using SPSS and AMOS software. The results showed that attitude, perceived behavioral control, intention to save, and social pressure have a positive and significant effect on saving behavior, and also that attitude and perceived behavioral control indirectly affect saving behavior through the mediation of intention to save.

Keywords: Structural Equation, Intention to Save, Perceived Behavioral Control, Attitude, Social Pressure.

امروزه با توجه به کاهش منابع آب‌های زیرزمینی و یخچال‌های طبیعی، افزایش دما و عدم کنترل مصارف آب شرب نیاز به اصلاح مصرف و بهبود و صرفه‌جویی در مصرف آب، بسیار بیشتر از گذشته احساس می‌شود. در این پژوهش به بررسی تأثیر عوامل موثر بر صرفه‌جویی در مصرف آب که شامل تبلیغات، نگرش، کنترل رفتاری درک شده، قصد صرفه‌جویی، تعهد اخلاقی و فشار اجتماعی بر رفتار صرفه‌جویی است، پرداخته شد. این پژوهش از نظر هدف، کاربردی و از نظر روش، توصیفی - پیمایشی است و همچنین از لحاظ بازه زمانی پیمایشی - مقطعی است. داده‌های این پژوهش از نوع کمی و از طریق پرسشنامه ساختاریافته جمع‌آوری شد. جامعه آماری این پژوهش کلیه سرپرستان خانوارهای شهر یاسوج بود. داده‌ها از طریق مدل‌سازی معادلات ساختاری به‌وسیله نرم‌افزارهای SPSS و AMOS بررسی و تحلیل‌های آماری شد. نتایج نشان داد عوامل نگرش، کنترل رفتاری درک شده، قصد صرفه‌جویی و فشار اجتماعی بر رفتار صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معناداری دارند و همچنین عوامل نگرش و کنترل رفتاری درک شده به طور غیرمستقیم از طریق میانجی‌گری قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی تأثیرگذار است.

واژه‌های کلیدی: معادلات ساختاری، قصد صرفه‌جویی، کنترل رفتاری درک شده، نگرش، فشار اجتماعی.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Jahanfekr, A. & Rajabipoor Meybodi, A. (2025). Investigating the Influencing Factors on Water Saving Behavior in Household Water Consumption in Yasouj City Method. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 148-159. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2410-1369>

چالش کلیدی برای مدیریت مصرف آب خانگی این است که چگونه آگاهی ساکنان از صرفه‌جویی در مصرف آب افزایش یابد تا بتوانند به طور داوطلبانه مصرف آب را کاهش دهند (Lv و همکاران، ۲۰۲۰). خانوارها در مناطق مسکونی پتانسیل کاهش مصرف کلی آب را دارند (Gibson و همکاران، ۲۰۲۳). باتوجه‌به کمبود آب و رشد جمعیت و آسیب پذیر بودن جوامع شهری نسبت به کمبود آب، مدیران و مسئولان صنعت آب در مناطق شهری با چالش امنیت آب برای آینده به‌خصوص برای مناطق خشک و نیمه‌خشک مواجه شده‌اند (Shahangian و همکاران، ۲۰۲۲).

میانگین بارش‌ها در کشور ایران یک سوم میانگین بارش کشوری است (رضایی و همکاران، ۱۴۰۰)؛ ولی سرانه مصرف آب در بخش‌های مختلفی از جمله صنعت، کشاورزی، خانگی بالاتر از استاندارد جهانی است (کاظمیان و همکاران، ۱۳۹۶). اگرچه مصرف آب خانگی شامل بخش کمی از کل مصرف آب می‌شود؛ اما پتانسیل بالای خانواده‌ها برای صرفه‌جویی در مصرف آب، مدیریت مصرف آب در حوزه خانگی برای مدیریت و حفظ این منابع محدود، به یک ضرورت برای جامعه تبدیل شده است (Shahangian و همکاران، ۲۰۲۲). به همین دلیل توجه مدیریت مصرف (تقاضای) آب در جهت طراحی و اجرای فعالیت‌هایی حرکت کرده است که خانوارها را تشویق به انجام رفتارهای حفاظت از آب و یا اصلاح و تغییر رفتارهای مصرف آب یا استفاده از وسایلی که با بهره‌وری بالاتری در مصرف آب کند (شاهنگیان و همکاران، ۱۴۰۱). به‌طورکلی رفتار حفاظت آب به دودسته تقسیم می‌شود: ۱- حفاظت رفتاری (رفتار صرفه‌جویی در مصرف آب) یا همان اقداماتی که برای صرفه‌جویی در مصرف آب انجام می‌شود، ۲- پذیرش تکنولوژی (رفتارهای افزایش بهره‌وری آب) یا همان استفاده از تجهیزات با بهره‌وری بالاتر در مصرف آب است. که پذیرش این رفتارها باید داوطلبانه توسط خانوارها باشد (شاهنگیان و همکاران، ۱۴۰۱). هرگونه فعالیتی در جهت تشویق افراد برای حرکت به‌سوی صرفه‌جویی در مصرف آب و انجام رفتارهای داوطلبانه در حفظ منابع آبی، نیازمند درک رفتار فعلی و آگاهی از چگونگی تغییرات رفتار است (Tajeri moghadam، ۲۰۲۰).

چالشی که امروزه مدیران و مسئولان برای صرفه‌جویی و حفاظت از منابع آب با آن روبه‌رو هستند شامل: چه عواملی بر رفتارهای صرفه‌جویی در مصرف آب تأثیرگذار است و چگونه می‌توان تغییرات رفتاری مثبتی را در افراد، برای صرفه‌جویی و حفاظت از منابع آبی ایجاد کرد؟ عوامل مختلفی در حوزه انرژی بررسی شده‌اند؛ ولی اکثر این

محیط‌زیست و طبیعت از دیرباز مورد توجه رشته‌های مختلف علمی بوده است. بااین حال، ایده پیشرفت زیاد و توسعه فناوری رایج در قرن‌های اخیر به خطری برای محیط‌زیست تبدیل شده است و آسیب جدی به اکوسیستم‌ها وارد می‌کند. با این وجود این واقعیت که فعالیت اقتصادی در ابتدا به‌عنوان پاسخی به محدودیت‌های محیط طبیعی در برآوردن کامل نیازهای انسان به وجود آمد و انسان‌ها نمی‌توانند از محیط‌زیست برای فعالیت‌های اقتصادی صرف‌نظر کنند، مصرف‌کنندگان و شرکت‌ها آگاه هستند که اقدامات آن‌ها باید این نگرانی‌های محیط زیستی را در نظر گرفته و سعی در ایجاد اثرات مثبت بر محیط‌زیست داشته باشند، بنابراین باید تغییراتی در رفتار شرکت‌ها و مصرف‌کنندگان ایجاد شود. حفظ انرژی یک تلاش فعال برای کاهش اثرات فعالیت‌های انسانی بر محیط‌زیست است. به همین دلیل، در سراسر جهان، دولت‌ها، طرح‌های مختلفی را برای رسیدگی به حل این مشکل و ترویج شیوه‌های حفظ انرژی در و تسهیل رفتار صرفه‌جویی در انرژی بین افراد، پیشنهاد و راه‌اندازی کرده‌اند (Ru و همکاران، ۲۰۱۸). مصرف انرژی خانگی در سطح جهان ۳۵ درصد از کل انرژی را گزارش می‌کند و انتظار می‌رود که در سال ۲۰۴۰ بین ۲۰ تا ۴۰ درصد افزایش یابد (Shrestha و همکاران، ۲۰۲۱). یکی از این حامل‌های انرژی آب است که امروزه مورد توجه زیادی قرار گرفته است. یکی از بزرگ‌ترین تهدیدات برای بشر در قرن بیست و یکم، کمبود آب است (Su و همکاران، ۲۰۲۱؛ Gibson و همکاران، ۲۰۲۳). در سال‌های اخیر، باتوجه‌به رشد انفجاری جمعیت و بهبود مستمر کیفیت زندگی، مصرف آب خانگی همچنان روبه‌افزایش بوده و رشد مصرف آب به مشکل اصلی در بسیاری از کشورها تبدیل شده است (Liu و همکاران، ۲۰۲۰). مصرف جهانی آب در طول قرن گذشته شش برابر شده است و پیش‌بینی می‌شود که با نرخ تقریباً ۱ درصد در سال به رشد خود ادامه دهد. بااین حال، ذخیره آب زیرزمینی به میزان ۱ سانتی‌متر در سال در ۲۰ سال گذشته کاهش یافته است و احتمالاً این کاهش در قرن‌های آینده ادامه خواهد داشت (Si و همکاران، ۲۰۲۲). در چند دهه گذشته جمعیت جهان سه برابر شده است، درحالی که مصرف آب شیرین شش برابر شده است (Su و همکاران، ۲۰۲۱). در همین حال، سازمان جهانی هواشناسی پیش‌بینی می‌کند که بیش از ۵ میلیارد نفر در جهان تا سال ۲۰۵۰ از کمبود آب رنج خواهند برد (Si و همکاران، ۲۰۲۲).

مبانی نظری

مطالعات یا به‌طور کلی بررسی شده یا در حوزه مصرف برق بوده است و در زمینه مصرف آب مطالعات محدودی صورت گرفته است. باتوجه به اهمیت آب در حوزه‌های مختلف حتی در زمینه تولید برق نیاز است در این حوزه مطالعات بیشتری انجام گیرد.

در زمینه تبلیغات^۱، باتوجه به اینکه امروزه رسانه‌های اجتماعی در زندگی امروزه و در قرن جدید جایگاه ویژه‌ای در بین مردم و جهان پیدا کرده است می‌تواند عامل بسیار با اهمیتی بوده و در زمینه تغییر رفتار و صرفه‌جویی کمک شایانی کند. آمیخته بازاریابی که در دهه ۱۹۵۰ توسط بورن مطرح شد، شامل چهار عامل محصول، قیمت، توزیع، ترفیع که معروف به ۴P است و تبلیغات مشهورترین و مهم‌ترین عامل در زمینه ترفیع است و عاملی است ارتباطی با مخاطب، که بر تغییر نگرش، انگیزش و رفتار افراد تأثیر به‌سزایی دارد؛ می‌توان از طریق این عامل افراد را تشویق به انجام فعالیتی جدید و تغییرات ذهنی افراد راجب خدمتی یا محصولی یا اطلاع از خدمتی جدید کرد که همه این موارد در زمینه صرفه‌جویی و تغییرات رفتار بسیار اهمیت دارد (عزیزی و قنبرزاده، ۱۳۹۴). شیخعلی زاده و همکاران (۱۴۰۲) در پژوهش خود به این مورد اشاره کردند که در جامعه امروزی رسانه‌ها و وسایل ارتباط جمعی عنصر کلیدی در ارتباط با جامعه هستند و از میان دیگر ابزارهای جدید تأثیر فرهنگی بیشتری بر رفتار افراد جامعه دارد و باعث تغییر در باورها و رفتار افراد می‌شود که تبلیغات از طریق همین رسانه‌ها انجام می‌شود. کشورهای زیادی هم برای عواملی مانند حفظ محیط‌زیست، اقدام به تبلیغات کرده‌اند و به نتایج مهمی از این تبلیغات رسیده‌اند که باعث تأثیر بر افکار عمومی و ترغیب مردم جامعه به همکاری شده است (نصیری ۱۴۰۲). همچنین رسانه‌های اجتماعی با درگیر کردن مخاطبین از طریق مواردی مانند اشتراک گذاری فیلم، تصاویر و... منجر به تغییرات رفتاری قابل توجه و روشنی در افراد می‌شود (شیرمحمدی و عابدی، ۱۳۹۸). پژوهش‌هایی که این متغیر را بررسی کرده‌اند به نتایج متفاوتی دست پیدا کرده‌اند، برخی تأثیر مثبت آن را تأیید کرده و برخی رد نمودند (موسوی و همکاران، ۱۴۰۰؛ شاه منصوری و توکل، ۱۳۹۳؛ عزیزی و قنبرزاده، ۱۳۹۴) که نشان از یک خلا علمی در این رابطه است و در صورتی که این خلا رفع نشود و از عواملی استفاده کرد که تأثیری بر رفتار صرفه‌جویی ندارند باعث هدررفت منابع سازمان‌ها می‌شود.

دومین عاملی که در این پژوهش بررسی می‌شود، قصد صرفه‌جویی^۲ است که باتوجه به اهمیت ذکر شده برای این

عامل در منابع و مقالات متعدد که در ایجاد رفتار صرفه‌جویی بسیار موثر است و همچنین فراوانی استفاده از این متغیر در پژوهش‌های دیگر، علاوه بر تأثیر مستقیم، تأثیر غیرمستقیم آن هم، در این پژوهش بررسی می‌شود. طبق نظریه کنش عقلانی، قصد فرد مهم‌ترین پیش‌بینی‌کننده رفتار است (wang، ۲۰۲۰؛ خوشنوا و همکاران، ۱۴۰۰؛ رضائی، ۱۴۰۳). باتوجه به اینکه مقالات بسیاری مشخص کرده‌اند که تمایل تأثیر مهمی بر رفتار دارد و به‌نوعی پیش‌بینی‌کننده آن است؛ ولی برخی هم به این اشاره کرده‌اند که یک شکاف بین قصد و رفتار وجود دارد و تأثیر کمی دارد (Fu و همکاران، ۲۰۲۱) که یک نوع خلأ وجود دارد. پس می‌توان گفت که نیت و قصد عامل مهمی در ساختار نگرشی مشتریان است و می‌تواند بروز رفتار واقعی را پیش‌بینی کند؛ پس وقتی قصد بیشتر باشد، احتمال انجام رفتار (صرفه‌جویی) بیشتر می‌شود. مقاصد نشان می‌دهد که افراد چقدر حاضرند تلاش کنند تا بروز یک رفتار را برنامه‌ریزی کنند، اما قصد شرط لازم برای بروز رفتار است؛ ولی شرط کافی نیست و به عوامل دیگری هم بستگی دارد (Lv و همکاران، ۲۰۲۰). سومین متغیری که در این پژوهش مورد بررسی قرار گرفته کنترل رفتاری درک شده^۳ است. کنترل رفتاری درک شده، به ادراک فرد از اینکه انجام یک رفتار خاص چقدر چالش برانگیز است و اینکه آیا آن‌ها بر تصمیم‌گیری برای انجام آن رفتار کنترل دارند یا خیر اشاره دارد (Gibson و همکاران، ۲۰۲۳). همچنین به عنوان باور افراد در مورد توانایی‌هایشان برای انجام یک رفتار و کنترل آن تعریف می‌شود (دهداری و دهداری، ۱۳۹۶). باتوجه به اینکه این متغیر در پژوهش‌های متعددی بررسی شده و نشان از اهمیت بالای آن است برخی پژوهش‌ها تأثیر مستقیم آن را بر رفتار صرفه‌جویی رد کرده‌اند و برخی هم تأثیر غیرمستقیم آن را بر رفتار از طریق قصد صرفه‌جویی تأیید کرده‌اند (Shahangian و همکاران، ۲۰۲۲؛ wang و همکاران، ۲۰۱۸) و برخی هم تأثیر مستقیم آن را تأیید کرده‌اند (دهداری و دهداری، ۱۳۹۶؛ Xu و همکاران، ۲۰۲۱) به همین دلیل برای برطرف کردن این خلأ علمی متغیر کنترل رفتاری درک شده در این پژوهش بررسی شد. دهداری و دهداری (۱۳۹۶) بیان کردند تغییرات رفتاری در صرفه‌جویی توسط کنترل رفتاری درک شده با درصد بالایی انجام می‌گیرد. کنترل رفتاری درک شده به‌سهولت یا دشواری درک شده در انجام رفتار اشاره دارد (Fornara و همکاران، ۲۰۱۶) پس اگر افراد درک کنند که انجام این رفتار آسان است، بیشتر به دنبال انجام رفتار هستند (wang و همکاران، ۲۰۱۸). همچنین هرچه ساکنان بتوانند رفتار خود را بیشتر کنترل کنند، تمایل آن‌ها به صرفه‌جویی در مصرف برق بیشتر خواهد بود و احتمالاً تمایل بیشتری برای اتخاذ رفتارهای

صرفه‌جویی در مصرف برق خواهند داشت (Fu و همکاران، ۲۰۲۱) و پژوهش‌های دیگری هم تأیید کرده‌اند که کنترل رفتاری درک شده تأثیر مثبتی بر نیت رفتاری (قصد) و همچنین رفتار واقعی افراد دارد (Gao و همکاران، ۲۰۱۷؛ Nie و همکاران، ۲۰۱۹؛ Shi و همکاران، ۲۰۱۷). چهارمین متغیر مورد بررسی در این پژوهش، نگرش^۴ است که به ارزیابی جامع از منفی یا مثبت بودن یک رفتار اشاره دارد و یکی از قابل اعتمادترین متغیرهای دخیل در پیش‌بینی نیت رفتاری است.

نگرش مثبت می‌تواند افراد را به سمت اتخاذ اقدامات صرفه‌جویی در مصرف آب هدایت کند (Si و همکاران، ۲۰۲۲). نگرش‌ها با اینکه حاصل از تجربیات گذشته‌اند، اما با استفاده از تجربیات جدید و نو، تغییر هم می‌کنند و انسان‌ها را برای بروز واکنش‌های رفتاری خاص آماده می‌کند. همچنین این نگرش نقشی در هم‌آمیخته از ادراکات، تمایلات رفتاری و احساسات یک شخص در باره یک چیز یا یک واقعه و یا موارد مشابه دیگر است (شاه منصوری و توکل، ۱۳۹۳). هنگامی که افراد نگرش مثبتی نسبت به رفتار داشته باشند، تمایل آن‌ها برای انجام یک رفتار خاص افزایش می‌یابد و بالعکس (wang و همکاران، ۲۰۱۸). خانواده‌هایی که نسبت به صرفه‌جویی در مصرف آب نگرش مثبتی دارند معمولاً مصرف آب کمتری دارند و این نگرش در رفتار آن‌ها مانند حمام کردن، لباس شستن و... تأثیر می‌گذارد (بازدار و همکاران، ۱۳۹۵). نگرش در پژوهش‌های متعددی مورد بررسی قرار گرفته است و به‌عنوان مهم‌ترین عامل در قصد و رفتار صرفه‌جویی آن را شناخته‌اند؛ به عنوان مثال در پژوهش‌های Si و همکاران (۲۰۲۲)؛ Shahangian و همکاران (۲۰۲۲)؛ wang و همکاران (۲۰۱۸) نگرش به‌عنوان مهم‌ترین عامل در پیش‌بینی قصد خرید سبز شناخته است.

با توجه به اهمیت این عامل، پژوهش‌های کمتری به بررسی تأثیر مستقیم این عامل بر رفتار صرفه‌جویی پرداخته‌اند که آن هم به‌صورت اختصاصی در حوزه مصرف آب نبوده است؛ به عنوان مثال در پژوهش رضائی (۱۴۰۳) به تأیید این موضوع پرداخته است که نگرش علاوه بر قصد بر رفتار صرفه‌جویی مصرف انرژی تأثیر قوی دارد. عامل دیگری که در این پژوهش بررسی شده است فشار اجتماعی^۵ است که به‌عنوان عامل مهمی در تأثیر بر روی رفتار صرفه‌جویی، ممکن است باعث تغییر تصمیمات شود.

فشار اجتماعی به‌عنوان اثراتی که جامعه به‌صورت مستقیم یا غیرمستقیم، آشکار یا پنهان بر افراد می‌گذارد، در نظر گرفته می‌شود (بارانی و همکاران، ۱۴۰۱). افرادی که تحت تأثیر جامعه، اطرافیان، همسالان و دیگران، فشار اجتماعی بالایی

دارند، با وجود موانع مختلف، ممکن است به انجام رفتار قبلی خود ادامه دهد (sun و همکاران، ۲۰۲۲). همچنین فشار اجتماعی بر نیت و تصمیم‌های او حاکم است و نشان‌دهنده تأثیر اجتماعی فرد است که از طریق آن مسئولیت‌های اجتماعی بر رفتارهای عملکردی خاص در ذهن تأثیر می‌گذارد (LATIP و همکاران، ۲۰۲۱). باتوجه به تعاریف مختلفی که برای فشار اجتماعی ذکر شده است می‌توان گفت اگر فردی به این نتیجه برسد که دیگران رفتار خاصی را تأیید می‌کنند (رد می‌کنند)، احتمالاً بیشتر (کمتر) تصمیم می‌گیرد آن رفتار را بروز دهد (Chetoui و همکاران، ۲۰۲۰).

با توجه به اینکه در محیط‌های جمعی و جمع‌گرایی در برخی از کشورها، افراد بیشتر تأثیر فشار اطرافیان را احساس می‌کنند (sun و همکاران، ۲۰۲۲) و کشور ایران هم یک کشور جمعی گرا است و اطرافیان در بیشتر مواقع تأثیر به‌سزایی در تصمیمات افراد دارند، بررسی این عامل برای کشور ایران بسیار اهمیت دارد و پژوهشی هم این عامل را در حوزه انرژی بررسی نکردند و فقط پژوهش‌های انگشت شماری در حوزه‌های دیگر صرفه‌جویی (صرفه‌جویی مالی) آن را بررسی کرده‌اند (Maharjan و Dangol، ۲۰۱۸). متغیر بعدی مورد بررسی در این پژوهش تعهدات اخلاقی است؛ باتوجه به اینکه کشور ایران یک کشور اسلامی و مذهبی است و مسائل اخلاقی در رفتار بسیاری اهمیت دارد و پژوهش‌هایی هم در زمینه تأثیر هنجارهای اخلاقی و همچنین تعهدات بر رفتار انجام شده این عامل به‌صورت متغیر تعهدات اخلاقی^۶ در این پژوهش مورد بررسی قرار می‌گیرد که در پژوهش دیگری تأثیر این عامل بر رفتار صرفه‌جویی را بررسی نکرده است. در اقدامات جمعی ممکن است افراد تحت تأثیر عواملی مانند فشار اجتماعی قرار بگیرد و برای کاهش استرس روانی خود به سمت رعایت تعهدات اخلاقی روی آورند و بالارفتن تعهدات اخلاقی در افراد و قوی‌شدن آن باعث می‌شود آن‌ها رفتارهای غیراخلاقی خود را بهتر کنترل و محدود کرده و به اقدامات جمعی مانند استفاده از محصولات سبز کمک کنند (Ren و Yang، ۲۰۲۰). برخی پژوهشگران نشان داده‌اند که تعهد اخلاقی می‌تواند مستقیماً بر نیت و رفتار افراد تأثیر بگذارد (Wang و Chen، ۲۰۲۲) در موقعیت‌های اخلاقی، برخی افراد برنامه‌ریزی می‌کنند تا فعالیت‌ها را انجام دهند که از نظر اخلاقی مسئول آن است، حتی امکان دارد از نظر شخصی او ناخوشایند باشد (Alsaad و همکاران، ۲۰۲۱). باتوجه به موارد ذکر شده فرضیات این پژوهش به صورت زیر است:

- **فرضیه اول:** تبلیغات بر رفتار صرفه‌جویی در مصرف آب تأثیر مثبت و معناداری دارد.

