

آب و توسعه پایدار

سال هفتم - شماره اول (پیاپی ۱۵)
خردادماه ۱۳۹۹

حکمرانی خوب و مدیریت آب



فهرست مقالات

■ حکمروایی آب و ارزیابی آثار آن بر تأمین امنیت آب و غذا
سمانه عابدی

■ معیارها و شاخص‌ها: الزامی برای شناخت، بکارگیری و ارزیابی حکمرانی خوب در منابع طبیعی
مرضیه پایسته، مهدی کلاهی، حمید عمرانیان خراسانی

■ مسائل و راهکارهای استفاده بهینه و پایدار از منابع آب برای تولیدات دامی با تکیه بر ارتقاء بهره‌وری آب دامی
نادر حیدری

■ بهینه‌سازی سامانه‌های کنترل سیلاب با ترکیب برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی و الگوریتم ژنتیک
معصومه بهروز، سعید علیمحمدی، امیر محمد کشوری فرد

■ ارائه چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی از طریق شاخص
سعیده سامانی، رضا روزبهانی، علیرضا کاوسی حیدری، حمید کاردان مقدم

■ ابهام زدایی از مفاهیم پایه در حوزه مدیریت آب: «سازگاری با کم‌آبی»
آمنه میان‌آبادی، کامران داوری

■ بررسی بیوراكتور غشایی (MBR) به‌عنوان روشی کارا در تصفیه فاضلاب
الهام موحد، آپتین راهنورد

■ بررسی روش‌های جذب نیتрат از آب‌های آلوده با استفاده از زغال زیستی
الهام قنبری عدبوی، پرپسا مهرابی‌نیا، جلیل کرمان‌نژاد

صاحب امتیاز

مدیر مسئول

سر دبیر

دانشگاه فردوسی مشهد

ناصر شاهنوشی فروشانی/ استاد گروه اقتصاد کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

بیژن قهرمان/ استاد بازنشسته گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

اعضای هیئت تحریریه

کاظم اسماعیلی/ دانشیار 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

کامران داوری/ استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

عباسعلی قزل سوفلو/ استادیار گروه عمران، دانشگاه آزاد اسلامی مشهد

مهدی مفتاح هلقی/ دانشیار دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

شورای سیاست گذاری

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

حسین اسماعیلیان/ مدیر عامل شرکت آب و فاضلاب مشهد

محمد علایی/ مدیر عامل شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی

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

ناصر شاهنوشی فروشانی/ مدیر مسئول نشریه

بیژن قهرمان/ سر دبیر نشریه

مشاوران هیئت تحریریه

انوش نوری اسفندیاری/ اندیشکده تدبیر آب ایران

سید حسین سجادی فر/ شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور

ثمانه توکلی امینیان/ شرکت آب و فاضلاب مشهد

غلامرضا کلایی/ شرکت آب و فاضلاب مشهد

احمد قندهاری/ شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی

مهدی کلاهی/ دانشگاه فردوسی مشهد

کارشناس اجرایی

ویراستاری

طراحی جلد

ناشر

شماره شاپا

تارنما/ رایانامه

آدرس

حامی مالی

پایگاه های نمایه شده

مهری شاهدی، فاطمه طالبی حسین آباد

مهری شاهدی، مر جان قوچانیان (فنی و ادبی)/ آرزو حسینی، مائده اسکوهی (لاتین)

محمدرضا شیخی

انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

۲۴۲۳-۵۴۷۴

<http://jm.um.ac.ir/index.php/WSD> / jwsd@um.ac.ir

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

شرکت آب و فاضلاب مشهد

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

نشریات کشور (MAGIRAN)