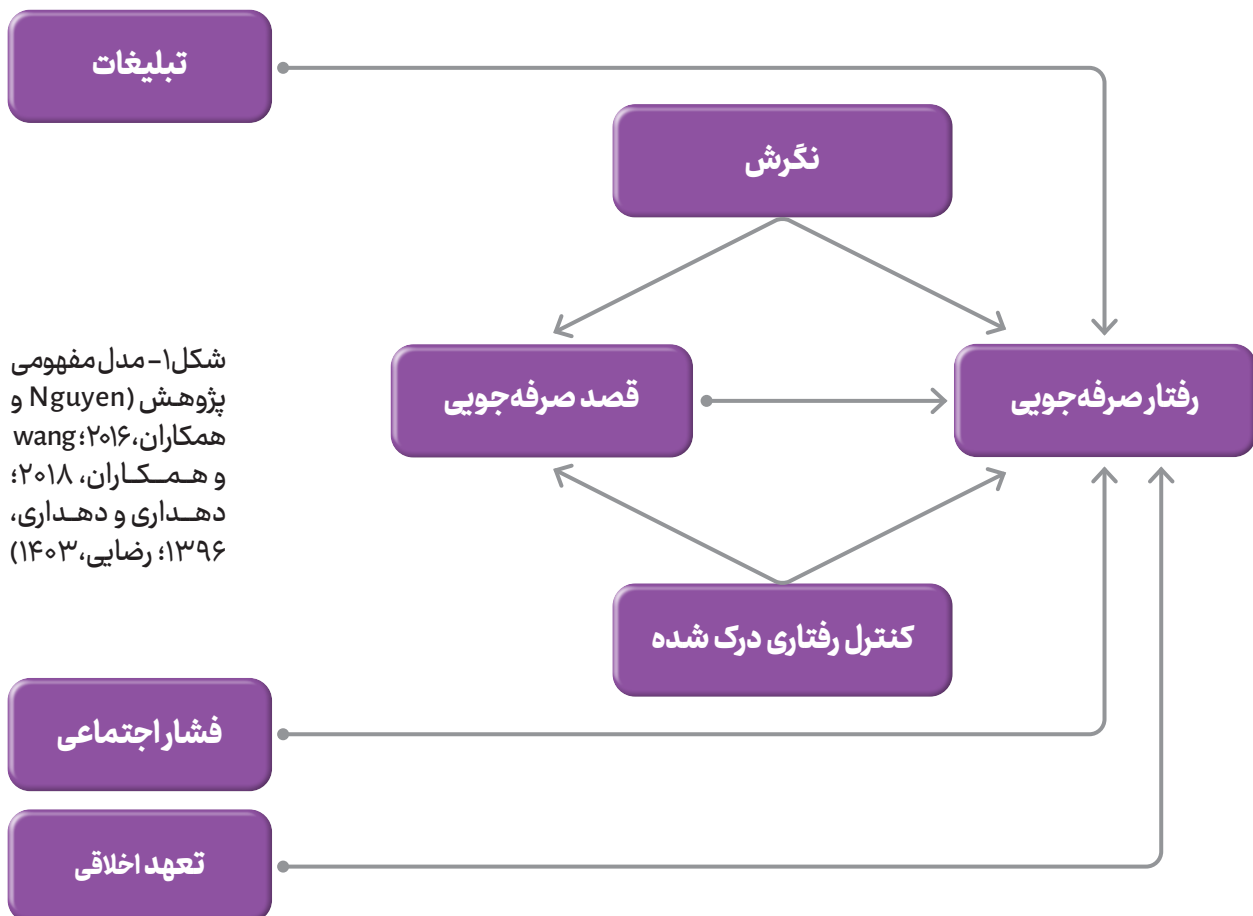
مدل مفهومی پژوهش

باتوجه به توضیحات ذکر شده در مبانی نظری و پیشینه و بررسی مدل‌های مختلف متغیرهای مهم انتخاب و به‌صورت مدل نهایی شکل (۱) ترسیم شد. در این مدل متغیرهای نگرش، کنترل رفتاری درک شده، قصد صرفه‌جویی، تبلیغات، فشار اجتماعی، تعهد اخلاقی بر رفتار صرفه‌جویی تأثیرگذار است و قصد صرفه‌جویی نقش میانجی را در بین رابطه نگرش و کنترل رفتاری درک شده را هم ایفا می‌کند.

روش‌شناسی

عوامل مختلفی که در پژوهش‌های حوزه صرفه‌جویی انرژی به‌خصوص در حوزه برق بررسی شده بود انتخاب و غربال شد. عوامل مهم بر اساس تعداد فراوانی در پژوهش‌های متعدد و میزان تأثیر به‌دست‌آمده از تحلیل مدل‌سازی معادلات ساختاری و انتخاب مؤثرترین آن‌ها و همچنین عواملی که در صرفه‌جویی تأثیر دارند؛ ولی در حوزه انرژی بررسی نشده بودند جداسازی و در این پژوهش بررسی شد. این عوامل به ترتیب شامل تبلیغات، کنترل رفتاری درک شده، قصد صرفه‌جویی،

- **فرضیه دوم:** قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی در مصرف آب تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه سوم:** کنترل رفتاری درک شده بر رفتار صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه چهارم:** کنترل رفتاری درک شده بر قصد صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه پنجم:** کنترل رفتاری درک شده با میانجی‌گری قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی تأثیر مثبت دارد.
- **فرضیه ششم:** نگرش بر رفتار صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه هفتم:** نگرش بر قصد صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه هشتم:** نگرش با میانجی‌گری قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی تأثیر مثبت دارد.
- **فرضیه نهم:** فشار اجتماعی بر رفتار صرفه‌جویی در مصرف آب تأثیر مثبت و معناداری دارد.
- **فرضیه دهم:** تعهد اخلاقی بر رفتار صرفه‌جویی در مصرف آب تأثیر مثبت و معناداری دارد.



شکل ۱- مدل مفهومی پژوهش (Nguyen و wang؛ ۲۰۱۶؛ همکاران، ۲۰۱۸؛ دهداری و دهداری، ۱۳۹۶؛ رضایی، ۱۴۰۳)

نگرش، فشار اجتماعی، تعهدات اخلاقی که تأثیرشان بر روی رفتار صرفه‌جویی بررسی می‌شود.

فلسفه این پژوهش از نوع اثبات‌گرایانه است و رویکرد آن از نوع استقرایی است و استراتژی پژوهش بر اساس هدف، از نوع کاربردی و از لحاظ نوع جمع‌آوری داده‌ها، توصیفی - پیمایشی است و همچنین نوع داده‌های پژوهش از نوع کمی است؛ زیرا از طریق پرسش‌نامه ساختار یافته، داده‌ها جمع‌آوری شد و از لحاظ بازه زمانی پیمایشی - مقطعی است. جامعه آماری پژوهش کلیه خانواده‌های ساکن شهر یاسوج بود. با توجه به نامحدود بودن جامعه آماری و عدم دسترسی به آن‌ها از طریق نمونه‌گیری غیرتصادفی در دسترس، پرسش‌نامه بین سرپرستان خانوارهای ساکن شهر یاسوج توزیع شد و براساس سه روش: ۱- استفاده از حداقل نمونه لازم (۲۰۰ نمونه)، ۲- بر اساس تعداد متغیر مشاهده پذیر (سوالات پرسش‌نامه) عدد بین ۱۳۵ تا ۴۰۵ و ۳- روش نمایی گاما، بر اساس گفته کوهن و طبق سه شاخص اندازه اثر که در قوی‌ترین حالت آن یعنی ۰/۳۵، توان آزمون در بالاترین حالت آن یعنی ۰/۹۰ و در سطح اطمینان ۰/۹۹ (سطح خطای ۰/۰۱) این آزمون انجام شد و حداقل نمونه لازم در ادامه بیان شده است: حداقل حجم نمونه برای تشخیص اثر: ۱۷۶، حداقل حجم نمونه برای ساختار مدل: ۱۰۹، حداقل حجم نمونه پیشنهادی: ۱۷۶. براساس نظر خبره و حداقل نمونه مورد نیاز بر اساس موارد ذکر شده در بالا حدود ۳۶۰ پرسش‌نامه بین افراد پخش شد که در آخر ۲۴۶ پرسش‌نامه قابل قبول بود و بررسی شد که این تعداد براساس سه روش ذکر شده هم قابل قبول بود. برای اطمینان از کافی بودن حجم نمونه جمع‌آوری شده از آزمون آزمون KMO و بارتلت استفاده شد که در این آزمون، مقدار ضریب کفایت نمونه برای تمام متغیرها، بالاتر از

۰/۵ و همچنین میزان sig (سطح معنا داری یا آزمون بارتلت) کوچک‌تر از ۰/۰۵ بود که مورد قبول بودن آن را نشان داد. تحلیل داده‌های جمع‌آوری شده از طریق مدل‌سازی معادلات ساختاری و نرم‌افزار AMOS و SPSS انجام می‌شود. سوالات پرسش‌نامه پژوهش، مربوط به متغیر رفتار صرفه‌جویی از طریق سوالات پرسش‌نامه پژوهش Fu و همکاران (۲۰۲۱) و متغیر تبلیغات با پرسش‌نامه Borah و همکاران (۲۰۲۴) با کمی تغییر، کنترل رفتاری درک شده و قصد صرفه‌جویی و نگرش با پرسش‌نامه si و همکاران (۲۰۲۲)، فشار اجتماعی با پژوهش sun و همکاران (۲۰۲۲) و تعهد اخلاقی با سوالات پرسش‌نامه Nguyen و همکاران (۲۰۱۶) سنجیده شد.

توزیع داده‌ها

برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از دو شاخص کشیدگی و چولگی استفاده شده است که در نرم‌افزار SPSS بررسی شد. توسط این ضرایب کشیدگی و چولگی می‌توان از نرمال بودن یا نبودن داده‌ها آگاه شد که مقدار این دو شاخص جهت نرمال بودن داده‌ها، بین +۱ و -۱ در نظر گرفته می‌شود. باتوجه‌به خروجی نرم‌افزار SPSS ضریب کشیدگی و چولگی تمام داده‌ها بین ± 1 است که نشان‌دهنده توزیع نرمال داده‌ها است.

بررسی روایی و پایایی

در جدول (۱) مشخص است آلفای کرونباخ، همگی بالاتر از ۰/۷ و پایایی ترکیبی هم بالاتر از ۰/۷ است که پایایی داده‌های پژوهش را تأیید می‌کند. برای بررسی روایی همگرا از شاخص‌های، متوسط واریانس تبیین شده (AVE) و CR استفاده شد که به ترتیب مقادیر آن‌ها همگی بالاتر از ۰/۵

جدول ۱- ارزیابی روایی و پایایی متغیرهای پژوهش

متغیرها	آلفای کرونباخ	پایایی ترکیبی (CR)	متوسط واریانس تبیین شده (AVE)
تبلیغات	۰/۹۲۵	۰/۹۲۶	۰/۷۱۷
تعهد اخلاقی	۰/۸۶۲	۰/۹۱۴	۰/۷۸۰
رفتار صرفه‌جویی	۰/۸۷۰	۰/۹۱۱	۰/۷۲۰
فشار اجتماعی	۰/۸۸۹	۰/۹۳۱	۰/۸۱۷
قصد صرفه‌جویی	۰/۸۸۰	۰/۹۱۷	۰/۷۳۴
نگرش	۰/۸۹۵	۰/۹۲۷	۰/۷۶۰
کنترل رفتاری درک شده	۰/۸۲۰	۰/۸۸۰	۰/۶۴۷

جدول ۲- معیار فورنل و لاکر

تبلیغات	تعهد	رفتار	فشار اجتماعی	قصد	نگرش	کنترل رفتاری
تبلیغات	۰/۸۴۷					
تعهد اخلاقی	۰/۰۰۷	۰/۸۸۳				
رفتار صرفه جویی	۰/۰۹۰	۰/۲۱۷	۰/۸۴۸			
فشار اجتماعی	-۰/۰۰۹	۰/۲۳۴	۰/۴۴۷	۰/۹۰۴		
قصد صرفه جویی	۰/۰۵۰	۰/۳۱۸	۰/۴۱۴	۰/۲۹۹	۰/۸۵۷	
نگرش	۰/۰۱۰	۰/۲۳۹	۰/۳۰۵	۰/۲۸۹	۰/۲۹۹	۰/۸۷۲
کنترل رفتاری درک شده	۰/۱۲۸	۰/۱۴۱	۰/۲۹۱	۰/۱۷۲	۰/۲۱۷	-۰/۰۲۸
	۰/۸۰۴					

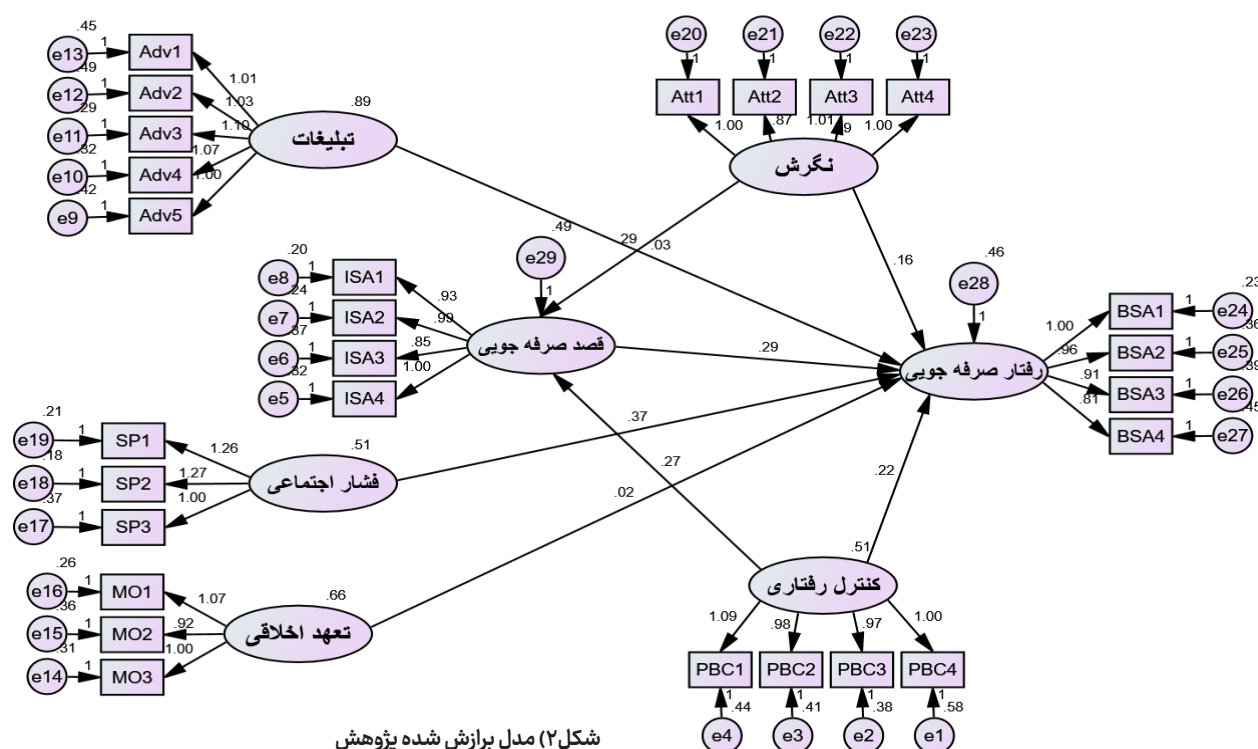
تحلیل عاملی سوالات هر متغیر، در بررسی واریانس کل تبیین شده^۶ در این پژوهش نشان داد که، تمامی سوالات مربوط به یک متغیر، فقط یک مفهوم را می‌سنجد؛ از آنجا که سوالات هر متغیر، صرفاً یک مفهوم را می‌سنجد در جدول ماتریس شاخص‌ها^۸ فقط یک ستون وجود دارد.

نتایج

مدل معادلات ساختاری:

برای بررسی فرضیه‌ها ابتدا باید کل مدل نظری ترسیم شده تحلیل و بررسی شود (شکل ۲) تا مشخص شود که تا چه

و بالاتر از ۰/۷ است که نشان می‌دهد، همگی از روایی همگرا برخوردار هستند. برای بررسی روایی واگرا از شاخص فورنل و لاکر استفاده شد. این شاخص نشان می‌دهد روایی واگرای یک مدل زمانی قابل قبول است که یک متغیر در یک مدل نسبت به متغیرهای دیگر تعامل بیشتری با شاخص‌هایش دارد (Fornell و Larcker، ۱۹۸۱). در این شاخص مقادیر موجود در روی قطر اصلی ماتریس (جذر AVE (قطر اصلی))، باید از کلیه مقادیر موجود در ستون مربوط به آن بزرگ‌تر باشد. نتایج این شاخص در جدول (۲) آمده است و نشان می‌دهد که روایی واگرا هم مورد تأیید است. سنجش روایی سازه از طریق



شکل ۲) مدل برازش شده پژوهش

تحلیل مدل ساختاری

برای بررسی فرضیه‌ها از ضریب رگرسیونی (ضریب تأثیر) و نسبت بحرانی (C.R.) و همچنین شاخص جزئی p برای بررسی قابل قبول بودن و معناداری روابط استفاده می‌شود و مقادیر کوچک‌تر از ۰/۰۵ برای این شاخص قابل قبول است و عدد معناداری (نسبت بحرانی یا C.R.) زمانی قابل قبول است که در بین طیف (۱/۹۶-) تا (۱/۹۶+) قرار نگیرد که در جدول (۴) این شاخص‌ها مربوط به هر فرضیه نوشته و بررسی شده است.

اندازه داده‌ها مدل نظری این پژوهش را حمایت می‌کند که برای این کار باید شاخص‌های برازش مدل بررسی و تحلیل شود و زمانی که این شاخص‌های برازش مورد قبول و مناسب بودند و تأیید شدند در آن زمان می‌توان به تحلیل روابط درون مدل پرداخت. همان‌طور که در جدول (۳) نشان داده شده است شاخص‌های برازش مدل همگی قابل قبول و مورد تأیید هستند و می‌توان به بررسی روابط درونی مدل پرداخت.

جدول ۳- شاخص‌های برازش مدل

نام شاخص	مقدار قابل قبول	مقدار ایده‌آل	مقدار بدست‌آمده در مدل
درجه آزادی (df)	-	-	۳۱۶
کای اسکور (χ^2)	$2df \leq \chi^2 \leq 3df$	$0 \leq \chi^2 \leq 2df$	۵۱۲/۶۷۴
کای اسکور بهینه شده (χ^2/df)	$2 < \chi^2/df \leq 3$	$0 \leq \chi^2/df \leq 2$	۱/۶۶۲
نکویی برازش (GFI)	$0.80 \leq GFI < 0.95$	$0.95 \leq GFI \leq 1.00$	۰/۸۶۲
ریشه میانگین مربعات باقی مانده (RMR)	$0 < RMR \leq 0.10$	$0 \leq RMR \leq 0.05$	۰/۱۰۷
شاخص برازش تطبیق (CFI)	$0.90 \leq CFI < 0.97$	$0.97 \leq CFI \leq 1.00$	۰/۹۴۹
ریشه میانگین مربعات خطای برآورد (RMSEA)	$0.05 < RMSEA \leq 0.08$	$0 \leq RMSEA \leq 0.05$	۰/۰۵۰
شاخص نیکویی برازش ایجازی (PGFI)	$0.50 \leq PGFI < 0.60$	$0.60 \leq PGFI \leq 1.00$	۰/۷۲۰
شاخص برازش ایجازی هنجار شده (PNFI)	$0.50 \leq PGFI < 0.60$	$0.60 \leq PGFI \leq 1.00$	۰/۷۹۱

جدول ۴- ضریب رگرسیونی و معناداری روابط متغیرها

فرضیه	مسیر مستقیم	ضریب مسیر	value_p	عدم معناداری	نتیجه
۱	تبلیغات ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۰۳۱	۰/۵۶۷	۰/۵۷۲	معنادار نیست
۲	قصد صرفه‌جویی ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۲۹۳	۰/۰۰۰	۳/۷۸۱	معنادار و مثبت
۳	کنترل رفتاری ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۲۲۱	۰/۰۰۶	۲/۷۳۳	معنادار و مثبت
۴	کنترل رفتاری ← قصد صرفه‌جویی	۰/۲۷۳	۰/۰۰۰	۳/۴۶۴	معنادار و مثبت
۵	کنترل رفتاری ← قصد ← رفتار صرفه‌جویی				میانجی‌گری جزئی
۶	نگرش ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۱۵۸	۰/۰۱۲	۲/۵۰۴	معنادار و مثبت
۷	نگرش ← قصد صرفه‌جویی	۰/۲۸۶	۰/۰۰۰	۴/۷۰۱	معنادار و مثبت
۸	نگرش ← قصد ← رفتار صرفه‌جویی				میانجی‌گری جزئی
۹	فشار اجتماعی ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۳۶۷	۰/۰۰۰	۴/۹۲۱	معنادار و مثبت
۱۰	تعهد اخلاقی ← رفتار صرفه‌جویی	۰/۰۲۱	۰/۷۴۸	۰/۳۲۲	معنادار نیست

(۲۰۱۸): Gao و همکاران (۲۰۱۷): Nie و همکاران (۲۰۱۹): Shi و همکاران (۲۰۱۷) هم سو است. همچنین فرضیه پنجم در این پژوهش که مبنی بر تأثیر غیرمستقیم کنترل رفتاری درک شده بر رفتار صرفه‌جویی از طریق میانجی‌گری قصد صرفه‌جویی هم تأیید شد که باتوجه به این سه فرضیه اهمیت بالای این متغیر را نشان می‌دهد؛ که می‌توان از طریق هر دو تأثیر مستقیم و غیرمستقیم افراد را بسیار بیشتر به صرفه‌جویی در مصرف آب تحریک کرد. بررسی فرضیه ششم و هفتم، نشان داد نگرش بر رفتار صرفه‌جویی و قصد صرفه‌جویی تأثیر مثبت و معنادار دارد که ضریب مسیر هر کدام به ترتیب $0/158$ و $0/286$ است و نشان دهنده تأثیر قابل توجه این متغیر است ولی تأثیر نگرش بر رفتار نسبت به دیگر روابط تأیید شده تأثیر کمتری دارد. نتایج این دو فرضیه که با نتایج حاصل از پژوهش‌های si و همکاران (۲۰۲۲): Shahangian و همکاران (۲۰۲۲): wang و همکاران (۲۰۱۸): رضائی (۱۴۰۳) هم سو است و همچنین تأثیر غیرمستقیم نگرش از طریق میانجی‌گری قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی در فرضیه هشتم مورد تأیید قرار گرفت که این موارد هم اهمیت بالای آن را نشان می‌دهد و به این معنی است که با افزایش نگرش افراد، هم رفتار صرفه‌جویی و هم قصد صرفه‌جویی افزایش پیدا می‌کند و با افزایش قصد صرفه‌جویی، تأثیر این عامل بر رفتار نیز دوچندان می‌شود. در بررسی فرضیه نهم که تأثیر فشار اجتماعی بر رفتار صرفه‌جویی را نشان می‌دهد این تأثیر مثبت و معنادار نشان داده شد. باتوجه به ضریب مسیر این رابطه که $0/367$ است نشان دهنده تأثیر قابل توجه این متغیر است و نسبت به بقیه متغیرها بیشترین تأثیر را بر رفتار صرفه‌جویی دارد. نتیجه این فرضیه با نتایج حاصل از پژوهش Dangel و Maharjan (۲۰۱۸): جهانفکر و رجبی‌پور میبیدی (۱۴۰۴) هم سو است. براساس این فرضیه هرچه فشار اجتماعی افراد افزایش یابد رفتار صرفه‌جویی در آن‌ها نیز افزایش پیدا می‌کند همچنین از طریق این عامل می‌توان افرادی که تمایلی به انجام این عمل ندارند مجبور به صرفه‌جویی کرد و به این شکل در جامعه فشار اجتماعی بالا می‌رود و کل جامعه به سمت صرفه‌جویی در مصرف آب حرکت می‌کند. فرضیه دهم این پژوهش است در مورد تأثیر تعهد اخلاقی بر رفتار صرفه‌جویی است مورد تأیید قرار نگرفت. به‌نوعی یعنی تعهد اخلاقی تأثیری در بروز رفتار صرفه‌جویی ندارد. در مورد این پژوهش این‌طور می‌توان گفت که ممکن است افراد با صرفه‌جویی نکردن و بهینه مصرف نکردن احساس گناه یا پشیمانی نکنند و همچنین ممکن است به دلیل تأثیر و اهمیت بالای دیگر متغیرها این عامل چندان مورد توجه پاسخ‌دهندگان قرار نگرفته است و باعث رد شدن این فرضیه شده باشد.