الف	سرمقاله: بستر حکمرانی آب زمینه ساز پیاده‌سازی فرآیندهای مدیریتی/ علی باقری (عضو هیأت تحریریه نشریه)
ب	یادداشت کوتاه: مدیریت یکپارچه آب شهری در بستر حکمرانی خوب/ حسین اسماعیلیان (رئیس هیأت مدیره و مدیرعامل شرکت آب و فاضلاب مشهد)
۱	حکمروایی آب و ارزیابی آثار آن بر تأمین امنیت آب و غذا سمانه عابدی
۱۳	معیارها و شاخص‌ها: الزامی برای شناخت، بکارگیری و ارزیابی حکمرانی خوب در منابع طبیعی مرضیه پایسته، مهدی کلاهی، حمید عمرانیان خراسانی
۲۳	مسائل و راهکارهای استفاده بهینه و پایدار از منابع آب برای تولیدات دامی با تکیه بر ارتقاء بهره‌وری آب دامی نادر حیدری
۳۷	بهینه‌سازی سامانه‌های کنترل سیلاب با ترکیب برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی و الگوریتم ژنتیک معصومه بهروز، سعید علیمحمدی، امیرمحمد کشوری فرد
۴۹	ارائه چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی از طریق شاخص سعیده سامانی، رضا روزبهانی، علیرضا کاوسی حیدری، حمید کاردان مقدم
۶۱	ابهام‌زدایی از مفاهیم پایه در حوزه مدیریت آب: «سازگاری با کم‌آبی» آمنه میان‌آبادی، کامران داوری
۷۱	بررسی بیوراکتور غشایی (MBR) به‌عنوان روشی کارا در تصفیه فاضلاب الهام موحد، آپتین راهنورد
۷۹	بررسی روش‌های جذب نیترات از آب‌های آلوده با استفاده از زغال زیستی الهام قنبری عدیوی، پریسا مهربانی‌نیا، جلیل کرمان نژاد
۹۱	آشنایی با نشریه و راهنمای چارچوب مقالات



بستر حکمرانی آب زمینه‌ساز پیاده‌سازی فرایندهای مدیریتی

امروزه چالش‌ها در حوزه آب ابعاد پیچیده و درهم‌تنیده‌ای پیدا کرده‌اند. مناقشات ناشی از رقابت بر سر مصرف آب، مقیاس فراملی مسائل آبی، تأثیرگذاری انسان بر چرخه آب حتی در مقیاس جهانی، و بازگشت‌ناپذیری روندهای عمده در حوزه آب، مانند کمیبابی آبی ناشی از روندهای فزاینده تخصیص منابع آب و آلوده شدن آنها، از جمله عواملی هستند که به درهم‌تنیدگی مسائل آبی دامن می‌زنند.

مدیریت منابع آب در قرن‌های ۱۹ و ۲۰ در قبال مسائل آبی، عمدتاً بر ارایه راه حل‌های فنی تمرکز داشت. این رویکرد برای مسائلی مناسب است که چارچوب تعریف معین داشته باشند. به‌خصوص این جنس از راه‌حل‌ها برای مسائل کمی و کیفی آب، که تا چند دهه گذشته بروز کرده بودند، برای کوتاه‌مدت از اثربخشی و کارایی خوبی برخوردار بودند، ولی پاسخگوی مسائل حال حاضر و آینده نخواهند بود. در این تغییر رویکرد، به منظور توانایی برای پاسخگویی به مسائل آبی توجه به ویژگی‌های زیر ضرورت پیدا می‌کند:

- مدیریت منشأ مشکلات، به جای آثار آنها،
- یکپارچگی هرچه بیشتر بین موضوعات و بخش‌ها،
- لحاظ کردن الزامات محیط‌زیستی در اهداف مدیریتی به صورت صریح،

- اتخاذ رویکردهای غیرمتمرکز و انعطاف‌پذیر در مدیریت،
- مشارکت بیشتر در فرایندهای مدیریتی و تصمیم‌گیری،
- توجه بیشتر به مدیریت رفتار کنش‌گران در بخش آب،
- فراهم کردن اطلاعات لازم و دسترسی مناسب‌تر به آنها،
- نهادینه کردن چرخه‌های یادگیری در لایه‌های اجتماعی و سازمانی.