این پژوهش در مورد بررسی عوامل موثر بر صرفه‌جویی در مصرف آب انجام شده است. باتوجه به افزایش دما، کاهش یخچال‌های طبیعی و کاهش منابع آبی، تدوین سیاست‌ها و تصمیماتی در جهت بهینه شدن مصرف آب بسیار بیشتر از گذشته مورد نیاز است. باتوجه به اهمیت فراوان آب که در بخش‌های زیادی از زندگی انسان‌ها کاربرد دارد و همچنین تولید انرژی‌های دیگری مانند برق و همچنین در کارخانه‌ها از عوامل حیاتی محسوب می‌شود؛ اما با این وجود پژوهش‌های بسیار اندک در حد انگشت شماری انجام شده است. یکی از راه‌های کنترل مصرف آب، صرفه‌جویی در این زمینه است که باید بسیار بیشتر تحلیل شود که بتوان از این طریق با کنترل مصرف این انرژی را برای آیندگان حفظ نمود.

در فرضیه اول تأثیر تبلیغات بر رفتار صرفه‌جویی بررسی شد و تأثیر معناداری یافت نشد که با نتایج پژوهش‌های موسوی و همکاران (۱۴۰۰): شاه منصوری و توکل (۱۳۹۳): عزیزی و قنبرزاده (۱۳۹۴) هم سو است. احتمالاً دلیل رد این فرضیه چند دلیل می‌تواند باشد؛ یکی اینکه باتوجه به اینکه تبلیغات از طرق مختلفی انجام می‌شود باید هر کدام را جداگانه بررسی نمود چرا که ممکن است در برخی رسانه‌ها مثل تلویزیون یا رادیو یا... تأثیر چندانی نداشته باشد و از طریق فضای مجازی و ایجاد کمپین‌های تبلیغاتی تأثیر بیشتری داشته باشد و یا بالعکس و همچنین این امکان وجود دارد که تبلیغات به طور غیرمستقیم تأثیرگذار باشد و با بررسی دقیق‌تر این متغیر به آن پی برد. در بررسی فرضیه دوم تأثیر مثبت و معنی‌دار قصد صرفه‌جویی بر رفتار صرفه‌جویی تأیید شد و باتوجه به ضریب مسیر این رابطه که $0/293$ است نشان دهنده تأثیر قابل توجه این متغیر است. نتیجه این فرضیه با نتایج پژوهش‌های رضائی، (۱۴۰۳): خوشنوا و همکاران (۱۴۰۰): wang (۲۰۲۰): Shahangian و همکاران (۲۰۲۲): دهداری و دهداری (۱۳۹۶): Gibson و همکاران (۲۰۲۳)، هم سو است. با تأیید این فرضیه می‌توان به این نتیجه رسید که اگر بتوان قصد و تصمیم به صرفه‌جویی را در افراد ایجاد کرد احتمال انجام عمل صرفه‌جویی و بروز این رفتار بالا رفته است؛ یعنی با افزایش قصد صرفه‌جویی رفتار صرفه‌جویی نیز افزایش پیدا می‌کند. در بررسی فرضیه سوم و چهارم، تأثیر مثبت و معنادار کنترل رفتاری درک شده بر رفتار صرفه‌جویی و قصد صرفه‌جویی تأیید شد که ضریب مسیر هر کدام به ترتیب $0/221$ و $0/273$ است و نشان دهنده تأثیر قابل توجه این متغیر است. نتایج این دو فرضیه با نتایج حاصل از پژوهش‌های Shahangian و همکاران (۲۰۲۲): دهداری و دهداری (۱۳۹۶): si و همکاران (۲۰۲۲): Ru و همکاران

در ادامه پیشنهادهای کاربردی باتوجه به فرضیات و نتایج پژوهش برای استفاده ذی‌نفعان، مدیران و دیگر کسانی که این پژوهش را مطالعه می‌کنند، ارائه شده است:

- ترویج استفاده از تجهیزات و فناوری‌های جدید که مصرف آب را کاهش می‌دهند، مانند شیرآلات هوشمند و سیستم‌های آبیاری قطره‌ای.
- طراحی برنامه‌های تشویقی برای افرادی که در مصرف آب صرفه‌جویی می‌کنند، مانند تخفیف در قبوض آب یا جوایز برای خانواده‌ها و سازمان‌هایی که به اهداف صرفه‌جویی دست می‌یابند.
- تدوین و اجرای سیاست‌های داخلی در سازمان‌ها که به صرفه‌جویی در مصرف آب تأکید دارند، مانند محدود کردن زمان استفاده از آب در برخی فعالیت‌ها تمایل افراد برای صرفه‌جویی را بالا برد.
- فراهم کردن منابع آموزشی و اطلاعاتی در مورد روش‌های صرفه‌جویی در مصرف آب و تأثیرات آن بر محیط‌زیست. این اطلاعات می‌تواند شامل بروشورها، ویدئوها و وبینارها باشد.
- برگزاری کارگاه‌های عملی برای آموزش روش‌های صرفه‌جویی در مصرف آب و نحوه استفاده صحیح از تجهیزات و فناوری‌های جدید.
- راه‌اندازی سیستم‌های نظارتی که به افراد و سازمان‌ها امکان می‌دهد مصرف آب خود را پیگیری کنند و بازخوردهای لازم را دریافت کنند که این می‌تواند شامل اپلیکیشن‌های موبایل یا پلتفرم‌های آنلاین باشد.
- راه‌اندازی چالش‌های محلی یا آنلاین که افراد را به رقابت در صرفه‌جویی در مصرف آب تشویق کند. این چالش‌ها می‌توانند به تقویت قصد صرفه‌جویی و ایجاد حس کنترل بر رفتارها کمک کنند.
- تولید محتوای آموزشی جذاب و تعاملی که به افراد کمک کند تا درک بهتری از تأثیرات رفتارهای خود بر مصرف آب داشته باشند که این محتوا می‌تواند شامل ویدئوهای آموزشی، بازی‌های آموزشی و وبینارهای تعاملی باشد.
- ادغام آموزش‌های مربوط به صرفه‌جویی در مصرف آب در برنامه‌های درسی مدارس. این آموزش‌ها می‌توانند شامل پروژه‌های عملی و فعالیت‌های گروهی باشند که به دانش‌آموزان کمک می‌کند تا نگرش مثبتی نسبت به صرفه‌جویی پیدا کنند.
- تولید داستان‌ها و روایت‌های جذاب که به بررسی تأثیرات مثبت صرفه‌جویی در مصرف آب بر زندگی روزمره افراد بپردازند. این داستان‌ها می‌توانند از طریق کتاب‌ها،

انیمیشن‌ها یا پادکست‌ها منتشر شوند.

- تعیین روزهای خاص در تقویم به‌عنوان «روز صرفه‌جویی در آب» که در آن‌ها فعالیت‌های عمومی، کارگاه‌ها و برنامه‌های آموزشی برگزار شود تا آگاهی و نگرش مثبت نسبت به صرفه‌جویی در مصرف آب افزایش یابد.
- طراحی یک سیستم ارزیابی و رتبه‌بندی برای خانوارها و کسب‌وکارها بر اساس مصرف آب آن‌ها؛ این سیستم می‌تواند به‌صورت عمومی منتشر شود و به ایجاد رقابت مثبت و انگیزه برای کاهش مصرف آب کمک کند و تمایل آن‌ها را افزایش داد.
- همکاری با تأثیرگذاران اجتماعی و محیط‌زیستی برای راه‌اندازی کمپین‌های آگاهی‌بخشی در شبکه‌های اجتماعی؛ این کمپین‌ها می‌توانند شامل چالش‌ها و مسابقات برای صرفه‌جویی در مصرف آب باشند که به جذب توجه عمومی کمک می‌کند.
- ایجاد نشان‌های سبز برای خانوارها و کسب‌وکارها؛ این نشان‌ها می‌توانند به‌صورت عمومی نمایش داده شوند و به ایجاد فشار اجتماعی برای پیوستن به این حرکت کمک کنند.
- با همکاری با رسانه‌های محلی برای پوشش اخبار و داستان‌های موفقیت در زمینه صرفه‌جویی در مصرف آب؛ این داستان‌ها می‌توانند به الهام‌بخشی و تشویق دیگران به پیوستن به این حرکت کمک کنند.

پی‌نوشت‌ها

1. Advertising
2. intentions to save
3. Perceived behavioral control
4. Attitude
5. Social pressure
6. Moral Obligation
7. total variance explained
8. component matrix

منابع

- بارانی، زینب، گرکز، منصور، و معطوفی، علیرضا. (۱۴۰۱). تأثیر فشار اجتماعی و تمایل به پذیرش ریسک بر تصمیمات در ارائه گزارشگری مالی. دانش حسابداری مالی، ۹(۲)، ۱۶۹-۱۹۲. doi: [10.30479/jfak.2022.16427.2938](https://doi.org/10.30479/jfak.2022.16427.2938)
- بازدار، محمد، گودینی، حاتم، طراحی، محمدجواد، زارع، سودابه، یاراحمدی، مرتضی، محمدیان ظفرآبادی، جلال، و احمدی فرد، طیب. (۱۳۹۵). بررسی تأثیر آموزش بر میزان صرفه‌جویی در مصرف آب در شهر خرم‌آباد در سال ۱۳۹۴. مجله مهندسی بهداشت محیط، ۱۴(۹-۱)، <http://dx.doi.org/10.18869/acadpub.jeh.4.1.1>
- جهانفکر، علیرضا، و رجبی‌پور میبیدی، علیرضا. (۱۴۰۴). ارائه مدلی برای قصد خرید سبز با تعدیلگری فشار اجتماعی. مطالعات مدیریت توسعه سبز، ۱۴(۱)، ۲۲۳-۲۴۲. doi: [10.22077/jg-dms.2024.7699.1144](https://doi.org/10.22077/jg-dms.2024.7699.1144)

- ماسوله، احمدرضا. (۱۴۰۰). بررسی اثرات تبلیغات و اجبار به رفتار صرفه‌جویانه بر مصرف آب با توجه به تعاملات اجتماعی مصرف‌کنندگان. *مجله سیاست‌گذاری اقتصادی*، ۱۳(۲۵)، ۳۱۵-۲۸۱. <https://doi.org/10.22034/epj.2021.15687.2156>
- Alsaad, A., Saif-Alyousfi, A. Y., & Elrehail, H. (2021). Religiosity, idealism, and ethical consumption: the mediating effect of perceived customer effectiveness and moral obligation. *Journal of Social Marketing*, 11(1), 25-43. <https://doi.org/10.1108/JSOCM-07-2020-0116>
- Borah, P. S., Dogbe, C. S. K., & Marwa, N. (2024). Generation Z's green purchase behavior: Do green consumer knowledge, consumer social responsibility, green advertising, and green consumer trust matter for sustainable development?. *Business Strategy and the Environment*, 33(5), 4530-4546. <https://doi.org/10.1002/bse.3714>
- Chen, T., & Wang, H. (2022). Consumers' purchase intention of wild freshwater fish in China from the perspective of ecological protection. *British Food Journal*, 124(10), 3308-3322. <https://doi.org/10.1108/BFJ-05-2021-0596>
- Chetioui, Y., Benlafqih, H., & Lebdaoui, H. (2020). How fashion influencers contribute to consumers' purchase intention. *Journal of Fashion Marketing and Management: An International Journal*, 24(3), 361-380. <https://doi.org/10.1108/JFMM-08-2019-0157>
- Dangol, J., & Maharjan, S. (2018). Parental and peer influence on the saving behavior of the youth. *The International Research Journal of Management Science*, 3, 42-63. <https://doi.org/10.3126/irjms.v3i0.28035>
- Fornara, F., Pattitoni, P., Mura, M., & Strazzera, E. (2016). Predicting intention to improve household energy efficiency: The role of value-belief-norm theory, normative and informational influence, and specific attitude. *Journal of environmental psychology*, 45, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2015.11.001>
- Fornell, C., & Larcker, D. F. (1981). Evaluating structural equation models with unobservable variables and measurement error. *Journal of marketing research*, 18(1), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2015.11.001>
- Fu, W., Zhou, Y., Li, L., & Yang, R. (2021). Understanding household electricity-saving behavior: Exploring the effects of perception and cognition factors. *Sustainable Production and Consumption*, 28, 116-128. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.035>
- Gao, L., Wang, S., Li, J., & Li, H. (2017). Application of the extended theory of planned behavior to understand individual's energy saving behavior in workplaces. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 107-113. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.030>
- رضایی، حسن، فلاح قالهری، غلام‌عباس، و باعقیده، محمد. (۱۴۰۰). بررسی نیاز آبی زرشک در ایران با استفاده از مدل Aqua crop فصلنامه جغرافیا (برنامه‌ریزی منطقه‌ای)، ۱۱(۲)، ۹۵-۱۱۰. <https://doi.org/10.22286/462.1400.11.3.6.8>
- خوشنوا، بهداد، فراهانی، محمدنقی، و خانی پور، حمید. (۱۴۰۰). مقایسه اثر روش‌های مداخله‌ای آموزش، بازخورد و القای ریاکاری بر نگرش، قصد و رفتار صرفه‌جویی انرژی الکتریکی. *مجله پژوهش‌های کاربردی روانشناختی*، ۱۲(۲)، ۴۱-۲۳. <https://doi.org/10.22034/epj.2021.15687.2156>
- دهداری، طاهره، و دهداری، لاله. (۱۳۹۶). سازه‌های تئوری رفتار برنامه‌ریزی شده و صرفه‌جویی در مصرف آب. *مجله آب و فاضلاب*، ۲۸(۱۱۲)، ۳۸-۳۰. <https://doi.org/10.22093/wwj.2017.45355.2093>
- نصیری، روح‌الله. (۱۴۰۲). بررسی تاثیر ابزارهای بازاریابی سبز بر روی رفتار مصرف‌کنندگان بین‌المللی. *نشریه مطالعات کاربردی در علوم مدیریت و توسعه*، ۸(۲)، ۵۷-۵۱. <https://doi.org/10.22034/epj.2021.15687.2156>
- شاه منصوری، بیتا، و توکل، فاطمه. (۱۳۹۳). بررسی تاثیر تبلیغات تلویزیونی شرکت آب و فاضلاب استان تهران بر میزان صرفه‌جویی آب در میان شهروندان مناطق شش گانه آبفای تهران. *نشریه مطالعات رسانه‌ای*، ۹(۲۴)، ۵۳-۶۴. <https://sanad.iau.ir/Journal/mediastudies/Article/792023>
- شاهنگیان، سید احمدرضا، تابش، مسعود، یزدان پناه، مسعود، رئوف، محمد امین، و زبیدی، طاهره. (۱۴۰۱). تبیین رفتارهای صرفه‌جویی در مصرف آب به کمک تئوری رفتار برنامه‌ریزی شده توسعه یافته (مطالعه موردی شهر اصفهان). *مجله آب و فاضلاب*، ۳۳(۱۴۰)، ۷۶-۵۸. <https://doi.org/10.22093/wwj.2022.327583.3229>
- شیخ‌علی‌زاده، محبوب، یلیدیز، کادیر، و سلطانی، زهرا. (۱۴۰۲). تاثیر تبلیغ باشگاه‌های ورزشی در شبکه اجتماعی اینستاگرام بر رفتار مشتریان ورزشی. *مجله علوم حرکتی و رفتاری*، ۶(۲)، ۸۹-۹۴. doi: 10.22034/jmbs.2023.184895
- شیرمحمدی، یزدان، و عابدی، فرزانه. (۱۳۹۸). بررسی تاثیر تبلیغات بر تمایلات رفتاری گردشگران در شبکه‌های اجتماعی. *مطالعات توسعه اجتماعی ایران*، ۱۱(۲)، ۱۲۰-۹۹. <https://sanad.iau.ir/Journal/jisds/Article/820300>
- عزیزی، شهریار، و قنبرزاده میاندھی، رضا. (۱۳۹۴). ارزیابی اثربخشی تبلیغات اجتماعی مربوط به صرفه‌جویی در مصرف برق با استفاده از الگوی AIDA. *چشم‌انداز مدیریت بازرگانی*، ۱۴(۲۳)، ۴۷-۲۹. https://jbmp.sbu.ac.ir/article_95342.html
- کاظمیان، غلامرضا، رسولی، افشین و خزایی، محمدمهدی. (۱۳۹۶). جایگاه انرژی‌های نو و تجدیدپذیر در زیست‌پذیرانه کردن شهرها، مطالعه موردی شهر تهران. *فصلنامه پژوهش و برنامه‌ریزی شهری*، ۸(۲۹)، ۱۱۸-۹۹. <https://dori.net/dor/20.1001.1.22285229.1396.8.29.6.0>
- رضائی، مسعود. (۱۴۰۳). عوامل موثر بر رفتار صرفه‌جویی در مصرف انرژی دانشجویان کشاورزی دانشگاه تهران. *نشریه محیط زیست طبیعی*، ۷۷(۱)، ۵۷-۴۳. <https://doi.org/10.22059/jne.2024.367479.2619>
- موسوی، سید فرزاد، صالح نیا، نرگس، سیفی، احمد، و اصغرپور

- Gibson, K. E., Lamm, A. J., Lamm, K. W., & Holt, J. (2023). Integrating the Theory of Planned Behavior and Motivation to Explore Residential Water-Saving Behaviors. *Water*, 15(17), 3034. <https://doi.org/10.3390/w15173034>
- Latip, M. S. A., Newaz, F. T., Latip, S. N. N. A., May, R. Y. Y., & Rahman, A. E. A. (2021). The sustainable purchase intention in a new normal of COVID-19: An empirical study in Malaysia. *The Journal of Asian Finance, Economics and Business*, 8(5), 951-959. <https://doi.org/10.13106/jafeb.2021.vol8.no5.0951>
- Liu, H., Zhao, Y., Li, H., Wang, L., & Wang, Q. (2020). Individual water-saving response based on complex adaptive system theory: Case study of Beijing City, China. *Water*, 12(5), 1478. <https://doi.org/10.3390/w12051478>
- Lv, H., Yang, L., Zhou, J., Zhang, X., Wu, W., Li, Y., & Jiang, D. (2020). Water resource synergy management in response to climate change in China: From the perspective of urban metabolism. *Resources, conservation and recycling*, 163, 105095. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105095>
- Nguyen, T. N., Lobo, A., Nguyen, H. L., Phan, T. T. H., & Cao, T. K. (2016). Determinants influencing conservation behaviour: Perceptions of Vietnamese consumers. *Journal of Consumer Behaviour*, 15(6), 560-570. <https://doi.org/10.1002/cb.1594>
- Nie, H., Vasseur, V., Fan, Y., & Xu, J. (2019). Exploring reasons behind careful-use, energy-saving behaviours in residential sector based on the theory of planned behaviour: Evidence from Changchun, China. *Journal of Cleaner Production*, 230, 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.101>
- Ru, X., Wang, S., & Yan, S. (2018). Exploring the effects of normative factors and perceived behavioral control on individual's energy-saving intention: An empirical study in eastern China. *Resources, Conservation and Recycling*, 134, 91-99. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.001>
- Shahangian, S. A., Tabesh, M., Yazdanpanah, M., Zobeidi, T., & Raoof, M. A. (2022). Promoting the adoption of residential water conservation behaviors as a preventive policy to sustainable urban water management. *Journal of Environmental Management*, 313, 115005. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115005>
- Shi, H., Fan, J., & Zhao, D. (2017). Predicting household PM2.5-reduction behavior in Chinese urban areas: An integrative model of Theory of Planned Behavior and Norm Activation Theory. *Journal of Cleaner Production*, 145, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.169>
- Shrestha, B., Tiwari, S. R., Bajracharya, S. B., Keitsch, M. M., & Rijal, H. B. (2021). Review on the importance of gender perspective in household energy-saving behavior and energy transition for sustainability. *Energies*, 14(22), 7571. <https://doi.org/10.3390/en14227571>
- Si, H., Duan, X., Zhang, W., Su, Y., & Wu, G. (2022). Are you a water saver? Discovering people's water-saving intention by extending the theory of planned behavior. *Journal of Environmental Management*, 311, 114848. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114848>
- Su, H., Zhao, X., Wang, W., Jiang, L., & Xue, B. (2021). What factors affect the water saving behaviors of farmers in the Loess Hilly Region of China?. *Journal of Environmental Management*, 292, 112683. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112683>
- Sun, Y., Li, T., & Wang, S. (2022). "I buy green products for my benefits or yours": Understanding consumers' intention to purchase green products. *Asia Pacific Journal of Marketing and Logistics*, 34(8), 1721-1739. <https://doi.org/10.1108/APJML-04-2021-0244>
- Tajeri Moghadam, M., Raheli, H., Zarifian, S. & Yazdanpanah, M. (2020). The power of the health belief model (HBM) to predict water demand management: a case study of farmers' water conservation in Iran. *Journal of Environmental Management*, 263, 110388. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110388>
- Wang, S., Lin, S., & Li, J. (2018). Exploring the effects of non-cognitive and emotional factors on household electricity saving behavior. *Energy policy*, 115, 171-180. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.01.012>
- Wang, Z., Sun, Y., & Wang, B. (2020). Policy cognition is more effective than step tariff in promoting electricity saving behaviour of residents. *Energy Policy*, 139, 111338. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2020.111338>
- Xu, Q., Hwang, B. G., & Lu, Y. (2021). Exploring the influencing paths of behavior-driven household energy-saving intervention-Household Energy Saving Option (HESO). *Sustainable Cities and Society*, 71, 102951. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102951>
- Yang, L., & Ren, Y. (2020). Moral obligation, public leadership, and collective action for epidemic prevention and control: Evidence from the corona virus disease 2019 (COVID-19) emergency. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(8), 2731. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17082731>

Exploitation of Multi-Reservoir Systems Using the Bat Algorithm

S. Mohammad Hosseini¹, A.P. Saraf^{2*}, B. Aminnejad²

1, 2 - Ph.D. Student and Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Islamic Azad University of Rudehen, Rudehen, Iran.

Corresponding Author Email: amirpouyasarra20@gmail.com

Received 15-10-2024
Revised 29-01-2025
Accepted 11-02-2025
Available Online 12-06-2025

بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی با به کارگیری الگوریتم خفاش

سعید محمد حسینی^۱، امیرپویا صراف^{۲*}، بابک امین‌نژاد^۲

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و استادیار، گروه مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد رودهن، رودهن، ایران.

رایانامه نویسنده مسئول: amirpouyasarra20@gmail.com

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۰۷/۲۴
تاریخ بازنگری ۱۴۰۳/۱۱/۱۰
تاریخ پذیرش ۱۴۰۳/۱۱/۲۳
تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۳/۲۲

Abstract

Optimal management of water resources, especially in multi-reservoir systems, is of great importance due to limited water resources, climate change, increasing demand, and unbalanced distribution of resources. The efficient operation of these systems requires consideration of different and conflicting objectives while maintaining the safety and stability of the reservoirs. The complexity of this problem, especially in large systems with several interconnected reservoirs, necessitates the use of advanced multi-objective optimization methods. This study presents a bat-based multi-objective optimization model for the operation of multi-reservoir systems. The main objectives of the model include: 1) maximizing the supply of water needs in different sectors, 2) minimizing the costs associated with reservoir management, and 3) maintaining environmental balance through control of releases. Constraints such as reservoir capacity, operation rules, and inflow and outflow conditions are considered in the modeling process. The results obtained from the simulations show that the BAT Algorithm can provide a set of optimal solutions from which decision-makers can choose the most appropriate option according to their priorities. Also, a quantitative comparison of the results of the proposed multi-objective Algorithm (BAT) with the results of the NSGA-II Algorithm showed that the average C(BAT, NSGA-II) values from 20 independent comparisons were 79.53%. Therefore, this approach not only increases the efficiency of multi-reservoir systems but also helps in effective decision-making in water resources management and improves the flexibility of the system in the face of variable and critical conditions. Since the objectives above are important in most multi-reservoir systems, the use of this model can be a great help for decision-makers in the exploitation of such systems.

Keywords: Multi-Reservoir System, Drought, Multi-Objective Algorithm, Water Resources

چکیده

مدیریت بهینه منابع آب، به دلیل محدودیت منابع آب، تغییرات اقلیمی، افزایش تقاضا و توزیع نامتوازن منابع، اهمیت بسیاری دارد. بهره‌برداری کارآمد از این سیستم‌ها نیازمند در نظر گرفتن اهداف مختلف و متضاد، در کنار حفظ سطح ایمنی و پایداری مخازن است. پیچیدگی این مسئله، نیاز به استفاده از روش‌های پیشرفته بهینه‌سازی چندهدفه را ضروری می‌سازد. در این پژوهش، یک مدل بهینه‌سازی چندهدفه مبتنی بر خفاش برای بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی ارائه شده است. اهداف اصلی مدل شامل: ۱) حداکثرسازی تامین نیازهای آبی در بخش‌های مختلف، ۲) حداقل‌سازی هزینه‌های مرتبط با مدیریت مخازن و ۳) حفظ تعادل محیط زیستی از طریق کنترل رهاسازی‌ها است. در فرآیند مدل‌سازی، محدودیت‌هایی نظیر ظرفیت مخازن، قوانین بهره‌برداری و شرایط جریان ورودی و خروجی در نظر گرفته شده‌اند. نتایج به‌دست‌آمده از شبیه‌سازی‌ها نشان می‌دهند که الگوریتم خفاش توانایی ارائه مجموعه‌ای از راه‌حل‌های بهینه را دارد که تصمیم‌گیرندگان می‌توانند با توجه به اولویت‌های خود، مناسب‌ترین گزینه را انتخاب کنند. همچنین، مقایسه کمی نتایج حاصل از الگوریتم چندهدفه پیشنهادی (BAT) با نتایج حاصل از الگوریتم NSGA-II نشان داد که میانگین مقادیر C(BAT, NSGA-II) حاصل از ۲۰ مقایسه مستقل از هم، برابر ۷۹/۵۳٪ بوده است. ازاین رو، این رویکرد نه تنها کارایی سیستم‌های چند مخزنی را افزایش می‌دهد، بلکه به تصمیم‌گیری مؤثر در مدیریت منابع آب کمک کرده و در مواجهه با شرایط متغیر و بحرانی، انعطاف‌پذیری سیستم را بهبود می‌بخشد. از آنجایی که اهداف یاد شده در بیشتر سیستم‌های چند مخزنی مهم مطرح می‌باشند، استفاده از این مدل می‌تواند تا حد زیادی راهگشای تصمیم‌گیران در بهره‌برداری از چنین سیستم‌هایی باشد.

کلمات کلیدی: سیستم چند مخزنی، خشکسالی، الگوریتم چندهدفه، منابع آب.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Mohammad Hosseini, S., Saraf, A.P. & Aminnejad, B. (2025). Exploitation of Multi-Reservoir Systems Using the Bat Algorithm. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 160-178. <https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2410-1371>

محدودیت منابع آب، افزایش جمعیت و رشد اقتصاد، روند صنعتی شدن شهرها و متعاقب آن روند روز افزون رشد تقاضا در زمینه‌های مختلف، مجموعه‌ای از عوامل مرتبط به هم را به وجود می‌آورد که مساله بحران آب در آینده‌ای نه چندان دور را در ذهن متبلور می‌سازد (Afshar و Hajiabadi، ۲۰۱۸). از پیامدهای آن می‌توان به اثرات نامطلوب اقتصادی، محیط زیستی و اجتماعی اشاره نمود. در این راستا مدیریت کارا و بهره‌برداری بهینه از امکانات موجود اهمیت ویژه‌ای دارد (Thechamani و همکاران، ۲۰۱۷).

از طرف دیگر پدیده خشکسالی در اثر کمبود نزولات جوی نیز در هر منطقه و با هر نوع آب و هوایی می‌تواند روی دهد و تقریباً در تمامی رژیم‌های اقلیمی به صورت برگشت‌پذیر و طبیعی مطرح است (Tan و همکاران، ۲۰۱۷). فلات ایران زمین به دلیل واقع شدن در مناطق جغرافیایی خشک و نیمه خشک از جنبه‌های مختلف کمی و کیفی منابع آب با محدودیت‌های فراوانی روبه‌رو است. این مهم بهره‌برداری اصولی و بهینه از منابع آب موجود را بیش از پیش ضروری ساخته است (Chou و همکاران، ۲۰۲۰). با پیشرفت علم و استفاده از ابزارهای نوین و کارآمد، روش‌های بهره‌برداری از منابع آب نیز به سرعت در حال توسعه می‌باشند (Shaikh، ۲۰۲۰؛ Moridi و Yazdi، ۲۰۱۷؛ Akbarifard و همکاران، ۲۰۲۱). یکی از ملزومات اساسی بهره‌برداری از سیستم‌های منابع آب، تعیین و تدوین یک سیاست بهره‌برداری کارآمد است که مشتمل بر چندین قانون بهره‌برداری بوده و مجموعاً در هر دوره زمانی مشخص می‌سازد که آب موجود، چگونه و به چه میزان به نقاط مصرف تخصیص داده شود (Ahmadianfar و همکاران، ۲۰۱۷).

در ارتباط با این موضوع مطالعاتی انجام گرفته که هرکدام با ارائه مدل‌هایی با در نظر گرفتن روابط حاکم بر سیستم‌های منابع آب و بهره‌گیری از تکنیک‌های بهینه‌سازی و با به کارگیری سیاست‌های ویژه به دنبال افزایش کارایی برنامه‌ریزی و بهره‌برداری از مخازن هستند. از جمله این مطالعات می‌توان به مطالعه Afshar و Hajiabadi (۲۰۱۸) اشاره نمود که در مطالعه‌ای برای بهینه‌سازی یک سیستم چند مخزنه در تایوان از الگوریتم بهینه‌سازی چند هدفه ژنتیک با مرتب‌سازی نامغلوب (NSGA-II) استفاده کردند. آن‌ها یک مدل شبیه‌سازی بهره‌برداری روزانه را برای تعیین رهاسازی از یک سیستم دو مخزنه در تایوان توسعه دادند. سپس از شاخص کمبود (SI) به عنوان تابع هدف برای هر دو مخزن در طول یک دوره شبیه‌سازی طولانی مدت استفاده کردند. در نهایت نتایج نشان داد الگوریتم NSGA-II می‌تواند

حالات مختلف سیاست‌های بهره‌برداری را برای هر دو مخزن در نظر گرفته و هم‌زمان آن‌ها را بهینه کند. همچنین، Ashrafi و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه خود نشان دادند که در جیره‌بندی گسسته می‌توان جیره‌بندی را در گام‌های جداگانه بر اساس احجام آستانه مخزن اعلام کرد. Yaseen و همکاران (۲۰۱۹) نیز در مطالعه‌ای قاعده جیره‌بندی پیوسته^۱ را به جیره‌بندی گسسته چندگانه^۲ تبدیل نمودند که برای بهره‌برداری در شرایط واقعی و عملی مناسب‌تر است. مدل ریاضی جیره‌بندی گسسته مذکور با کاربرد برنامه‌ریزی اعداد صحیح برای تأمین یک سیستم تک مخزنی به کار رفت. هدف اولیه این مدل کاهش تعداد ماه‌هایی بوده که در آن‌ها جیره‌بندی نیاز بوده است. Moeini و Soghrati (۲۰۲۰) از الگوریتم بهینه‌سازی NSGA-II برای بهینه‌سازی سیاست‌های بهره‌برداری یک سیستم تک مخزنه در ایران استفاده کردند. حداکثرسازی اعتمادپذیری و کمینه کردن آسیب‌پذیری تولید انرژی نیز توابع هدف مورد نظر بودند. همچنین Güvengir و همکاران (۲۰۲۱) ترکیب یک شبکه عصبی و برنامه‌ریزی غیرخطی را برای جیره‌بندی گسسته در یک سیستم منابع آب با هدف تأمین آب شرب به کار بردند. در این حالت شبکه عصبی در نقش یک مدل شبیه‌ساز به کار رفته است. در مطالعه‌ای دیگر، Abdollahi و Ahmadianfar (۲۰۲۱) ضرایب جیره‌بندی را به عنوان داده‌های معلوم در مرحله برنامه‌ریزی تعیین نمودند و تنها به بهینه‌سازی احجام آستانه مخزن برای شروع جیره‌بندی اکتفا نمودند. هر چند مطالعه موردی آن‌ها دارای چند سد مخزنی بود اما در مدل ریاضی به کار رفته، ذخایر این مخازن به صورت یک مخزن یکپارچه فرض شد. Nair و Sasikumar (۲۰۲۱) یک مدل مدیریت منابع آب چند هدفه را توسعه دادند و مدل مورد نظر را برای ارزیابی و ارائه منحنی تجاری اثر کمبود آب بین بخش‌های کشاورزی و مصرف عمومی به کار گرفتند، به این ترتیب منحنی مورد نظر نرخ کمبود قابل قبول بین بخش‌های ذکر شده را نشان داد. در این راستا الگوریتم بهینه‌سازی چند هدفه ژنتیک (MOGA)^۳ را به عنوان الگوریتم بهینه‌ساز برای به دست آوردن منحنی تجاری در نظر گرفتند. Moradifar و همکاران (۲۰۲۴) نیز به منظور بهینه‌سازی عملیات بهره‌برداری از مخزن سد آیدوغموش (استان آذربایجان شرقی، ایران) از الگوریتم شکارچیان دریایی (MPA)^۴ استفاده کردند. همچنین نتایج عملیات مخزن MPA با نتایج به دست آمده با الگوریتم ژنتیک (GA) مقایسه نمودند. مقایسه رهاسازی آب مخزن، کمبود تأمین آب و ذخیره‌سازی مخزن از پنج دوره در دوره‌های پایه و تغییرات آب و هوایی نشان‌دهنده عملکرد بهتر عملیات مخزن محاسبه شده با MPA نسبت به GAS در تأمین

تقاضای آب پایین دست بود.

در این راستا، موضوع این مقاله بهینه‌سازی بهره‌برداری از سیستم‌های چندمخزنی چندمنظوره با بهره‌گیری از قوانین جیره‌بندی فازی و الگوریتم‌های فراکاوشی می‌باشد. در واقع هدف مطالعه حاضر، بهبود روش‌های شبیه‌سازی - بهینه‌سازی با در نظر گرفتن پیش‌بینی جریان در گام‌های زمانی آینده جهت بهبود اثر شدت پدیده خشکسالی است که جهت بهبود عملکرد مخازن، اعمال سیاست بهینه‌سازی با استفاده از الگوریتم خفاش بر روی جیره‌بندی صورت پذیرفت. لذا به منظور تأمین نیازهای مرتبط در پایین دست، اثرات جیره‌بندی در دو حالت بدون اعمال الگوریتم خفاش و با اعمال آن بر رویکرد جیره‌بندی ارزیابی خواهد شد و انتظار می‌رود که ترکیب این دو روش، کارآمدتر از روش جیره‌بندی گسسته به تنهایی بوده و سیاست‌گذاری بهره‌برداری از منابع آب را بهبود بخشد. شایان توجه است در این روند، بهینه‌سازی با استفاده از الگوریتم‌های فراکاوشی انجام و پس از مقایسه نتایج آن‌ها، مدل برتر انتخاب می‌شود.

مواد و روش‌ها

شبیه‌سازی عبارت است از یک روش مدل‌سازی که عموماً برای آزمایش و ارزیابی عملکرد سیستم‌های پیچیده منابع آب استفاده می‌شود. این روش اغلب در مواردی مفید واقع می‌شود که به دلیل محدودیت روش‌های بهینه‌سازی نمی‌توان به‌طور مستقیم یا به تنهایی از آن‌ها استفاده نمود. اگر چه این روش یک فرآیند بهینه‌سازی نیست اما برای گروهی از پارامترهای سیاست‌گذاری و طراحی، این روش ابزاری سریع در ارزیابی عملکرد مورد انتظار سیستم می‌باشد که با استفاده از نرم‌افزارهای رایانه‌ای که برای مسائل خاصی نوشته شده‌اند، قابل پیاده‌سازی و اجرا می‌باشد.

ورودی‌ها، روابط فیزیکی، قیود، قوانین بهره‌برداری و خروجی‌ها اجزای مدل شبیه‌سازی را تشکیل می‌دهند. ورودی‌ها داده‌هایی هستند که به‌طور اساسی مدل را ایجاد می‌کنند. مدل باتوجه به یکسری روابط فیزیکی که به‌صورت ریاضی تعریف شده‌اند، ورودی‌ها را به خروجی‌ها تبدیل می‌کند. به عنوان مثال در شبیه‌سازی مخزن، جریان ورودی به مخزن، نرخ تبخیر و نیاز آب آبیاری از جمله ورودی‌های مدل به شمار می‌روند. روابط فیزیکی و قیود بیان‌کننده روابط بین متغیرهای فیزیکی سیستم مثل رابطه سطح-حجم-ارتفاع مخزن و روابط پیوستگی حجم آب و ... می‌باشند. قوانین بهره‌برداری بیان‌کننده نحوه بهره‌برداری سیستم می‌باشند، مثل سیاست‌های تخلیه مخزن و منحنی

فرمان. خروجی‌ها معیاری از واکنش سیستم هستند که از بهره‌برداری سیستم طبق قوانین معلوم و معین قیود نتیجه می‌شوند. مانند: مقدار تخلیه مخزن برای آبیاری و سایر اهداف بهره‌برداری از مخزن.

ساختارها و مدل‌های بهره‌برداری از مخزن

در این بخش، سیاست استاندارد به‌عنوان یک روش پایه و مبنا برای بهره‌برداری مخازن معرفی شده است.

در ادامه مدل جیره‌بندی به‌عنوان سیاست بهره‌برداری مبتنی بر منحنی فرمان که در این پژوهش اهمیت دارد، به‌صورت کلی و برای ساده‌ترین حالت ممکن معرفی شده‌اند. سپس مدل‌های پیش‌بینی جریان توضیح داده می‌شود و در انتها با تلفیق سیستم‌های خفاش و الگوریتم‌های بهینه‌سازی یک مدل بهره‌برداری کارآمد استخراج می‌شود. بنابراین آنچه در این پژوهش اهمیت دارد توجه به ساختار و مفاهیم روش‌های جدید برای ارائه یک ساختار تلفیقی از آن‌ها با یک تکنیک برتر و متفاوت است.

سیاست بهره‌برداری استاندارد (SOP)

این روش به‌طور استاندارد برای شبیه‌سازی بهره‌برداری مخازن به‌کار می‌رود. اما در شرایط عملی و واقعی استفاده از آن متداول نیست. در این سیاست رها سازی از مخزن فقط بر اساس نیاز هر دوره انجام می‌پذیرد. اگر آب کافی جهت تأمین نیاز موجود باشد، خروجی مخزن به گونه‌ای تنظیم می‌شود که کل نیاز را تأمین نماید. چنانچه برای تأمین نیاز آب کافی در دسترس نباشد، کل ذخیره مخزن رها می‌شود. همچنین اگر آب موجود بیش از اندازه نیاز باشد، مخزن شروع به پر شدن نموده و در صورت لزوم آب مازاد به صورت سرریز خارج می‌شود. نمایش ریاضی این قاعده بهره‌برداری به شرح معادله (۱) است.

$$R_t = \begin{cases} S_t + I_t & \text{if } S_t + I_t \leq D_t \\ D_t & \text{if } D_t \leq S_t + I_t \leq D_t + C \\ S_t + I_t - C & \text{if } S_t + I_t \geq D_t + C \end{cases} \quad (1)$$

که در آن R_t رها سازی مخزن در دوره t ، I_t آبدی ورودی به مخزن در دوره t ، S_t میزان ذخیره مخزن در ابتدای دوره t ، D_t میزان نیاز در دوره t ، C ظرفیت مخزن می‌باشد.

در سیاست بهره‌برداری استاندارد معمولاً فراوانی کمبودها در سیستم منابع آب کمتر بوده و متوسط کمبود دراز مدت در دوره شبیه‌سازی شده حداقل می‌شود. اما بر روی شدت کمبودها کنترلی وجود ندارد. در حقیقت این روش برای مواقعی قابل کاربرد است که آب کافی برای تأمین نیازهای برنامه‌ریزی وجود داشته باشد. اما در مواقع خشکسالی باید تغییراتی در ساختار این سیاست داده شود (Tan و همکاران، ۲۰۱۷).

سیاست بهره‌برداری براساس قاعده جیره‌بندی

در خشکی‌های شدیدتر از خشکی طرح، بیشتر مخازن در رهاسازی دبی مورد اطمینان و مطابق برنامه‌ریزی خود دچار شکست می‌شوند. در چنین وضعیتی، مدیران مسئول سیستم آبیاری و آبرسانی، کمبودهای متناوب اما کوچک را بر کمبودهای منفرد شدید ترجیح می‌دهند. به عنوان مثال اعمال کمبودهای ناچیز تخصیص آب در ماه‌های کشاورزی ممکن است تاثیر چندانی بر عملکرد محصول نگذارد اما در صورت وقوع کمبودهای شدید در یک ماه، به احتمال بسیار زیاد کل محصول از بین خواهد رفت. بنابر دلایل بیان شده، اعمال محدودیت‌های آبیاری و جیره‌بندی برای کاهش موقت سطح نیاز و حفظ ذخیره برای دوره‌های آینده، یک روش معمول است. به این ترتیب در طول دوره‌های مشرف به خشکی حتی اگر نیاز را بتوان از ذخیره فعلی و ورودی جاری به مخزن تامین نمود، پیشنهاد کاهش نیاز مطرح است. چنین کاهش مانع از کمبودهای بزرگ‌تر در دوره‌های بعدی می‌شود. علاوه بر جنبه‌های اجتماعی، از لحاظ اقتصادی نیز پذیرفتن یک سری کمبود کوچک متناوب در بازه زمانی جاری به منظور کاهش مقدار یک کمبود شدید در آینده، مثبت ارزیابی شده است.

برای شروع جیره‌بندی خروجی از مخزن، یک حجم آستانه معرفی می‌شود که این حجم برای کلیه ماه‌هایی با شرایط کم آبی تعریف می‌شود. زمانی که حاصل جمع ذخیره مخزن در ابتدای هر ماه و ورودی به مخزن در آن ماه کمتر از این حجم آستانه باشد، سیاست جیره‌بندی آغاز می‌شود که تابع هدف اصلی مدل مذکور، حداقل کردن میزان خسارات ناشی از کمبود در دوره بهره‌برداری است. باتوجه به تعیین این حجم آستانه دو روش زیرتعریف می‌شود:

۱. استفاده از ذخیره مخزن جهت شروع کاهش نیاز (S) (Type

۲. استفاده از مجموع ذخیره و جریان ورودی مخزن در بازه زمانی جاری (SQ Type)

به این ترتیب همان طور که قبلاً نیز اشاره شد، ایجاد یک قانون موثر و کارا برای کاهش نیاز مصرف آب و لذا کاهش خروجی در طول دوره خشکی و شرایط پیش از آن، دست کم با دو سوال زیر مواجه می‌شود:

۱. از چه زمانی و در چه سطحی از ذخیره و ورودی پیش‌بینی شده، باید جیره‌بندی آغاز شود؟

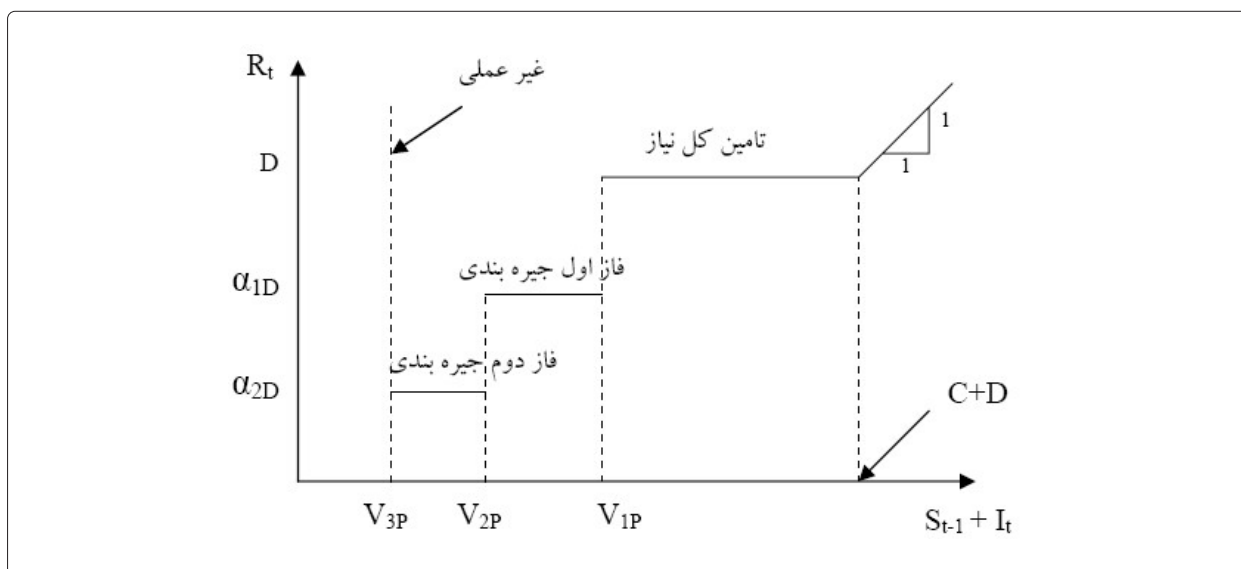
۲. میزان و اندازه کاهش خروجی در طول هر دوره جیره‌بندی چه اندازه باید باشد؟

به منظور پاسخ به سوالات فوق، Shih و ReVelle (۱۹۹۵) مدل برنامه‌ریزی مختلط عدد صحیح و غیرخطی (MINLP) را برای بهره‌برداری از یک مخزن منفرد در دوره خشکسالی ارائه دادند که حل آن منجر به اعمال سیاست‌های جیره‌بندی پیوسته در بهره‌برداری می‌شود. در این حالت، چون اندازه‌گیری خسارات ماهانه در عمل امکان‌پذیر نبوده است از تابع هدف جایگزین که حداقل کردن حداکثر کمبود است، استفاده شده است. در اینجا باتوجه به اینکه سیاست جیره‌بندی پیوسته هدف این مطالعه نیست، از پرداختن به روابط مربوط به آن خودداری شده است (Abdollahi و Ahmadianfar، ۲۰۲۱).