ویژگی‌های یاد شده نیاز به درک بهتری را از مفهوم منابع آب در قالب یک سامانه پیچیده ایجاد می‌کنند. در این رویکرد ادراکی جدید باید به هم پیوستگی نظام‌های انسانی-فناوری-محیط‌زیستی را مورد توجه قرار داد. چنین نظام‌هایی پیچیده

و غیرقابل پیش‌بینی هستند و بالقوه می‌توانند واکنش‌های غیرمنتظره‌ای را در برابر مداخلات از خود نشان دهند. از این رو به چنین نظام‌هایی، سامانه‌های پیچیده انطباق‌پذیر (Complex Adaptive Systems: CAS) اطلاق می‌شود.

برای مواجهه با مسائل و چالش‌های آبی در بستر سامانه‌های پیچیده انطباق‌پذیر، لازم است تغییرات زیر در رویکردهای مدیریت منابع آب صورت بگیرد:

- ایجاد پیوستگی در بین بخش‌های مختلف تأثیرگذار بر مصارف آب،
- ایجاد تعادل در بین ارکان اقتصادی، اجتماعی، و محیط‌زیستی در جامعه مصرف‌کننده آب،
- مشارکت گروه‌داران در مراحل مختلف مدیریت آب،
- درک تغییرات در محیط و انطباق با آنها.

تغییرات فوق زمینه‌ساز تحقق مدیریت پایدار منابع آب است که با عنوان مدیریت یکپارچه منابع آب شناخته می‌شود. تحقق مدیریت و تغییرات در رویکردهای مدیریتی در بستری اتفاق می‌افتد که به بستر حکمرانی شناخته می‌شود. مفهوم حکمرانی (Governance) هم‌خانواده با با مفهوم حکومت (Government)، اما متفاوت از آن است. حکمرانی به جای تمرکز بر دولت، قدرت را در داخل و خارج از اقتدار رسمی و نهادهای حکومت و در قالب سه رکن: «حکومت»، «بخش خصوصی» و «جامعه مدنی» جریان می‌دهد. به علاوه شالوده حکمرانی، فرآیند تصمیم‌سازی و اجرای تصمیمات است که مشخص می‌کند چگونه سه بازیگر یادشده با اولویت‌ها و سلاقی متفاوت، به هماهنگی می‌رسند.

در حوزه آب، نظام حکمرانی آب تعیین می‌کند:

- چه کسی،
- چه مقدار آب را،
- در چه زمانی، و
- چگونه

به دست بیاورد.

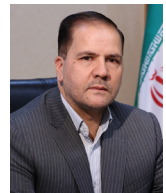
نظام حکمرانی آب در هر کشور جدا از نظام حکمرانی کل جامعه نیست و در پیوند با نظام‌های سیاسی، اقتصادی، اجتماعی و نیز نظام اداری قرار دارد. در نظام حکمرانی آب چگونگی تعریف، تصویب، و اجرای سیاست‌های آب، سیستم حقوقی و نهاد آب تعریف می‌شوند. همچنین

نقش‌های دولت، جامعه مدنی، و بخش خصوصی در رابطه با مالکیت آب، اداره منابع آب و خدمات آن مانند:

- ارتباطات بین‌بخشی
 - مشارکت گروداران و حل اختلافات
 - حقابه‌ها و مجوزهای برداشت
 - استانداردهای کمی و کیفی آب
 - موانع و فساد اداری
 - احکام قیمت‌گذاری
 - مشوق‌ها و محرک‌های مالی
- در نظام حکمرانی آب مشخص می‌شوند.
- مدیریت منابع آب شامل فعالیت‌های تحلیل، پایش،

توسعه و اجرای اقداماتی می‌شود که وضعیت منابع را در سطح مطلوب حفظ کنند. حال آن که حکمرانی منابع آب کنش‌گران و شبکه آن‌ها را در بر می‌گیرد که به فرمول‌بندی و اجرای سیاست‌ها و ابزار اجرای سیاست‌ها مربوط می‌شوند. به عبارت دیگر حکمرانی آب قواعدی را تعیین می‌کند که اجرای مدیریت منابع آب تحت آن‌ها محقق می‌گردد. به این ترتیب موضوعات مطرح در مقوله حکمرانی، شامل قدرت و نظام توزیع آن، چگونگی سیاست‌گذاری، اولویت‌بندی‌ها و پاسخ‌گویی گروداران می‌شود. برای تحقق مدیریت پایدار منابع آب و تأمین امنیت آبی، برقراری یک نظام حکمرانی انطباق‌پذیر با کارایی و اثربخشی مناسب، ضروری است.

یادداشت کوتاه



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

مدیریت یکپارچه آب شهری در بستر حکمرانی خوب

شهرها، ساخته تماشایی انسان، در توسعه مداوم هستند که نمی‌توانند بدون دستیابی به آب آشامیدنی با کیفیت مطلوب دوام بیاورند. توسعه اقتصادی جامعه به‌خصوص در شهرها و علاقه به زندگی در سطح استانداردهای بالا، فشار زیادی را به منابع آبی وارد کرده است. نیمی از جمعیت جهان در شهرها زندگی می‌کنند که انتظار می‌رود تا سال ۲۰۳۰ ده درصد افزایش داشته باشد. فشار این توسعه و افزایش جمعیت، دسترسی به آب و همچنین دفع بهداشتی فاضلاب را با چالش‌های جدی مواجه ساخته است.

برای افزایش توان رویارویی با این تغییرات و چالش‌ها، رویکردهای مدیریتی موجود که عمدتاً فن‌محور و بدون تأثیرگذاری جدی بر عوامل و مؤلفه‌های تقاضای آب است، می‌بایست به نحوی تغییر یابد که نگرش و ابزارهای دیگری که متکی به تدابیر اقتصادی، فرهنگی، حقوقی و اجتماعی است بر نگرش حاکم مدیریتی موجود غلبه پیدا کند و تأثیر آن به وضوح در راهبردها و راهکارها نمایان شود.

مدیریت یکپارچه آب شهری رویکردی است تطبیقی که

به شهرها اجازه می‌دهد به این تغییرات پاسخ دهند. رویکرد مدیریت یکپارچه آب شهری، نیازمند برنامه‌ریزی و سیاست‌گذاری برای تمامی اجزای چرخه آب شهری و خدمات مربوط به آن‌ها (تأمین و توزیع آب شرب، جمع‌آوری فاضلاب و رواناب، بازچرخانی) به موازات یکدیگر می‌باشد؛ چرا که این خدمات در اندرکنش با یکدیگر قرار داشته و نیازمند سطح بالایی از یکپارچگی، چه در تصمیم‌سازی و چه در مرحله اقدام، می‌باشد. به همین سبب، پارادایم مدیریت یکپارچه آب شهری سبب ظهور مسائل جدیدی در حکمرانی آب گردیده است و طبیعتاً ارتباط تنگاتنگی بین اصلاح و بهبود الگوهای حکمرانی آب و تحقق رویکرد مدیریت یکپارچه آب شهری وجود دارد. به عبارت دیگر، پیاده‌سازی راهبردهای مدیریت یکپارچه آب در شهر و تحقق اهداف توسعه پایدار، نیازمند اصلاح ساختار حکمرانی آب موجود است.

تعاریف متعددی برای حکمرانی آب ارائه شده است که یکی از کاملترین تعاریف را می‌توان «طیف وسیعی از سیستم‌های سیاسی، اجتماعی، زیست‌محیطی، اقتصادی و اداری که برای تنظیم و کنترل توسعه و مدیریت منابع آب و مقررات خدمات آب در سطوح مختلف جامعه به کار می‌رود» دانست که از سوی مشارکت جهانی آب (GWP) ارائه شده است.