در جیره‌بندی پیوسته باتوجه به اینکه بهره‌برداران یک درجه‌بندی از گزینه‌های آب موجود ندارند، متوجه وضعیت خشکسالی و نزدیک شدن آن به صورت شفاف نخواهند شد. در حالت پیوسته، دو سوال مذکور به صورت هم‌زمان پاسخ داده می‌شوند. اما برای افزایش انعطاف در مدیریت بهره‌برداری مخازن نیاز است که این سوالات به طور مستقل از یکدیگر پاسخ داده شوند. بر این اساس جیره‌بندی گسسته در شرایط بهره‌برداری واقعی مناسب‌تر می‌باشد. در این حالت سوال اول به وسیله رقوم آستانه ماهانه مخازن (منحنی فرمان بهره‌برداری) و سوال دوم به وسیله ضرایب جیره‌بندی پاسخ داده می‌شود (Afshar و Hajiabadi، ۲۰۱۸).

بنابراین Shih و ReVelle (۱۹۹۵) قاعده جیره‌بندی پیوسته را به جیره‌بندی گسسته چندگانه تبدیل نمودند که برای کارهای عملی مناسب‌تر است. مدل ریاضی جیره‌بندی گسسته مذکور با کاربرد برنامه‌ریزی اعداد صحیح (MI) برای تامین یک سیستم تک سدی به کار رفت. هدف اولیه این مدل کاهش تعداد ماه‌هایی است که در آن‌ها جیره‌بندی نیاز بود. بر این اساس در جیره‌بندی گسسته می‌توان جیره‌بندی را در گام‌های جداگانه اعلام کرد، مثلاً می‌توان دو یا چند مرحله برای جیره‌بندی در نظر گرفت و کسر α_1 از نیازها را برای شرایط خشکسالی خفیف و کسر α_2 از نیازها را برای خشکسالی شدید رها سازی نمود ($\alpha_2 < \alpha_1$). باتوجه به شکل (۱) برای یک ماه مشخص مثل p ، هرگاه حجم مخزن بین V_{1p} و مجموع ظرفیت مخزن و نیاز باشد، کل نیاز تامین می‌شود.

اگر حجم مخزن بین V_{1p} تا V_{2p} باشد کسر α_1 از نیازها تامین می‌شود و هرگاه حجم مخزن کمتر از V_{2p} و بیشتر از V_{3p} باشد مخزن وارد مرحله شدیدتری از جیره‌بندی شده و کسر کمتری از نیازها که همان α_2 باشد، تامین می‌شود (Nair و Sasikumar، ۲۰۲۱).



شکل ۱- قاعده بهره‌برداری مخزن با رویه جیره‌بندی گسسته (Sasikumar و Nair، ۲۰۲۱)

روابط به کار رفته در مدل مذکور به شرح زیر است:

$$\text{Max} \left[\sum_{t=1}^T y_{1t} - \omega \sum_{p=1}^{12(V_{1p}+V_{2p}+V_{3p})} (V_{1p} + V_{2p} + V_{3p}) \right] \quad (2)$$

$$y_{1t} \geq \frac{(S_{t-1} + \hat{I}_t) - (V_{1p} - \varepsilon)}{M} \quad (3)$$

$$y_{1t} \leq 1 - \frac{V_{1p} - (S_{t-1} + \hat{I}_t)}{M} \quad (4)$$

$$y_{2t} \geq \frac{(S_{t-1} + \hat{I}_t) - (V_{2p} - \varepsilon)}{M} \quad (5)$$

$$y_{2t} \leq 1 - \frac{V_{2p} - (S_{t-1} + \hat{I}_t)}{M} \quad (6)$$

$$R_t = (1 - \alpha_1) \times D \times y_{1t} + (\alpha_1 - \alpha_2) \times D \times y_{2t} + \alpha_2 \times D \quad (7)$$

$$S_t = S_{t-1} + I_t - R_t - W_t \quad (8)$$

$$S_t \leq C_0 \quad (9)$$

$$S_0 \leq S_T \quad (10)$$

$$U_t \leq \frac{S_t}{C} \quad (11)$$

$$W_t \leq M \times U_t \quad (12)$$

$$V_{1p} \geq (1 + \beta_1) \times V_{2p} \quad (13)$$

$$V_{2p} \geq (1 + \beta_2) \times V_{3p} \quad (14)$$

$$V_{3p} \geq \alpha_2 \times D \quad (15)$$

$$S_{t-1} + \hat{I}_t \geq V_{3p} + \varepsilon \quad (16)$$

$$y_{1t-1} + y_{1t+1} \leq 1 + y_{1t} \quad (17)$$

$$y_{1t} \leq y_{2t+1} \quad (18)$$

$$\sum_{t=1}^N y_{2t} = N - n \quad (19)$$

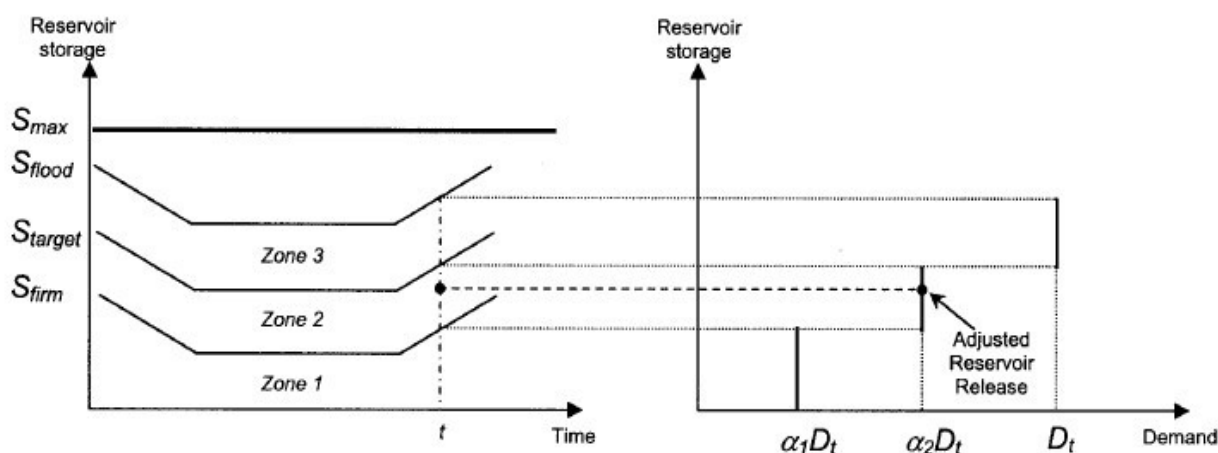
β_2 مقادیر کوچک جدا کننده که $0.5/0$ در نظر گرفته شده‌اند. هدف ثانویه در این مدل حداکثر نمودن تعداد ماه‌هایی است که در آن جیره‌بندی نیاز نمی‌باشد. به‌منظور اجتناب از راه حل تک‌گزینه‌ای، قسمت دوم تابع هدف به‌صورت حداقل نمودن مجموع احجام آستانه، به تابع هدف مذکور اضافه می‌شود. در حالت کلی احجام آستانه کوچک‌تر به مفهوم کاهش فراوانی جیره‌بندی است. از این رو باعث می‌شود که احجام آستانه به حد امکان کوچک شده و یک پارامتر وزنی نیز بر روی این احجام اعمال شود. این پارامتر وزنی به اندازه‌ای کوچک است که از تاثیر بر روی قسمت دیگر تابع هدف، جلوگیری نماید.

با توجه به اینکه در این مدل، ضرایب جیره‌بندی توسط کاربر تعیین می‌شود، هدف نمی‌تواند حداقل نمودن حداکثر کمبود باشد. هدف اصلی در این مدل، کم نمودن تعداد ماه‌های جیره‌بندی است. همچنین کاهش تعداد ماه‌هایی که فاز دوم جیره‌بندی اعمال می‌شود. در این راستا یک منحنی تبادل بین دو هدف مذکور می‌تواند از نکات ویژه و قابل ارائه باشد.

در شکل (۲) که محور افقی بیانگر زمان و دبی مورد نیاز و محور عمودی حجم مخزن را نشان می‌دهد، ملاحظه می‌شود این حجم‌های آستانه برای شروع جیره‌بندی ممکن است در هر ماه یا در هر فصل متفاوت باشند که این منحنی‌ها راهنمایی برای بهره‌برداران و مدیران آب می‌باشند. موقعیت قرارگیری این حجم‌های آستانه در هرماه وابسته به هیدرولوژی جریان ورودی و میزان آب ذخیره شده در اثر کاهش و جیره‌بندی نیازها است.

مفهوم مدل جیره‌بندی بعدها توسط سایر پژوهشگران توسعه یافته و برای سیستم‌های چند مخزنه و پیچیده‌تر با کاربرد برخی از فرضیات ساده کننده به‌کار رفته است.

که در آن y_{it} برابر یک است اگر محدودیتی برای تامین کل نیاز در دوره t موجود نباشد، در غیر این‌صورت برابر صفر خواهد بود و جز پارامترهای نامعلوم است. y_{2t} برابر یک است اگر در فاز اول جیره‌بندی یا در محدوده تامین کل نیاز باشیم در غیر این صورت برابر با صفر است و پارامتری نامعلوم است. عدد کوچکی است که وزن را می‌دهد و معلوم، S_t حجم مخزن در انتهای دوره t و نامعلوم، R_t خروجی مخزن در دوره t و نامعلوم، V_{IP} مقدار مجموع ذخیره و ورودی آستانه بالا برای شروع جیره‌بندی در ماه p (براساس شکل ۱) و نامعلوم، V_{2p} مقدار مجموع ذخیره و ورودی آستانه بالا برای شروع فاز دوم جیره‌بندی در ماه p (براساس شکل ۱) و نامعلوم، V_{3p} پایین‌ترین حد مجموع ذخیره و ورودی در ماه p (براساس شکل ۱) و معلوم، p عضو $\{1, 2, 3, \dots, 12\}$ براساس موقعیت هر ماه از سال در دوره آماری $\left[1 - \frac{1}{12}(t-1)\right]$ ، $p = t$ عبارت است از ماه در افق زمانی، I_t عبارت است از آبدهی ورودی در ابتدای دوره t و معلوم، $\hat{I}_t$ عبارت است از آبدهی ورودی در دوره t و معلوم، C ظرفیت مخزن و معلوم، W_t سرریز در دوره t و نامعلوم، D نیاز که در طول سال یکسان فرض شده و معلوم، U_t برابر با یک است اگر حجم مخزن در انتهای دوره t برابر با ظرفیت مخزن باشد و در غیر این‌صورت صفر است و پارامتری نامعلوم است، M یک عدد بزرگ و ε یک عدد کوچک است که هر دو جز داده‌های ورودی هستند، α_1 عبارت است از درصد تامین نیازها در فاز اول جیره‌بندی و به‌عنوان پارامتر معلوم وارد می‌شود، α_2 عبارت است از درصد تامین نیازها در فاز دوم جیره‌بندی و به‌عنوان پارامتر معلوم وارد می‌شود، N تعداد کل دوره‌های بهره‌برداری و معلوم، n تعداد کل دوره‌های مجاز برای فاز دوم جیره‌بندی و به‌صورت متغیر وارد می‌شود، β_1 و

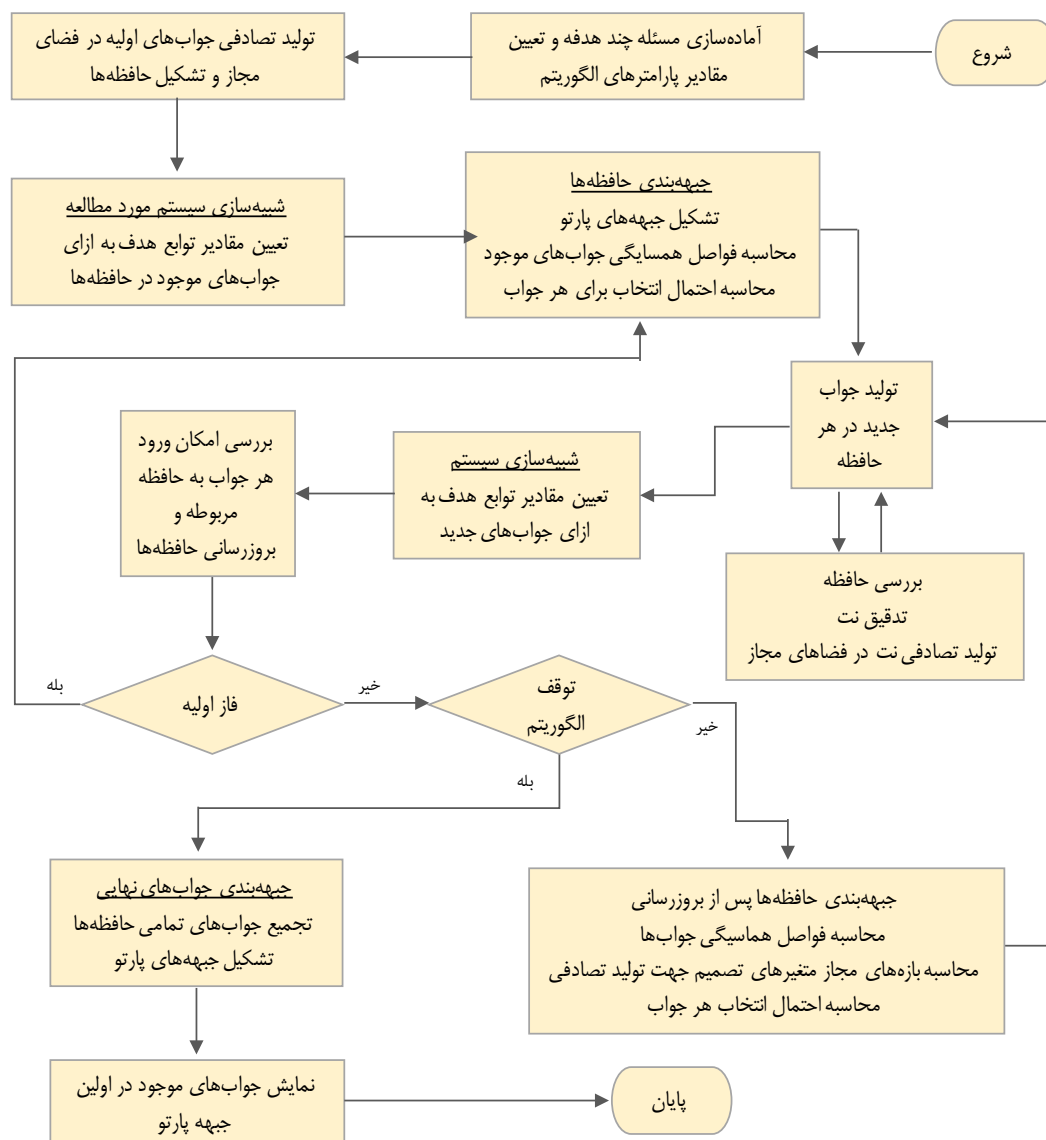


شکل ۲- منحنی فرمان بهره‌برداری مخزن با رویه جیره‌بندی گسسته (Sasikumar و Nair, ۲۰۲۱)

و ۳) برنامه‌ریزی پویا^۸.

در روش‌های کلاسیک یکی از روش‌های متداول برای بهینه‌سازی اهداف مختلف روش وزن‌دهی بود که یکی از معایب اساسی این روش هم‌زمان بهینه نشدن اهداف مختلف می‌باشد. اخیراً برای رفع این مشکل الگوریتم‌های فراکاوشی مورد توجه قرار گرفته‌اند. الگوریتم‌های فراکاوشی مجموعه‌ای از جواب‌ها را ارائه می‌دهند که به آن‌ها جبهه جواب‌های نامغلوب گفته می‌شود، این مجموعه جواب به تصمیم‌گیرندگان اجازه می‌دهد انعطاف بیشتری در انتخاب جواب متناسب با وضعیت مورد نظرشان داشته باشند.

بسیاری از مسائل بهینه‌سازی در زمینه مدیریت منابع آب شامل چند هدف هستند که باهم در حال رقابت می‌باشند. برای حل اینگونه مسائل دو راه‌حل وجود دارد، (۱) روش‌های بهینه‌سازی کلاسیک (۲) روش‌های بهینه‌سازی فراکاوشی. بعضی از روش‌های کلاسیک عبارتند از: (۱) برنامه‌ریزی خطی^۶، (۲) برنامه‌ریزی غیرخطی^۷



شکل ۳- فلوجارت الگوریتم چندهدفه پیشنهادی

سد و مخزن دز یکی از بزرگ‌ترین و مهم‌ترین پروژه‌های آبی ایران است که بر روی رودخانه دز در استان خوزستان ساخته شده است. این سد به دلیل موقعیت جغرافیایی و اهداف متنوع بهره‌برداری، اهمیت زیادی در مدیریت منابع آب منطقه دارد. در ادامه ویژگی‌های اصلی این مخزن ذکر شده است:

- **ارتفاع سد:** ۲۰۳ متر که آن را به یکی از بلندترین سدهای بتنی در ایران و خاورمیانه تبدیل کرده است.
- **ظرفیت مخزن:** حدود ۳/۳۴ میلیارد مترمکعب که ظرفیت قابل توجهی برای ذخیره‌سازی آب فراهم می‌کند.
- **مساحت مخزن:** مساحت سطحی مخزن در تراز حداکثر حدود ۶۳ کیلومتر مربع است.
- **نوع سد:** بتنی قوسی که طراحی آن باعث افزایش پایداری و مقاومت در برابر فشار آب می‌شود.

نتایج و بحث

برای مدل‌سازی دودهنه سیستم تک مخزنی دز، یک مدل بلندمدت ۴۲ ساله با اهداف تأمین نیاز و تولید انرژی گسترش یافته و جهت برآورد کارایی الگوریتم، نتایج حاصل از آن با نتایج یک مدل بهینه‌سازی دودهنه بر مبنای روش خفاش مقایسه شده است. مقادیر بهینه پارامترهای هر دو الگوریتم با استفاده از تحلیل حساسیت در اجراهای متعدد تعیین شده است. در این مدل‌سازی متغیرهای تصمیم پارامترهای منحنی فرمان مخزن و حجم ذخیره مخزن در شروع محاسبات می‌باشند.

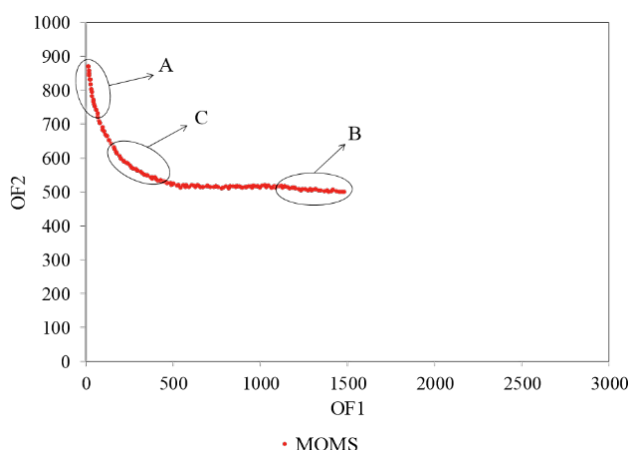
پس از آن که الگوریتم خفاش در سیستم تک مخزنی عملکرد بسیار خوبی را از خود نشان داد، برای برآورد بهتر توانایی‌های الگوریتم، عملکرد آن در بهینه‌سازی یک سیستم سه مخزنی نسبتاً پیچیده برای یک دوره بلند مدت ۴۷ ساله بررسی شد. مسئله مورد بررسی یک مسئله دو هدفه برای بهینه‌سازی بهره‌برداری از سیستم سه مخزنی زهره با اهداف تولید انرژی و تأمین نیاز آبی مناطق کشاورزی زهره بوده است. در بخش حاضر دو نیروگاه تولید انرژی برقابی واقع در پایین دست مخازن چم شیر و زهره نیز به این سیستم افزوده شد. ظرفیت نصب این نیروگاه‌ها به ترتیب برابر ۳۷۵ مگاوات برای نیروگاه چم شیر و ۴۰۰ مگاوات برای نیروگاه زهره می‌باشد.

لازم به ذکر است در این مدل‌سازی، تأمین حداقل‌های محیط زیستی در بازه‌های مختلف رودخانه به صورت قید

و تولید انرژی و تأمین نیاز به صورت اهداف اصلی مسئله مدل شدند.

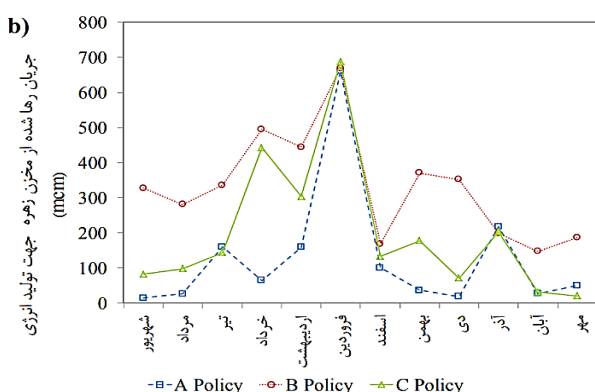
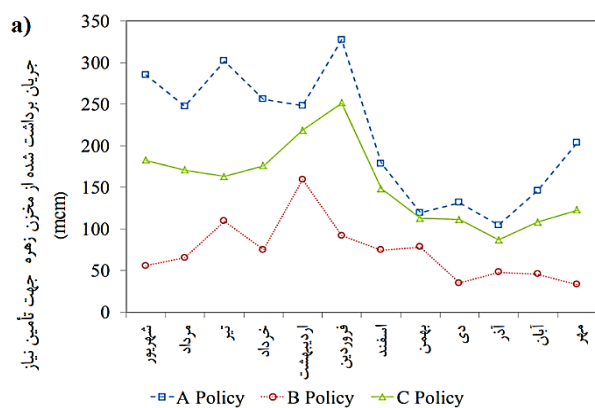
پس از حل یک مسئله چند هدفه و تعیین منحنی تبادل اهداف نکته مهم چگونگی استفاده از نتایج حاصل است. در شکل (۴) هر یک از نقاط موجود بر روی منحنی تبادل اهداف که محور افقی نشان دهنده تولید انرژی برقابی (OF_1) و محور عمود تأمین نیاز آبی (OF_2) می‌باشند، نشان‌دهنده یک سیاست خاص بهره‌برداری است.