حکمرانی خوب، در بیانیه هزاره سازمان ملل متحد، به عنوان شرط اصلی دستیابی به هدف‌های توسعه هزاره سوم مطرح

شده است. بررسی‌های گسترده اخیر در سطح جهانی نشان داده است که کاستی‌های حکمرانی آب، تأمین نیازهای پایه انسانی و محیط‌زیستی را مختل، رشد اقتصادی را کاهش، عملکرد و اثربخشی را کم، سرمایه‌گذاری در بخش آب را با دلسردی و مشارکت گروداران در فرآیند تصمیم‌گیری را با سرخوردگی مواجه می‌کند. اصل کلیدی در میان سایر اصول حکمرانی خوب یا اثربخش، مشارکت است. وقتی حکمرانی را می‌پذیریم، یعنی برای تصمیم‌گیری رویکرد تمرکززدایی داریم و می‌توانیم از تمام ظرفیت‌ها برای مسأله آب استفاده کنیم. تجربیات بین‌المللی برای ارزیابی وضعیت حکمرانی آب حکایت از نیاز به اقدامات گسترده‌ای دارد که بتوان با انتخاب شاخص‌های مناسب و انجام مطالعات گسترده به تعیین ابعاد کمبودها و نقاط ضعف نائل شد. لذا جهت بازساخت حکمرانی آب بایستی مسیری طولانی پیموده شود. لکن بایستی این نکته را مدنظر قرار داد که تحقق حکمرانی مطلوب و چگونگی بهبود حکمرانی در شرایط خاص هر کشور، تجویزی نبوده و نیاز به کار تخصصی و اجتماعی دارد. برنامه توسعه سازمان ملل موارد زیر را در میان اقدامات

کشورهای مختلف برای اصلاح حکمرانی آب، مشترک دانسته است که می‌تواند گواهی بر اهمیت و ضرورت آن‌ها باشد:

- تمرکززدایی در تصمیم‌گیری‌های مربوط به آب، شامل افزایش مشارکت گروداران
- ارتقای انگیزه‌ها برای بیشتر و بهتر شدن مشارکت عمومی.
- خصوصی، شامل خصوصی‌سازی خدمات آب و دخالت جامعه محلی
- پیاده‌سازی اصول مدیریت یکپارچه آب و رویکرد مدیریت حوضه آبریز
- روشن کردن نقش‌ها و مسئولیت‌ها و نهادها.

بحث حکمرانی در هر زمینه‌ای ارتباط زیادی با اصول و اساس تصمیم‌گیری‌های کلان و استراتژیک جامعه دارد و در یک نگاه کلان به جامعه، حکمرانی به مفهوم تنظیم روابط دولت با بخش خصوصی و نهادهای اجتماعی است. مدیریت یکپارچه آب شهری نیز نیازمند برنامه‌ریزی، سیاستگذاری کلان، ارتباط و هماهنگی زیربنایی تمام بخش‌ها و دستگاه‌های دولتی، غیردولتی و ... است که در بستر حکمرانی خوب آب قابل پیاده‌سازی می‌باشد.

Water Governance and Evaluation of its Impacts on Water and Food Security

S. Abedi

Assistant Professor of Faculty of Economics, Allameh Tabataba'i University, Tehran, Iran.

E-Mail: s.abedi@atu.ac.ir

Received: 21-07-2019

Accepted: 12-01-2020

حکمرمایی آب و ارزیابی آثار آن بر تأمین امنیت آب و غذا

سمانه عابدی

استادیار دانشکده اقتصاد، دانشگاه علامه طباطبائی.

E-Mail: s.abedi@atu.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۴/۳۰

تاریخ پذیرش: ۹۸/۱۰/۲۲

Abstract

Food and water security are one of the most critical subjects in all countries. Water deficiency is turning to a national crisis in Iran, due to climate change and non-optimal management of water resources. Due to the increase in water tensions, the national production will encounter major challenges which will lead to more dependency on importing foodstuff. It is notable that in the future, water deficiency will not be due to water shortage, but could be the consequence of the weakness in the regulations, inappropriate policies, and unplanned use of water resources. Accordingly, water governance in Iran has become a crucial concern in the context of increasing water deficiency, local and border water conflict, and global climate changes. Drying of water basins and the decline of groundwater is the result of the aforementioned regulations. Altogether, in the current situation of Iran, in order to guarantee the production of sustainable food products, considering the worsening state of water shortage, it is necessary to notice good governance, along with the empowerment of indigenous communities and the revival of their knowledge in areas related to the conservation and optimal utilisation of water resources. In this study, while addressing different dimensions of water governance and its role in water and food security, the innovative water governance methods have been described in the field of water security compared to conventional methods of integrated water resources management.

Keywords: Water governance, Water security, Food security, Integrated water resources management.

چکیده

امنیت آب و غذا از اساسی‌ترین مباحث در همه کشورهای جهان محسوب می‌شود. از طرفی کمبود آب در ایران در حال تبدیل شدن به یک بحران ملی است و صاحب‌نظران منشأ آن را در دو بُعد تغییرات اقلیمی و مدیریت غیر بهینه منابع آب در کشور عنوان می‌کنند. به‌طوری‌که در آینده با افزایش تنش‌های آبی، تولید داخلی با چالش بزرگ‌تری مواجه خواهد شد که می‌تواند منجر به وابستگی بیشتر به واردات مواد غذایی گردد. اما این نکته قابل‌تأمل است که کم‌آبی در آینده اساساً به دلیل کمبود آب نخواهد بود، بلکه به دلیل ضعف در قوانین، سیاست‌گذاری‌های نامطلوب و استفاده بدون برنامه‌ریزی از منابع آب است. بر این اساس، حکمرمایی آب در ایران به یک نگرانی کلیدی در زمینه افزایش کمبود آب، تعارضات آب محلی و مرزی و تغییرات آب و هوایی جهانی، تبدیل شده است. خشکیدن حوضه‌های آبی و افت سفره‌های زیرزمینی دستاورد این حکمرمایی است. در مجموع در شرایط فعلی ایران جهت تضمین تولید مواد غذایی پایدار تحت وضعیت کمبود آبی رو به رشد، لازم است تا همراه با توانمندسازی جوامع بومی و احیای دانش آن‌ها در زمینه‌های مرتبط با حفاظت و بهره‌برداری بهینه از منابع آبی، حکمرمایی خوب آب نیز، مورد توجه قرار گیرد. بنابراین در این مطالعه، ضمن پرداختن به ابعاد مختلف حکمرمایی آب و نقش آن در امنیت آب و امنیت غذایی، به بیان روش‌های ابتکاری حکمرمایی در زمینه امنیت آب نسبت به روش‌های مرسوم مدیریت یکپارچه منابع آب، پرداخته می‌شود.

واژه‌های کلیدی: حکمرمایی آب، امنیت آب، امنیت غذایی، مدیریت یکپارچه منابع آب.

بحث امنیت در ابعاد گسترده به عنوان بنیادی‌ترین حقوق بشر مورد توجه همه جوامع بین‌الملل بوده است. این مهم در مواجهه با جمعیت رو به رشد کنونی و تشدید بهره‌برداری از ذخایر محدود و تجدیدناپذیر، به صورت خاص در دو بعد امنیت آب و غذا، اهمیت بیشتری پیدا می‌کند.