شکل (۴) سه دسته سیاست مختلف قابل استحصال از منحنی تبادل مسئله مورد نظر را نمایش می‌دهد. چنانچه هدف اصلی تصمیم‌گیران سیستم، تأمین نیازهای کشاورزی باشد باید از نقاط نشان داده شده در ناحیه A شکل (۴) برای مدیریت سیستم استفاده نمایند. چنانچه هدف اصلی تولید انرژی برقابی باشد بهره بردن از سیاست‌های نشان داده شده در ناحیه B، برای مدیریت سیستم مناسب می‌باشد. چنانچه هر دو هدف اولویت تقریباً یکسانی داشته باشند، بهترین سیاست بهره‌برداری، یکی از سیاست‌های واقع در ناحیه C منحنی تبادل می‌باشد.



شکل ۴- سیاست‌های مختلف بهره‌برداری از سیستم

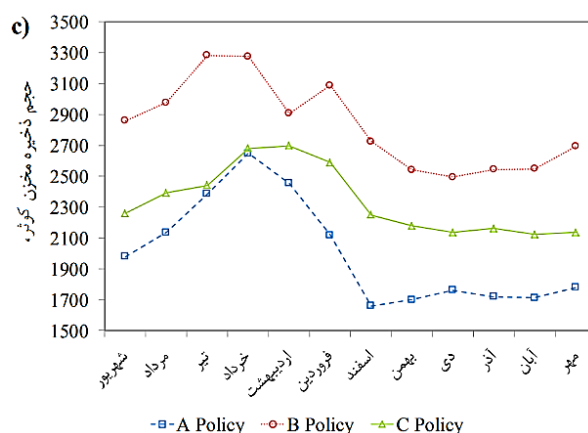
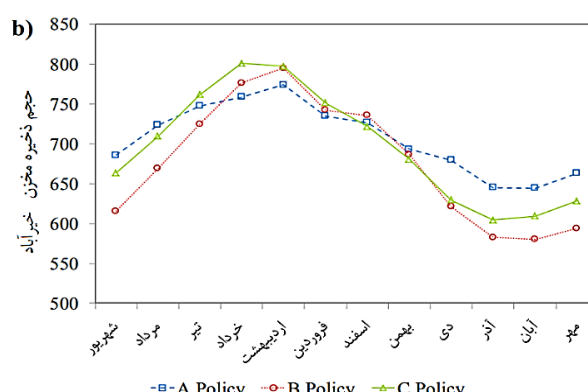
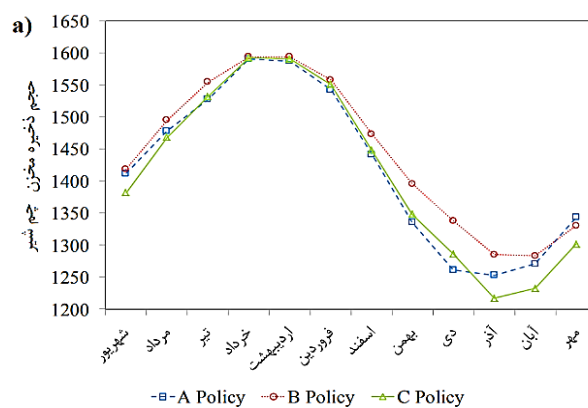
شکل (۵) میانگین ماهانه احجام ذخیره مخازن در کل دوره را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود تفاوت میانگین احجام ذخیره ماهانه مخزن زهره حاصل از اعمال سیاست‌های مختلف بسیار محسوس است. این امر دو علت عمده می‌تواند داشته باشد. اول اینکه، ظرفیت فعال مخازن دیگر در مقابل ظرفیت فعال مخزن زهره کوچک‌تر هستند و دوم اینکه، جریان‌های قابل دسترس در محل محور زهره بسیار بیشتر از جریان‌های ورودی به مخازن بالادست است.



شکل ۶- میانگین ماهانه جریان‌های برداشت شده از مخزن زهره جهت تأمین نیاز و تولید انرژی (میلیون متر مکعب)

شرح اصلاحات الگوریتم خفاش جهت افزایش کارایی در بهینه‌سازی سه هدفه

در اصلاحات جدید صورت گرفته بر الگوریتم چند هدفه، به‌جای استفاده از روش تابع جریمه، که مستلزم تعیین مقادیر پارامتر جریمه^۹ است، از روشی مشابه روش پیشنهادی Rozos (۲۰۱۹) استفاده شده است. در این روش که به‌عنوان روش تسلط مقید^{۱۰} شناخته شده است، در هنگام تشخیص تسلط یک جواب بر جواب دیگر مقادیر تخطی از قیود نیز نقش داشته و در نظر گرفته می‌شوند. با توجه به ساختار مسئله مورد نظر در این پژوهش استفاده از این روش با اندکی تغییرات جزئی بر کارایی الگوریتم و سرعت حذف جواب‌های غیرموجه از حافظه‌ها می‌افزاید. در مدل پیشنهادی برتری جواب‌ها بر یکدیگر به ترتیب بر اساس معیارهای درجه تخطی از قیود سیستم، موجه بودن جواب‌ها، تسلط بر حسب مقادیر توابع هدف و مقدار فاصله همسایگی جواب‌ها مشخص می‌شود.



شکل ۵- میانگین ماهانه بلندمدت احجام ذخیره مخازن سیستم (میلیون متر مکعب)

شکل (۶) مقدار میانگین ماهانه جریان‌های برداشت شده از مخزن زهره جهت تأمین نیاز و تولید انرژی را حاصل از اعمال سیاست‌های سه‌گانه بیان شده نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود که بیشترین مقادیر جریان برداشت شده برای تأمین نیاز در هنگام اعمال سیاست A صورت گرفته است و در ماه‌هایی از سال که مقادیر نیاز بیشتر است اختلاف میان عملکرد سیاست‌های مختلف در تأمین نیازها، ملموس‌تر می‌باشد.

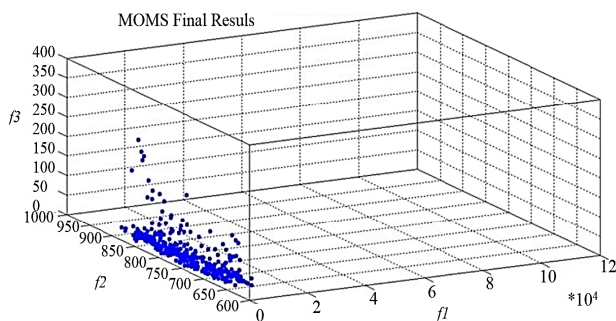
مسئله بهینه‌سازی سه هدفه

مسئله پیشرو همان مسئله مطرح شده در بخش دو هدفه به علاوه بحث کنترل سیلاب می‌باشد. در نتیجه می‌توان تأمین نیازهای کشاورزی، تولید انرژی برقی و کنترل سیلاب را به عنوان اهداف سیستم مورد نظر برشمرد. تأمین حداقل‌های محیط زیستی در بازه‌های مختلف رودخانه به صورت قید مدل شده‌اند.

در این رویکرد خاص، که در این مقاله به عنوان اولین رویکرد مدل‌سازی سه هدفه مطرح می‌شود، تابع هدف مربوط به کنترل سیلاب به صورت مجموع مربعات نسبی تفاوت احجام ذخیره مخازن با مقادیر مطلوب آن‌ها در گام‌های زمانی ماهانه تعریف شده است. متغیرهای تصمیم مسئله، پارامترهای منحنی‌های فرمان بهره‌برداری از سیستم می‌باشند.

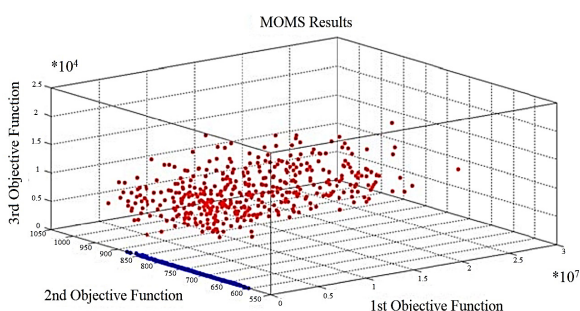
برای بررسی دقت و کارایی الگوریتم بهینه‌سازی اصلاح شده ابتدا سیستم سه‌مخزنی مورد نظر را با الگوریتم پیشنهادی بهینه کرده و نتایج حاصل با نتایج حاصل از الگوریتم بهینه‌سازی خفاش مقایسه می‌شود.

دو هدف اصلی برای تمامی الگوریتم‌های خفاشی فراکاوشی می‌توان نام برد، الف) کشف جواب‌های بهینه پارتو یا نزدیک به آن ب) پیدا کردن جواب‌هایی با تنوع و گوناگونی مناسب. یک الگوریتم بهینه‌یابی خفاش را الگوریتم خوبی گویند اگر هر دو هدف ذکر شده را برآورده سازد. اگر بتوان معیاری پیدا نمود که به وسیله آن میزان نزدیک بودن جواب‌های نهایی را به جواب‌های پارتو به دست آید و همچنین معیار دیگری که به وسیله آن میزان توزیع جواب‌ها تشخیص داده شود، آنگاه می‌توان عملکرد دو الگوریتم را از نظر برتر بودن یکی نسبت به دیگری سنجید. در نتیجه به دو معیار عملکرد برای ارزیابی مناسب الگوریتم‌های بهینه‌یابی چند هدفه نیاز است. باتوجه به اینکه مسئله مورد بررسی یک مسئله مقید است و در چنین مسائلی اعمال قیود مسئله جزء چالش‌های اصلی عملکرد الگوریتم می‌باشد، می‌توان از قابلیت الگوریتم در یافتن جواب‌های موجه مسئله به عنوان یک معیار پراهمیت بهره جست. لذا جهت مقایسه نتایج الگوریتم NSGA-II و خفاش پس از انجام تحلیل حساسیت نسبت به پارامترها و با استفاده از پیشنهادات مراجع اصلی با جمعیتی برابر با ۵۰۰ کروموزوم، نسبت ترکیب ۰/۸۸ و احتمال جهش ۰/۱ با ۵۰۰۰ تکرار در نظر گرفته شده است. شکل (۷) نتایج نهایی حاصل از مدل پیشنهادی پس از ۳۱۲۵۰۰ تکرار و یا ۲۵۰۰۰۰ تولید پژواک جدید را در فضای سه بعدی اهداف نشان می‌دهد.



شکل ۷- نتایج نهایی حاصل از مدل سه هدفه در فضای سه بعدی اهداف

جواب‌های اولیه مدل که به صورت کاملاً تصادفی در فضای اهداف مسئله پخش شده‌اند، نه تنها بهینه نیستند بلکه در فضای غیرموجه مسئله قرار گرفته‌اند. با پیشروی فرآیند حل به تدریج جواب‌های غیر موجه حذف شده و الگوریتم با حفظ جواب‌های موجه به سمت تولید جواب‌های بهینه پیش می‌رود و در نهایت جواب‌هایی که تشکیل دهنده جبهه پارتوی مسئله هستند، حاصل می‌شوند. در شکل (۸) نتایج حاصل از الگوریتم پیشنهادی و جواب‌های اولیه کاملاً تصادفی در کنار یکدیگر برای بررسی چگونگی پیشرفت الگوریتم ارائه شده‌اند.



شکل ۸- جواب‌های اولیه تصادفی در کنار جواب‌های نهایی حاصل از مدل در فضای سه بعدی اهداف

در شکل (۸) مشاهده می‌شود که نتایج نهایی (نقاط آبی رنگ) در یک قسمت بسیار کوچک از کل فضای سه بعدی اهداف واقع شده و گستردگی آن‌ها به مراتب کمتر از جواب‌های اولیه تصادفی (نقاط قرمز رنگ) می‌باشد.

در شکل (۹) نتایج نهایی حاصل از الگوریتم سه هدفه پیشنهادی در مقایسه با نتایج نهایی حاصل از الگوریتم NSGA-II نمایش داده شده است. این مقایسه در تعداد برآوردهای یکسان صورت گرفته است. همانگونه که مشاهده می‌شود الگوریتم BAT به جواب‌های بسیار بهتری دست یافته است. در حقیقت جواب‌های حاصل از NSGA-II در این تعداد برآورد تابع هدف هنوز نتوانسته‌اند به یک جبهه پارتوی کاملاً یکنواخت برسند.

بررسی نقش مخازن در عملکرد سیستمی

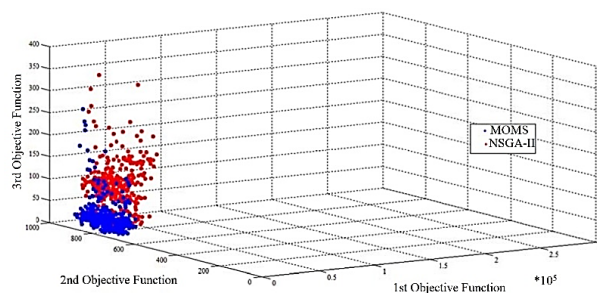
در این بخش تا حدودی به بررسی منحنی‌های تبادل به‌دست آمده برای اهداف تولید انرژی و تأمین نیاز (به ترتیب محور عمودی و محور افقی در شکل ۱۰) در حالات مختلف پرداخته شده و تأثیر مقادیر مختلف احجام در نظر گرفته شده برای کنترل سیلاب در مخازن مختلف سیستم بر برآورده نمودن اهداف دیگر مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته است. از میان کلیه حالات مختلف مدل شده در این تحقیق نتایج ۴۸ حالت جهت بررسی تأثیر مقادیر مختلف احجام کنترل سیلاب بر چگونگی عملکرد سیستم ارائه شده است که در ادامه به شرح مشخصات هر حالت خاص و نتایج حاصل از آن پرداخته شده است.

شکل (۱۰) تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب مخزن سد چندمخزنی زهره را در قالب ۴ دسته نمودار مختلف نشان می‌دهد. در هر نمودار حجم کنترل سیلاب در سایر مخازن ثابت فرض شده و برای مخزن سد زهره، سه مقدار مختلف به‌عنوان تراز حداکثر ذخیره در ماه‌های سیلابی که در واقع تعیین کننده حجم قابل استفاده جهت کنترل سیلاب می‌باشند، فرض شده است. نمودارهای ارائه شده در هر حالت، منحنی‌های تبادل اهداف تولید انرژی و تأمین نیاز به‌دست آمده توسط مدل پیشنهادی می‌باشند.

شکل (۱۰-ا)، حالتی را نشان می‌دهد که در آن مخازن چم‌شیر و کوثر بیشترین حجم کنترل سیلاب را دارند و کمترین حجم فعال، در میان حالات مورد بررسی می‌باشند. در چنین حالاتی نقش ظرفیت فعال مخزن سد زهره در برآورده نمودن اهداف دیگر به‌خصوص تأمین انرژی بسیار پر اهمیت‌تر خواهد بود. همان‌طور که در این نمودار مشخص است با افزایش تراز کنترل سیلاب (کاهش حجم کنترل سیلاب) این مخزن، کل سیستم قادر به تولید انرژی و تأمین نیاز بیشتری می‌باشد.

شکل (۱۰-ب)، تبادل اهداف را در حالتی نشان می‌دهد که در آن نسبت به حالت قبل مقادیر حجم فعال مخازن چم‌شیر و کوثر که مخازن بزرگ‌تری می‌باشند، افزایش یافته است. این تغییر منجر به کم شدن تأثیر ظرفیت ذخیره فعال مخزن سد زهره بر عملکرد کلی سیستم به میزان قابل ملاحظه‌ای شده است. در نتیجه، منحنی‌های تبادل به‌دست آمده نسبت به تغییر حجم کنترل سیلاب در مخزن سد زهره روند افزایشی یا کاهشی خاصی را دنبال نمی‌کنند.

شکل (۱۰-ج)، نیز نشان‌دهنده شرایط مشابهی می‌باشد. در این حالت، مخازن چم‌شیر و خیرآباد بیشترین ظرفیت ذخیره فعال خود را دارند که همین موضوع از نسبت تأثیر عملکرد مخزن سد زهره بر عملکرد کلی سیستم می‌کاهد.



شکل ۹- نتایج نهایی حاصل از مدل BAT و الگوریتم NSGA-II در فضای سه بعدی اهداف

در انتها، جهت مقایسه کمی نتایج حاصل از الگوریتم چند هدفه پیشنهادی (BAT) با نتایج حاصل از الگوریتم NSGA-II از معیار پوشش مجموعه استفاده شده است. از آنجا که هر دو الگوریتم مورد نظر بر اساس جستجوی تصادفی عمل می‌نمایند، نتایج ۲۰ اجرای مستقل هر یک از آن‌ها به‌صورت دو به دو با یکدیگر مقایسه شده و معیار پوشش مجموعه برای نتایج نهایی حاصل محاسبه شده است. خلاصه این نتایج در جدول (۱) ارائه شد.

جدول ۱- نتایج برآورد معیار پوشش مجموعه برای مدل سه هدفه-سه مخزنی کرخه

	Min	Mean	Max
C (BAT, NSGA-II)	% ۵۶/۳۷	% ۷۹/۵۳	% ۹۰/۸۶
C (NSGA-II, BAT)	% ۰	% ۳۶/۷۲	% ۶۰/۹۴

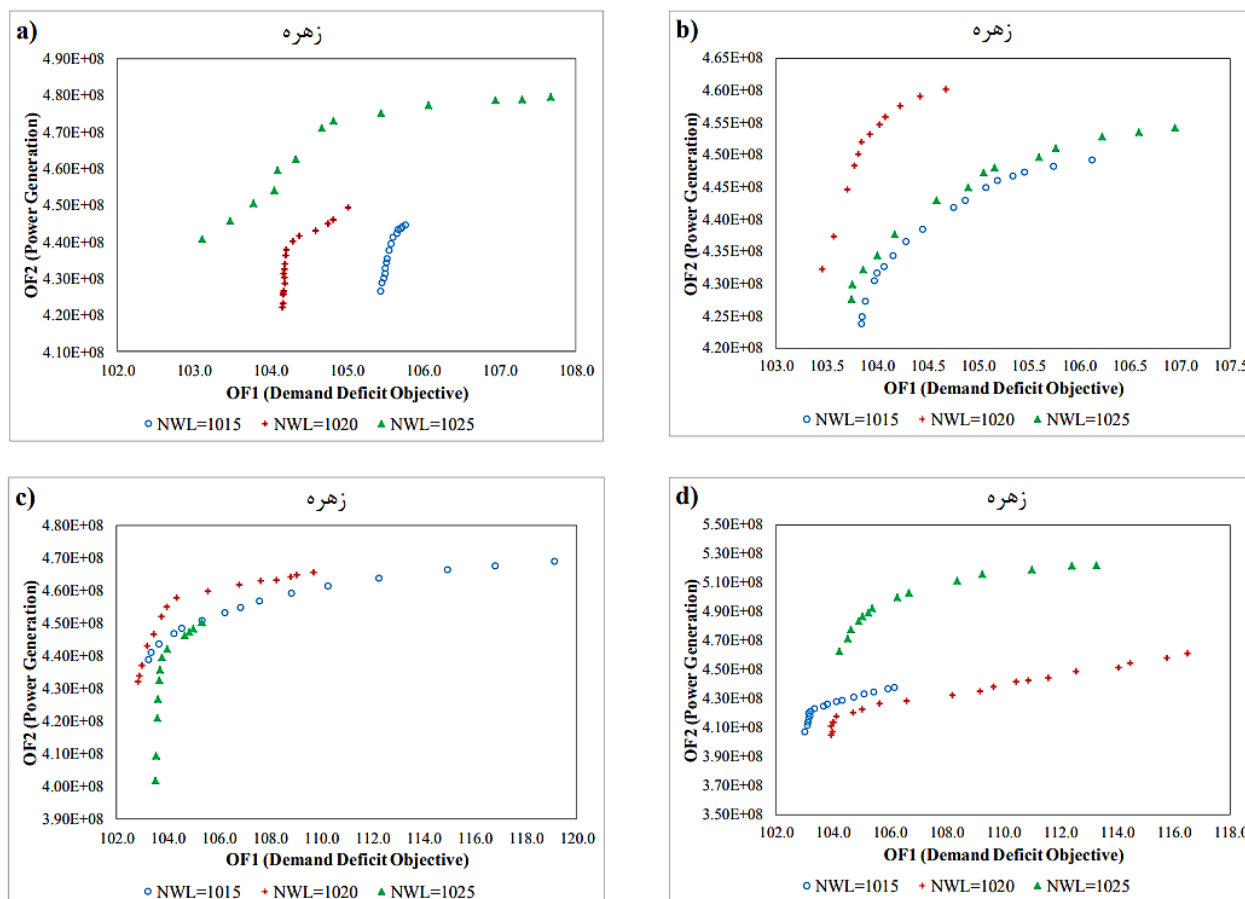
در این نتایج مشاهده می‌شود که میانگین مقادیر C(BAT, NSGA-II) حاصل از ۲۰ مقایسه مستقل از هم، برابر % ۷۹/۵۳ بوده است. این به آن معنی است که به‌طور میانگین بیش از ۷۹٪ از جواب‌های نهایی حاصل از الگوریتم NSGA-II توسط جواب‌های نهایی حاصل از الگوریتم BAT در اجراهای متناظر غلبه ضعیف شده‌اند. این معیار در بهترین حالت عملکرد NSGA-II حدود % ۵۶ می‌باشد. همچنین کمترین مقدار C(NSGA-II, BAT) برابر صفر است و این به آن معنی است که در میان اجراهای صورت گرفته حداقل یک بار هیچ‌یک از جواب‌های نهایی مدل BAT توسط جواب‌های نهایی NSGA-II غلبه ضعیف نشدند.

همان‌گونه که مشخص است بزرگ‌ترین مشکل مفهومی این رویکرد در برخورد با مسئله کنترل سیلاب، چگونگی مدل‌سازی آن است. جهت بهینه‌سازی هرچه دقیق‌تر بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی با در نظر گرفتن مسئله کنترل سیلاب و دستیابی به یک مدل کاربردی، رویکردی جدید در این پژوهش ارائه شده که منجر به بررسی سه هدفه بهره‌برداری از سیستم‌های چندمخزنی با در نظر گرفتن اهداف موردنظر به نحوی مطلوب شده است.

که منجر به تولید بیشترین مقدار انرژی در کل سیستم شده است.

مقادیر حداکثر دبی سیلاب خروجی از کل سیستم برای هر یک از حالات ارائه شده در شکل (۱۰)، در جدول (۲) آورده شده است. از میان حالات بررسی شده در این قسمت، کمترین پیک سیلاب خروجی از سیستم برابر ۷۳۷۹ مترمکعب بر ثانیه بوده و هنگامی رخ می‌دهد که تراز کنترل سیلاب در مخزن سد زهره برابر ۱۰۱۵ متر از سطح دریا باشد.

شکل (۱۰-d)، نشان‌دهنده منحنی‌های تبادل اهداف در حالتی است که در آن، مخازن چم‌شیر، خیرآباد و کوثر بیشترین ظرفیت ذخیره فعال خود می‌باشند را دارند. در این حالت اثرگذاری نسبی مخزن سد زهره بر عملکرد کلی سیستم کمترین مقدار خود را دارد و به‌همین دلیل روند تغییرات مشخصی در منحنی‌های تبادل دیده نمی‌شود. اما باید دقت داشت شرایطی که تراز کنترل سیلاب این مخزن برابر با بیشترین مقدار خود باشد، دقیقاً همان حالتی است



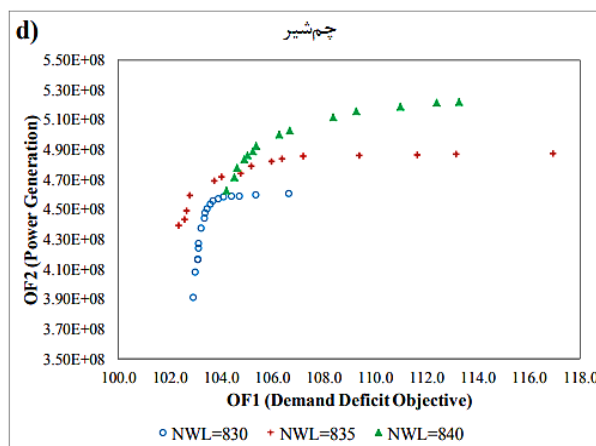
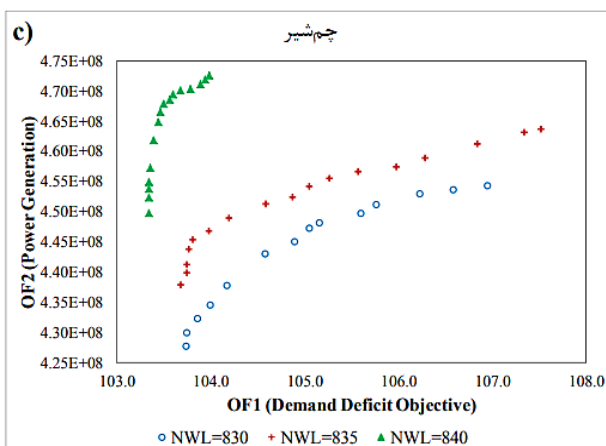
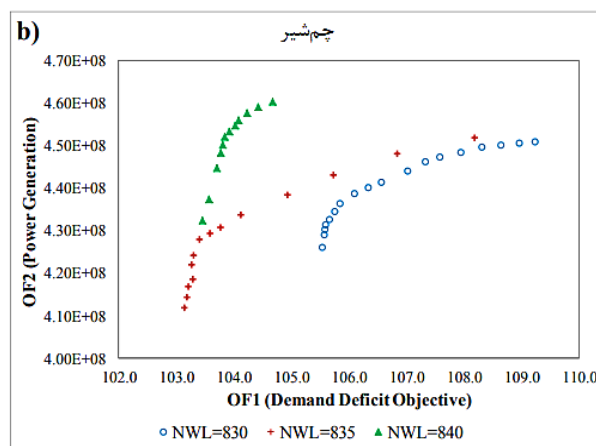
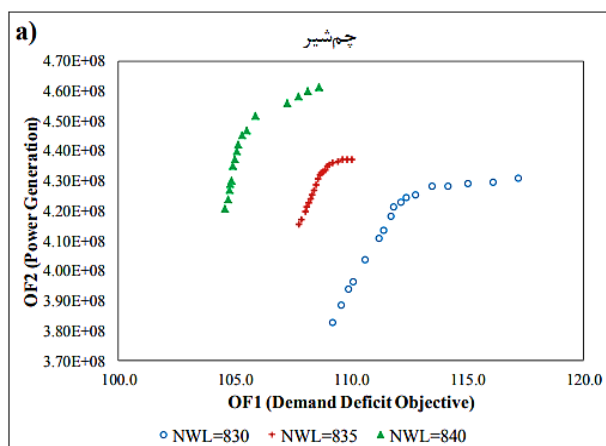
شکل ۱۰- تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب در مخزن سد زهره بر عملکرد کلی سیستم در برآورده نمودن اهداف دیگر

جدول ۲- پیک سیلاب خروجی از سیستم به ازای ترازهای مختلف کنترل سیلاب در مخزن سد زهره (cms) برای سیلاب با دوره بازگشت ۱۰۰۰۰ ساله (مترمکعب بر ثانیه)

حالات مختلف حجم کنترل سیلاب				تراز کنترل سیلاب (NWL) در مخزن سد زهره
a	b	c	d	
۷۳۷۹	۷۶۳۲	۸۴۵۷	۱۰۵۸۱	۱۰۱۵
۷۸۵۷	۸۴۰۵	۸۵۵۹	۱۰۶۶۶	۱۰۲۰
۷۹۲۸	۸۴۹۴	۸۶۵۴	۱۰۷۷۸	۱۰۲۵

اول (شکل ۱۱-ا) کاسته شده و تأثیر ظرفیت مخزن چم شیر بر تولید انرژی کلی سیستم بیش تر شده است. می توان مشاهده کرد که در این حالت با تغییر ظرفیت فعال مخزن چم شیر تغییر چندانی در تأمین نیاز کلی سیستم ایجاد نمی شود، اما مقادیر تولید انرژی دچار تغییرات قابل توجهی می شوند. شکل (۱۱-د) حالتی را نشان می دهد که در آن مخازن سد زهره، خیرآباد و کوثر بیشترین ظرفیت ذخیره فعال خود را دارند. در نتیجه تأثیر ظرفیت چم شیر بر عملکرد کلی سیستم به حداقل خود رسیده است. در این حالت نیز مشاهده می شود که ظرفیت این مخزن تأثیر قابل ملاحظه ای را بر تولید انرژی در کل سیستم داشته و می توان با کاهش حجم کنترل سیلاب در این مخزن توان تولید انرژی را در کل سیستم افزایش داد. مقادیر حداکثر دبی سیلاب های خروجی از مخزن چم شیر به عنوان خروجی های سیستم برای هر یک از حالات ارائه شده در شکل (۱۱)، در جدول (۳) آورده شده اند. از میان حالات بررسی شده در این قسمت، کمترین پیک سیلاب خروجی برابر ۷۲۰۱ مترمکعب بر ثانیه بوده و هنگامی رخ می دهد که تراز کنترل سیلاب در مخزن چم شیر برابر ۸۳۰ متر از سطح دریا باشد.

شکل (۱۱) نشان دهنده چگونگی تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب مخزن چم شیر بر عملکرد کلی سیستم می باشند. شکل (۱۱-ا) تبادل اهداف را در حالتی نشان می دهد که در آن مخازن سد زهره، چم شیر و کوثر کمترین ظرفیت ذخیره فعال را دارند. در نتیجه مقدار ظرفیت فعال مخزن چم شیر بیشترین تأثیر را بر تولید انرژی کلی و تأمین نیاز در کل سیستم دارد. در این نمودار دیده می شود که با انتخاب مقادیر حجم کنترل سیلاب کوچک تر در این مخزن، منحنی های تبادل نشان دهنده تأمین نیاز و تولید انرژی بیشتری برای کل سیستم می باشند. شکل (۱۱-ب) نشان دهنده تبادل اهداف در حالتی است که در آن از ظرفیت ذخیره فعال مخازن سد زهره، خیرآباد و کوثر نسبت به حالت قبل کاسته شده است. می توان مشاهده کرد که در این حالت خاص ظرفیت ذخیره مخزن چم شیر بر تولید انرژی سیستم تأثیر بیشتری دارد تا بر تأمین نیاز آن. این نتایج، منطبق بر خصوصیات هندسی مخازن و نشان دهنده صحت عملکرد سیستمی مدل پیشنهادی می باشد. شکل (۱۱-ج) نشان دهنده تبادل اهداف در حالتی است که در آن از ظرفیت ذخیره فعال مخازن سد زهره و کوثر نسبت به حالت



شکل ۱۱- تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب در مخزن چم شیر بر عملکرد کلی سیستم در برآورده نمودن اهداف دیگر

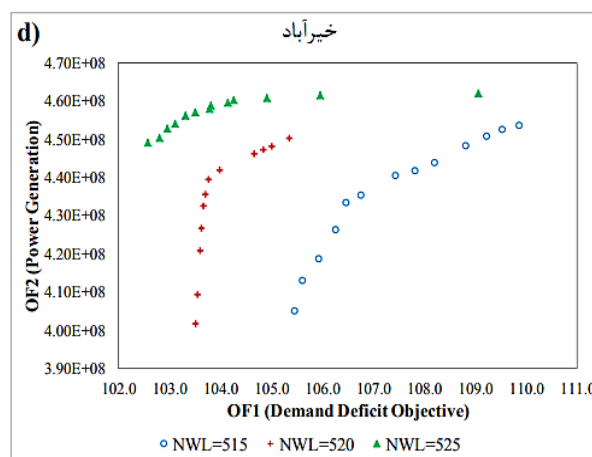
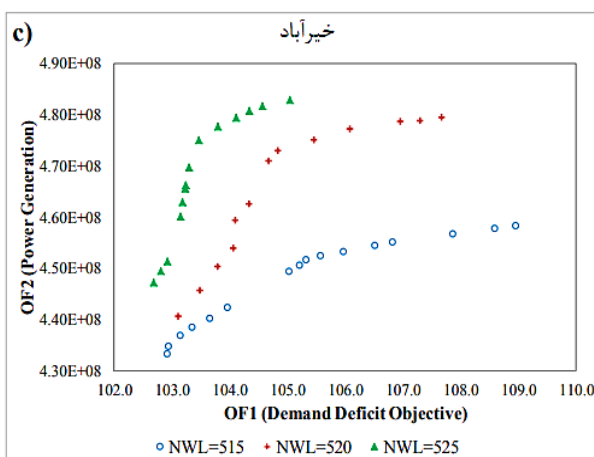
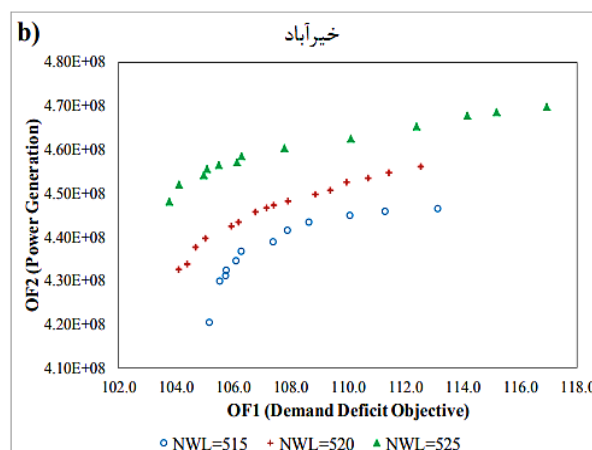
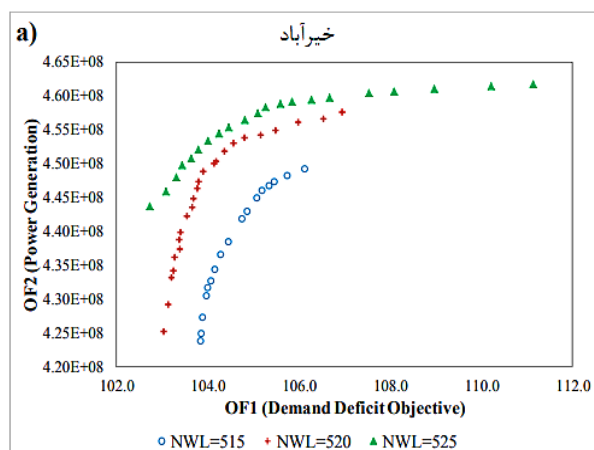
جدول ۳- پیک سیلاب خروجی از سیستم به ازای ترازهای مختلف کنترل سیلاب در مخزن چم شیر (cms)
برای سیلاب با دوره بازگشت ۱۰۰۰۰ ساله (مترمکعب بر ثانیه)

حالت‌های مختلف حجم کنترل سیلاب				تراز کنترل سیلاب (NWL) در مخزن چم شیر
a	b	c	D	
۷۲۰۱	۸۵۰۸	۸۳۰۳	۱۹۴۹۴	۸۳۰
۷۳۹۱	۸۷۰۹	۸۴۹۴	۱۰۶۲۲	۸۳۵
۷۸۸۴	۸۹۱۷	۸۶۵۷	۱۰۷۷۸	۸۴۰

حالات ارائه شده در شکل (۱۲)، در جدول (۴) ارائه شدند. از میان حالات بررسی شده، کمترین پیک سیلاب خروجی برابر ۷۶۳۲ مترمکعب بر ثانیه بوده و هنگامی رخ می‌دهد که تراز کنترل سیلاب در مخزن خیرآباد برابر ۵۱۵ متر از سطح دریا باشد. همچنین کمترین استهلاک سیلاب در سیستم، هنگامی اتفاق می‌افتد که تراز کنترل سیلاب در این مخزن برابر ۵۲۵ متر از سطح دریا باشد که در این حالت خاص، پیک سیلاب خروجی از سیستم برابر ۱۰۳۸۹ مترمکعب بر ثانیه است.

شکل (۱۲) چگونگی تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب مخزن خیرآباد را بر عملکرد کلی سیستم نشان می‌دهند. همان‌طور که در هر چهار حالت مختلف ارائه شده در شکل (۱۲) قابل مشاهده است، ظرفیت ذخیره فعال مخزن خیرآباد هم در تأمین نیازهای کلی منطقه و هم در تولید انرژی استخراج شده از نتایج مدل نقش دارد.

مقادیر حداکثر دبی سیلاب‌های خروجی از مخزن چم شیر به‌عنوان خروجی‌های سیستم مورد بررسی، برای هر یک از



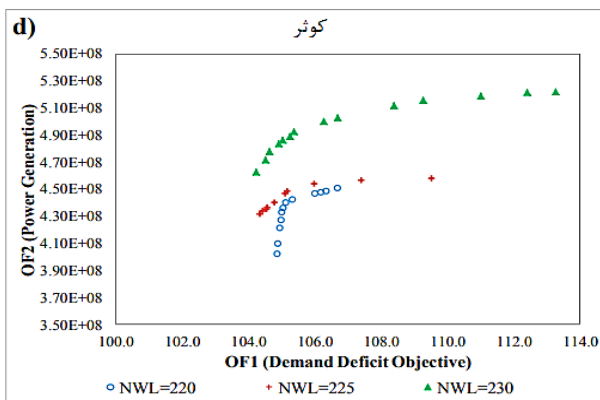
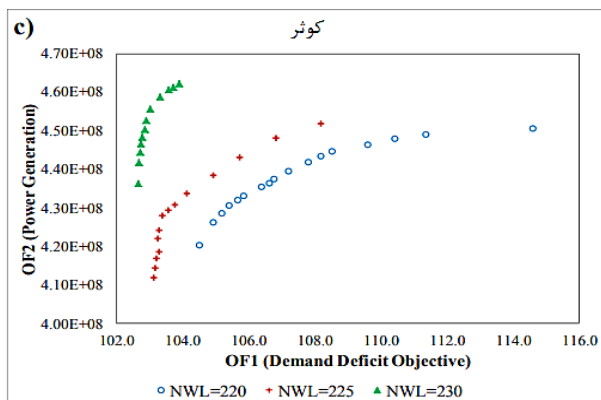
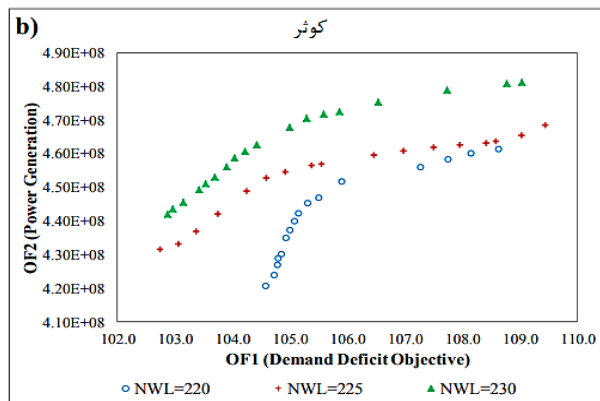
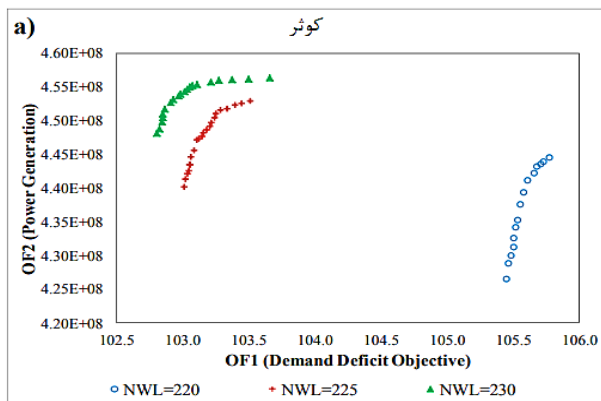
شکل ۱۲- تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب در مخزن خیرآباد بر عملکرد کلی سیستم در برآورده نمودن اهداف دیگر

جدول ۴- پیک سیلاب خروجی از سیستم به ازای ترازهای مختلف کنترل سیلاب در مخزن خیرآباد (cms)
برای سیلاب با دوره بازگشت ۱۰۰۰۰ ساله (مترمکعب بر ثانیه)

حالت‌های مختلف حجم کنترل سیلاب				تراز کنترل سیلاب (NWL) در مخزن خیرآباد
a	b	c	D	
۷۶۳۲	۹۷۴۵	۸۰۴۵	۸۱۳۴	۵۱۵
۸۶۳۳	۹۹۶۹	۸۳۸۹	۸۳۹۷	۵۲۰
۸۹۹۸	۱۰۶۰۲	۸۶۵۴	۱۰۳۸۹	۵۲۵

حالات بررسی شده، کم‌ترین پیک سیلاب خروجی برابر ۷۲۰۱ مترمکعب بر ثانیه بوده و هنگامی رخ می‌دهد که تراز کنترل کمترین در مخزن کوثر برابر ۲۲۰ متر از سطح دریا باشد. این حالت در حقیقت همان حالتی است که به‌عنوان بهترین گزینه کنترل سیلاب تشریح شد. همچنین کمترین استهلاک سیلاب در سیستم، هنگامی اتفاق می‌افتد که تراز کنترل سیلاب در این مخزن برابر ۲۳۰ متر از سطح دریا باشد. در این حالت مقدار پیک سیلاب خروجی از سیستم برابر ۱۰۷۷۸ مترمکعب بر ثانیه است. با این مقادیر مشخص از احجام کنترل سیلاب در مخازن می‌توان با اعمال سیاست مناسب بهره‌برداری از سیستم به بیشترین مقدار تولید انرژی دست یافت.

شکل (۱۳) چگونگی تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب مخزن کوثر را بر عملکرد سیستم در تأمین نیازهای منطقه و تولید انرژی نشان می‌دهند. در تمامی حالات نشان داده شده در شکل (۱۳) مشاهده می‌شود که با افزایش حجم کنترل سیلاب در این مخزن توان کل سیستم در برآورده نمودن اهداف دیگر کاهش می‌یابد. باید دقت داشت که مخزن کوثر دارای بزرگ‌ترین حجم ذخیره فعال و بیشترین مقادیر جریان‌های ورودی در سیستم مورد نظر می‌باشد. مقادیر حداکثر دبی سیلاب‌های خروجی از سیستم چهار مخزنی مورد نظر در پایین دست مخزن کوثر، برای هر یک از حالات ارائه شده در شکل (۱۳)، در جدول (۵) نمایش داده شدند. از میان



شکل ۱۳- تأثیر مقادیر مختلف حجم کنترل سیلاب در مخزن کوثر بر عملکرد کلی سیستم در برآورده نمودن اهداف دیگر

جدول ۵- پیک سیلاب خروجی از سیستم به ازای ترازهای مختلف کنترل سیلاب در مخزن کوثر (cms)
برای سیلاب با دوره بازگشت ۱۰۰۰۰ ساله (مترمکعب بر ثانیه)

حالت‌های مختلف حجم کنترل سیلاب				تراز کنترل سیلاب (NWL) در مخزن کوثر
a	b	C	D	
۷۲۰۱	۸۱۸۸	۷۹۵۴	۸۶۵۴	۲۲۰
۷۴۳۲	۸۸۴۴	۸۵۹۰	۹۳۶۶	۲۲۵
۸۱۳۷	۱۰۲۶۸	۱۰۰۵۹	۱۰۷۷۸	۲۳۰

مدل‌ها جهت تولید آمار و پیش‌بینی بهره‌برداری از سطح آزاد تا حدود یک سوم آمار موجود به مدت ۱۰ سال استفاده شد که نتایج حاصل در جداول (۶) تا (۹) ارائه شده است. در این پژوهش نیز جهت تولید آمار مصنوعی بهره‌برداری از مخزن و پیش‌بینی، پارامترهای تصادفی مدل (ε_t) با استفاده از نرم‌افزار Excel به‌دست آمده است.

مجموع این تحلیل‌ها و تطابق آن‌ها با شرایط واقعی سیستم، خصوصیات هندسی مخازن و قابلیت آن‌ها در برآورده ساختن اهداف مختلف نشان‌دهنده صحت عملکرد مدل پیشنهادی در تجزیه و تحلیل سیستم چند مخزنی مورد نظر می‌باشد.

پس از آزمون نکویی برآزش و انتخاب مدل مناسب، از این

جدول ۷- نتایج مقادیر پیش‌بینی بهره‌برداری سالانه ایستگاه زهره با استفاده از مدل (۱) AR برای سال‌های ۱۴۰۳-۱۴۱۲

سال	مقادیر پیش‌بینی (مترمکعب بر ثانیه)
۱۴۰۳	۱۰۵۳/۶۹۶
۱۴۰۴	۱۰۸۹/۹۶۳
۱۴۰۵	۱۱۶۲/۱۴۷
۱۴۰۶	۱۱۸۱/۴۲۲
۱۴۰۷	۱۱۷۰/۷۰۱
۱۴۰۸	۱۰۹۸/۰۸۶
۱۴۰۹	۱۱۰۳/۸۳۳
۱۴۱۰	۱۱۴۲/۸۶۸
۱۴۱۱	۱۱۱۵/۲۸
۱۴۱۲	۱۰۴۹/۰۱

جدول ۶- نتایج مقادیر پیش‌بینی بهره‌برداری سالانه ایستگاه دز با استفاده از مدل (۱) AR برای سال‌های ۱۴۰۳-۱۴۱۲

سال	مقادیر پیش‌بینی (مترمکعب بر ثانیه)
۱۴۰۳	۱۲۱۲/۹۵
۱۴۰۴	۱۱۶۹/۸۲
۱۴۰۵	۱۲۲۹/۹۲۹
۱۴۰۶	۱۳۲۶/۴۱۸
۱۴۰۷	۱۳۷۰/۴۷۳
۱۴۰۸	۱۴۳۲/۰۹۲
۱۴۰۹	۱۲۰۰/۷۳۷
۱۴۱۰	۱۲۱۶/۶۹۴
۱۴۱۱	۱۳۰۸/۲۲۹
۱۴۱۲	۱۲۱۷/۳۴۸

جدول ۸- بهره‌برداری ماهانه پیش‌بینی شده ایستگاه زهره با استفاده از مدل ARMA (2,5)
برای سال‌های ۱۴۰۳ - ۱۴۱۲ (مترمکعب بر ثانیه)

سال	۱۴۰۳	۱۴۰۴	۱۴۰۵	۱۴۰۶	۱۴۰۷	۱۴۰۸	۱۴۰۹	۱۴۱۰	۱۴۱۱	۱۴۱۲
مهر	۸۰/۴۶	۸۶/۴۳	۸۰/۳۶	۷۸/۸۷	۸۸/۹۳	۷/۹۹	۱۰۰/۹	۸۵/۶۴	۹۴/۸۲	۷۴/۰۲
آبان	۲۹/۷۹	۲۷/۲۴	۴۳/۷۱	۵۱/۸۲	۴۶/۳۹	۳۵/۵۵	۳۸/۹۲	۳۷/۵۱	۳۶/۰۵	۱۴/۶۴
آذر	۴/۹۴	۳/۷۲	۱/۶۸۳	۱۱/۸۵	۶/۴۲۲	۲/۹۱	۸/۷۳۱	۴/۴۱۸	۴/۴۶۳	۲/۱۸
دی	۱/۷۴	۲/۴۷	۲/۱۹۹	۲/۵۰۳	۲/۲۶۲	۲/۰۴۴	۲/۱۵۵	۲/۴۸	۲/۴۸	۱/۲۳۵
بهمن	۲/۳۱	۲/۶۲	۲/۵۹	۲/۵۲۵	۲/۳۹۵	۲/۱۹	۲/۱۵۴	۲/۳۹۶	۲/۶۵	۲
اسفند	۱۰/۲۱	۶/۲۶	۰/۱۴۶	۳/۶۴۸	۱۹/۱	۴/۶۰۷	۱/۹۶	۲/۳۶۵	۱۳/۸۲	۵/۶۶
فروردین	۱۰۱/۰	۱۱۰/۱۲	۸۶/۱۵	۸۹/۸	۹۶/۴۶	۱۰۹/۳۵	۵۰/۲۶	۳۸/۹۱	۸۱/۴۷	۸۹/۵
اردیبهشت	۱۷۳/۸	۱۲۷/۷۶	۱۲۳/۶	۱۳۲	۱۰۷/۳	۱۳۲/۴	۹۷/۳۵	۸۲/۹۳	۱۳۸/۶	۱۳۶/۷
خرداد	۱۷۷/۸	۱۷۳/۷	۱۵۶/۷	۱۵۰/۲	۱۵۸/۹	۱۵۸	۱۳۸/۳	۱۵۲/۱	۱۸۱/۱	۱۶۹/۸
تیر	۱۹۸/۳	۲۰۲/۱	۱۹۸/۸	۱۷۳/۸	۱۹۲/۱	۱۹۲/۸۴	۱۸۷/۶	۱۶۹/۴	۱۹۶/۵	۱۷۰/۱
مرداد	۲۰۴/۳	۱۹۷/۷	۱۷۵/۲	۱۸۴/۶	۲۱۵/۹	۲۰۱/۵	۱۷۱/۳	۱۹۸/۵	۱۹۷	۱۷۸
شهریور	۱۴۷/۸	۱۶۰/۷	۱۴۳/۳	۱۴۹/۳	۱۷۴/۸	۱۴۷/۹	۱۵۷/۳	۱۵۲/۳	۱۶۹/۶	۱۳۷/۱

جدول ۹- بهره‌برداری ماهانه پیش‌بینی شده ایستگاه دز با استفاده از مدل ARMA (1,5)
برای سال‌های ۱۴۰۳ - ۱۴۱۲ (مترمکعب بر ثانیه)

سال	۱۴۰۳	۱۴۰۴	۱۴۰۵	۱۴۰۶	۱۴۰۷	۱۴۰۸	۱۴۰۹	۱۴۱۰	۱۴۱۱	۱۴۱۲
مهر	۱۳۱/۳۲	۱۱۶/۹۶	۱۵۱/۸۲	۱۰۵/۸۸	۱۵۰/۳۱	۱۰۲/۱۴	۱۶۴/۰۷	۱۱۶/۴۵	۱۳۳/۵۲	۱۰۳/۰۸
آبان	۶۱/۱۷	۱۰۴/۶۷	۶۶/۵۷	۲۳/۰۸	۷۵/۹۵	۴۱/۷۸	۷۰/۰۷	۵۴/۲	۳۷/۷۷	۴۹/۷۳
آذر	۰/۴۴	۲۰/۶۵	۲۱/۱۸	۱۳/۸	۵/۳۴۴	۱/۵۶۹	۱۷/۶۴	۳/۶۰۴	۰/۶۷۷	۲/۳۳۲
دی	۲/۲۵۱	۲/۳۴۷	۲/۴۶	۲/۹۶	۱/۷۵	۲/۲۴۳	۱/۹۹۴	۲/۲	۲/۲۳۴	۲/۵۳۵
بهمن	۲/۲۲۲	۲/۵۷۲	۱/۹۸۸	۲/۴۹	۲/۰۷۹	۲/۶۵۳	۱/۸۴۶	۲/۰۸۴	۲/۳۰۲	۲/۵۳۸
اسفند	۲/۰۹۲	۲/۲۸۷	۲/۲۹۸	۲/۴۲	۱/۹۷۴	۲/۳۰۸	۱/۹۹۴	۲/۲۰۵	۲/۳۰۸	۲/۴۸۳
فروردین	۶۲/۷۲	۲۵/۳۱	۱۵/۵۲	۱۱۲/۷	۵۰/۴۱	۲۳/۳۸	۳۲/۰۷	۶۰/۸۳	۸۱/۱۶	۱۱۰/۹۹
اردیبهشت	۱۶۲/۴	۱۲۸/۴۲	۱۲۲/۸	۱۷۱/۴۶	۱۳۸/۰۷	۱۱۸/۹۲	۱۴۱/۰۸	۱۵۲/۱۳	۱۰۷/۳۳	۱۳۵/۷۷
خرداد	۱۶۹/۲	۱۵۶/۹۲	۱۴۸/۸	۱۶۴/۸۴	۱۸۲/۲۲	۱۹۱/۱۶	۲۲۱	۲۲۸	۲۱۹/۲۲	۱۸۳/۰۲
تیر	۲۳۰/۸	۲۴۶/۴	۲۷۱/۱	۲۳۵/۹۱	۲۳۸/۹	۲۲۶/۵	۲۷۲/۹	۲۵۵/۵۱	۲۴۵/۸۷	۲۴۳/۲۹
مرداد	۲۱۶/۷۷	۲۳۱/۷	۲۴۳/۲	۲۳۹/۸۴	۲۵۵/۴۱	۲۳۸/۲۴	۲۷۸/۶۲	۲۵۹/۴	۲۶۲/۱۳	۲۴۸/۸۶
شهریور	۱۸۴/۶۷	۲۰۰/۲	۱۸۵/۷	۲۱۶/۷۳	۲۰۱/۹۹	۲۰۶/۵۶	۲۵۰/۷۴	۲۲۹/۸۵	۲۰۶	۲۳۴/۹۷

مطرح در این زمینه مقایسه شده‌اند. فاصله فاحش نتایج حاصل، نشان دهنده عملکرد بسیار مناسب الگوریتم پیشنهادی می‌باشد.

همچنین به‌عنوان یکی از اهداف اصلی این پژوهش، راهکاری مناسب برای تجزیه و تحلیل و استخراج سیاست‌های بهینه بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنی با در نظر گرفتن اهدافی همانند تأمین نیازهای محیط زیستی و کشاورزی و تولید انرژی برقابی در کنار مسئله کنترل سیلاب ارائه شده است. از آنجایی که اهداف یاد شده در بیشتر سیستم‌های چند مخزنی مهم مطرح می‌باشند، استفاده از این مدل می‌تواند تا حد زیادی راه‌گشای تصمیم‌گیران در بهره‌برداری از چنین سیستم‌هایی باشد. در مطالعه Moeini و Soghrati (۲۰۲۰) توابع هدف مورد استفاده مشتمل بر حداکثرسازی اعتمادپذیری و کمینه کردن آسیب‌پذیری تولید انرژی بوده است.

باتوجه به اینکه تاثیر افزایش جمعیت و تغییر نیازها و نیز تغییر در کاربری اراضی در این مطالعه در نظر گرفته نشده است، می‌توان مطالعات بعدی را با در نظر گرفتن سناریوی سیستم مخازن به صورت موازی تحت تاثیر این تغییرات انجام داد. همچنین بررسی تاثیرات سیستم مخازن به صورت موازی در آینده دور و افق ۲۱۰۰ می‌تواند نتایج و تغییرات مشهودتری نسبت به نتایج این مطالعه به‌دست دهد و متناسب با آن می‌توان سیاست‌های سازگاری با شرایط جدید را اتخاذ نمود. همچنین، در پژوهش حاضر تنها یکی از مدل‌های بهینه‌سازی مخزن بررسی و ارزیابی شده است. برای بررسی بیشتر می‌توان از مدل‌های دیگر جهت تهیه منحنی فرمان مخزن استفاده کرد. همچنین روش برنامه‌ریزی پویا به‌دلیل زمان بر بودن نسبت به سایر روش‌ها برتری ندارد و می‌توان در صورت اهمیت پارامتر زمان، از دیگر روش‌های مناسب استفاده کرد.

پی‌نوشت‌ها

1. Continuous Hedging Rule
2. Discrete Hedging Rule
3. Multi-objective Genetic Algorithm (MOGA)
4. Marine Predators Algorithm (MPA)
5. Standard Operation Policy
6. Linear Programming
7. Non-linear Programming
8. Dynamic Programming (DP)
9. Penalty Factor
10. Constrained-domination

در خصوص مسائل مطرح در حوزه صنعت آب، در سال‌های اخیر بیشترین تمرکز کارهای پژوهشی بر بهبود سیاست‌های بهره‌برداری و افزایش کارایی سیستم‌های موجود بوده است. با در نظر گرفتن هزینه‌های هنگفت احداث و نگهداری، حالت مطلوب در بهره‌برداری از یک سیستم چند مخزنی هنگامی است که برآورده نمودن چندین هدف مختلف را محقق سازد. این حقیقت را نمی‌توان نادیده گرفت که سیستم‌های چند مخزنی منابع آب غالباً جهت تأمین چندین هدف مختلف که گاه در تضاد با یکدیگر هستند باید مدیریت شوند. مدیران منابع آب همواره برای ایجاد توازن بین اهداف مختلف یک سیستم، در بهره‌برداری و تخصیص آب دچار چالش بوده‌اند. در نتیجه تلاش‌های صورت گرفته در راستای گسترش الگوریتم‌هایی که بتوانند در اتخاذ تصمیمات مناسب یاریرسان تصمیم‌گیران باشند بسیار ارزنده می‌باشند.

در این پژوهش، یک الگوریتم چندهدفه فراکاوشی (خفاش و NSGA-II) با دقت عملکرد بالا جهت یافتن سیاست بهینه بهره‌برداری از سیستم‌های چندمخزنی گسترش یافته و در حل مسائل تک مخزنی و چند مخزنی استفاده می‌شود. کارایی الگوریتم پیشنهادی در حل این مسائل بسیار مناسب بوده و می‌توان استفاده از آن را در زمینه‌های کاربردی مشابه توصیه نمود. در واقع اصلاحاتی ساختاری بر روی الگوریتم بهینه‌سازی جستجوی هارمونی صورت گرفته که منجر به ارائه الگوریتمی کارآمد در مسائل با ابعاد بالا و بازه‌های جستجوی وسیع تحت عنوان الگوریتم جستجوی ملودی شده است. همچنین، الگوریتم حاصل در حل تعدادی از مسائل بهینه‌سازی پایه مورد استفاده قرار گرفته و کارایی آن در ابعاد مختلف بررسی شده است. حساسیت الگوریتم جدید نسبت به افزایش ابعاد مسائل در مقایسه با سایر الگوریتم‌های بررسی شده کمتر بوده و در نتیجه اختلاف دقت نتایج آن با سایر الگوریتم‌ها در ابعاد بالا بیشتر نمایان می‌شود. بررسی سایر پژوهش‌ها نشان می‌دهد پژوهش Afshar و Hajiabadi (۲۰۱۸) و Moeini و Soghrati (۲۰۲۰) از الگوریتم بهینه‌سازی NSGA-II برای بهینه‌سازی سیاست‌های بهره‌برداری استفاده کردند.

الگوریتم تک‌هدفه پیشنهادی در حل مسائل برنامه‌ریزی بهره‌برداری از سیستم‌های تک مخزنی و چند مخزنی مورد استفاده قرار گرفته است. در این مدل‌سازی‌ها از منحنی‌های بهره‌برداری استفاده شده و الگوریتم پیشنهادی برای یافتن مقادیر بهینه پارامترهای این منحنی‌ها به‌کار گرفته شده است. نتایج حاصل با نتایج حاصل از دیگر الگوریتم‌های

- Abdollahi, A., & Ahmadianfar, I. (2021). Multi-mechanism ensemble interior search algorithm to derive optimal hedging rule curves in multi-reservoir systems. *Journal of Hydrology*, 598, 126211.
- Afshar, M. H., & Hajiabadi, R. (2018). A novel parallel cellular automata algorithm for multi-objective reservoir operation optimization. *Water resources management*, 32(2), 785-803.
- Ahmadianfar, I., Samadi-Koucheksaraee, A., & Bozorg-Haddad, O. (2017). Extracting optimal policies of hydropower multi-reservoir systems utilizing enhanced differential evolution algorithm. *Water resources management*, 31(14), 4375-4397.
- Akbarifard, S., Sharifi, M. R., Qaderi, K., & Madadi, M. R. (2021). Optimal operation of multi-reservoir systems: comparative study of three robust metaheuristic algorithms. *Water Supply*, 21(2), 941-958.
- Chou, F. N. F., Linh, N. T. T., & Wu, C. W. (2020). Optimizing the management strategies of a multi-purpose multi-reservoir system in Vietnam. *Water*, 12(4), 938.
- Güvengir, U., Savasaneril, S., Altan-Sakarya, A. B., & Buhhan, S. (2021). Short-term flood control and long-term energy maximization in multi-reservoir systems using improved particle swarm optimization. *Water Resources Management*, 35(13), 4293-4307.
- Moeini, R., & Soghrati, F. (2020). Optimum outflow determination of the multi-reservoir system using constrained improved artificial bee colony algorithm. *Soft Computing*, 24(14), 10739-10754.
- Moradi-Far, S., Ashofteh, P. S., & Loáiciga, H. A. (2024). Development of the marine predator's algorithm for optimizing the performance of water supply reservoirs. *Environment, Development and Sustainability*, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-04450-z>
- Moridi, A., & Yazdi, J. (2017). Optimal allocation of flood control capacity for multi-reservoir systems using multi-objective optimization approach. *Water Resources Management*, 31(14), 4521-4538.
- Nair, S. J., & Sasikumar, K. (2021). Optimisation model for multi-reservoir systems based on profust reliability. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 174(5), 225-235.
- Rozos, E. (2019). An assessment of the operational free-ware management tools for multi-reservoir systems. *Water Supply*, 19(4), 995-1007.
- Shaikh, S. A. (2020). Application of artificial neural network for optimal operation of a multi-purpose multi-reservoir system, I: initial solution and selection of input variables. *Sustainable Water Resources Management*, 6(4), 1-14.
- Shih, J.S. and ReVelle, C.S. (1995). Water Supply Operations during Drought: Continuous Hedging Rule. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 120(5), 613-629. doi: [10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1994\)120:5\(613\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1994)120:5(613))
- Tan, Q. F., Wang, X., Wang, H., Wang, C., Lei, X. H., Xiong, Y. S., & Zhang, W. (2017). Derivation of optimal joint operating rules for multi-purpose multi-reservoir water-supply system. *Journal of Hydrology*, 551, 253-264.
- Thechamani, I., Visessri, S., & Jarumaneeroj, P. (2017). Modeling of Multi-Reservoir Systems Operation in the Chao Phraya River Basin. *International Conference on Industrial Engineering, Management Science and Application (ICIMSA)*. Seoul, South Korea. IEEE. doi: [10.1109/ICIEAM40534.2017](https://doi.org/10.1109/ICIEAM40534.2017)
- Yaseen, Z. M., Ehteram, M., Hossain, M., Fai, C. M., Binti Koting, S., Mohd, N. S., & El-Shafie, A. (2019). A novel hybrid evolutionary data-intelligence algorithm for irrigation and power production management: application to multi-purpose reservoir systems. *Sustainability*, 11(7), 1953.

- **Grantee:** College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
- **Manager in Charge:** Shahnooshi Foroushani, N. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
- **Editor in Chief:** Davary, K. Prof. Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board

- **Alidadi, H.** Prof., Mashhad University of Medical Sciences, Mashhad, Iran
- **Ansari, H.** Prof., Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
- **Bagheri, A.** Asso. Prof., Tarbiat Modares University, Tehran, Iran
- **Esmaili, K.** Asso. Prof., Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
- **Jolaini, M.** Asso. Prof., Agricultural and Natural Resources Research Center of Khorasan Razavi, Mashhad, Iran
- **Morid, S.** Prof., Tarbiat Modares University, Tehran, Iran
- **Nassery, H.R.** Prof., Shahid Behesti University, Tehran, Iran

Guiding Council

- **Ghannadi, M.** General Manager of the Office of Research, Technology Development and Communication with the Industry of the Country Water & Wastewater Engineering Company, Chairman of the Council
- **Esmailian, H.** Managing director of Mashhad Water & Wastewater Company
- **Nematnejad, M.A.**, Managing director of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
- **Ghandhari, A.**, Head of Aras, Atrak and Northern Basins, 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 Country Water and Wastewater Engineering Company
- **Kalaei, G.H.** Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
- **Ghanbari, F.** Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
- **Mirgasemi, S.H.** Representative of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
- **Barati, R.** Representative of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company

Publication information

- **Executive Expert:** Shahedi, M. Talebi Hossein Abad (F.i)
- **Editor:** Quchanian, M. Shahedi, M. Talebi Hossein Abad, F. Oskouhi (M.i)
- **Design / Graphic:** Shaikhi, M.R
- **Publisher:** Quarterly/Ferdowsi University of Mashhad
- **ISSN Print/ Online:** 2717-3321/2423-5474
- **Website/ E-Mail:** <http://jwsd.um.ac.ir> / Email: jwsd@um.ac.ir
- **Address:** Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. P.O.Box: 917751163
- **Sponsor(journal):** Mashhad Water & Wastewater Company
- **Sponsor(probing inquiry):** Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
- **Indexing:** ISC, Agris, CABI, DOAJ, google scholar, SID, Magiran

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 in Iran. 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 the Ferdowsi University of Mashhad and the I.Hydraulic Association of Iran

Articles in issue:

- **Sand Filtration Performance as a Nature-based Approach for Water Treatment**
A.R.Radkhah, S.Eagderi, H.Poorbagher, E.Sadeghinejad Masouleh
- **Photocatalytic Degradation of Escherichia coli Bacteria by Graphitic Carbon Nitride: A Comparative Study under Visible Light and Dark Conditions in Aqueous Solutions**
A. Nadi, M. Bijari, R. Dehghan, A. Shahbazi
- **Release and Fate of Microplastics in Groundwater and Nanotechnology Approaches to Control and Remediation of Pollution Sources**
Z. Salahshoor, M. Madanian, E. Shokri
- **Zoning of Denitrification with Emphasis on Hydrochemistry in the Urban Aquifer of Izeh, Northeast Khuzestan**
A. Mehrabinejad, N. Kalantari, F. Alijani, H. Mohammadi
- **Assessment of Heavy Metal Pollution Indices in the Atrak River Water Flow Due to the Discharge of Bojnord Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent**
M. Jahani, S. Partani, Gh. H. Akbari, A. Jafari
- **A Qualitative Approach to the Causes and Consequences of the May 2024 Flood in Mashhad City**
M. Gholami, M. Kolahi
- **The Necessity of Creating a Comprehensive Framework for Drought Risk Management**
S. Attaran, M. Abdollahpour
- **Integrated Investigation of Flood and Drought and Its Legal Solutions According to Legislative Challenges**
O.B.Sadr, F.Sadr, M.Samare Hashemi
- **Investigation of Changes in the Amount and Distribution of Extreme Precipitation and Its Effect on the Trend of Changes in the NDVI Index Changes in Southeast Iran**
M.Nasry, M.Rahimi, F.Hadadi, H.Jalili, A.A.Damavandi
- **Transitioning Framework Toward A Water- Sensitive City: A Review of Australian Practices**
R.Khanalipour, M.Talati, S.Tavakoli Aminian, S.S. Sherafat, F.Ghanbari
- **Investigating the Influencing Factors on Water Saving Behavior in Household Water Consumption in Yasouj City**
A. Jahanfekr, A. Rajabipoor Meybodi
- **Exploitation of Multi-Reservoir Systems Using the Bat Algorithm**
S. M. Mohammadi Hossaini, A. B. Sarraf, D. Aminian



آب منشأ حیات و سلامت
آب سالم برای بقای تمام موجودات
زنده، از جمله انسان، ضروری است.
سلامت اکوسیستم
آب پاک، حیات گیاهان و جانوران، و
تعادل محیط زیست را فراهم می آورد.
سلامت انسان
آب سالم از بیماری جلوگیری می کند و
نیاز جدی کشاورزی و صنعت است.

چرخه خوب...
تصفیه فاضلاب + کاهش
مصرف پلاستیک + کشاورزی
پایدار ◀ احیای منابع آبی
◀ بهبود سلامت انسان
و اکوسیستم

چرخه بد...
افزایش آلودگی
◀ کاهش منابع آب سالم
◀ افزایش بیماری ها ◀ فشار
بر سیستم های بهداشتی
◀ تخریب بیشتر
محیط زیست

میان «آب، انسان،
آلاینده ها و سلامت» رابطه
پیچیده و متقابل برقرار است؛ که
هم می تواند حیات را حفظ کند و هم
آن را تهدید نماید. مسئولیت انسان
در حفظ چرخه آب و سلامت انسان
هم عامل آلودگی و هم کلید
حل این بحران است.

آلودگی آب،
چرخه معیوب ایجاد می کند که
سلامت انسان و اکوسیستم را تهدید
می کند. همچنین بیماری های ناشی
از آب آلوده، تخریب تنوع زیستی،
کاهش منابع آب شیرین، تشدید
فقر و نابرابری به بار می آورد.