پیش‌بینی‌های جهانی نشان می‌دهد که در دهه‌های آتی، به علت رشد جمعیت، توسعه اقتصادی، شهرنشینی و تغییرات اقلیم، تقاضا برای آب شیرین به طور قابل توجهی افزایش خواهد یافت. در این میان، بخش کشاورزی به ۷۰ درصد از مجموع کل هزینه‌های آب شیرین جهانی نیاز دارد، لذا لازم است تا در این بخش، از سهم آب برای تولید مواد غذایی و تأمین امنیت غذایی اطمینان حاصل شود. در عین حال، باید پایداری مصرف آب کشاورزی در اثر افزایش امنیت غذایی افزایش یابد. این در حالی است تا سال ۲۰۵۰، ۶۰ درصد غذای بیشتر برای تغذیه جهان مورد نیاز است که متناسب با آن آب بیشتری نیز برای تولید محصولات کشاورزی می‌طلبد (FAO، ۲۰۱۴). از سوی دیگر، امنیت آب، یک مفهوم و چالش در حال ظهور به معنی «دسترسی قابل اعتماد به مقدار و کیفیت قابل قبول آب، برای بهداشت، معیشت و تولید» است که امروزه نقش و اهمیت آن در افزایش امنیت غذایی، افزایش یافته است و در میان منابع طبیعی، امنیت آب از اصلی‌ترین ارکان دستیابی به توسعه پایدار به شمار می‌رود. از این رو بهره‌برداری ناکارا از منابع آب، سبب تهی شدن ذخایر آبی، تضعیف توسعه اقتصادی شده و در نهایت به تهدیدی جدی برای امنیت بلندمدت غذایی تبدیل می‌شود. این در حالی است که آب از طریق اثرات متعدد آن در سلامت و تغذیه، تولید محصولات کشاورزی و فراوری مواد غذایی، نقش مهم و کلیدی را در امنیت غذایی ایفا می‌کند (عابدی، ۱۳۹۶). مسائل مربوط به تخصیص بهینه منابع محدود آبی، افزایش بهره‌وری آب، روش‌های کنترل، دسترسی و مدیریت آب توسط ذی‌نفعان مختلف، اهمیت زیادی دارد. این در حالی است که بررسی مسائل فوق باید با مسائل مدیریت کارآمد و مؤثر آب، به طور هم‌زمان مورد توجه قرار گیرد (FAO، ۲۰۱۴). اما در حال حاضر با وجود پیوندهای روشن بین عملکرد چندگانه آب، امروزه منابع آب، در تمام سطوح به صورت چندپاره (پراکنده) مدیریت می‌شود. مسئولیت‌های مرتبط با آب در سطح حکومت، اغلب بین چندین نهاد پراکنده شده، لذا هماهنگی مؤثر، در سطح تصمیم‌گیری و هم در سطح نهادهای اجرایی وجود ندارد. لازم به ذکر است در دهه‌های اخیر برای حل مسائل مرتبط با آب، عمدتاً بر مسائل مدیریتی بدون در نظر گرفتن ابعاد حکمروایی آن، تمرکز شده است. بنابراین تمرکز بیشتر بر حکمروایی آب مورد نیاز است؛ زیرا، از یک سو، مدیریت تنه‌های آب، برای حل مسائل، کمتر

کارآمد است و از سوی دیگر مسائلی مانند آب، مواد غذایی و انرژی و همچنین بخش‌های مرتبط با آنها، به هم وابسته هستند، به طوری که هیچ بخشی نمی‌تواند از دیگری مجزا باشد. در این میان کمبود آب در ایران در حال تبدیل شدن به یک بحران ملی است. یکی از عوامل مؤثر بر بحران آب، مدیریت ناپهینه منابع آب در کشور است که این مسئله، کاملاً انسان‌محور است، چرا که در مدیریت منابع آبی همواره اهداف چندگانه و بعضاً متضادی مطرح بوده، از جمله این که مدیریت عرضه در مقابل مدیریت تقاضا، کمیت آب در مقابل کیفیت آب، ابعاد اقتصادی در مقابل ابعاد اجتماعی-زیست محیطی و بیشینه‌سازی یک هدف با کاهش دیگری همراه بوده است (تاتار و همکاران، ۱۳۹۴).

تا پایان قرن گذشته، مدیریت آب، تنها راه جهت مقابله با مشکلات آب و تلاش برای یافتن راه حل، بوده است. این در حالی است که امروزه این رویکرد به نظر می‌رسد کارکردهای خود را از دست داده و در حل بسیاری از بحران‌ها، دچار محدودیت‌هایی شده است. لذا حکمروایی منابع آب به عنوان یک مفهومی مهم برای مقابله با پیامدهای قابل توجهی از نظر امنیت غذایی و توسعه اقتصادی، ظهور کرده است (FAO، ۲۰۱۴). بر اساس آن، حکمروایی آب به فرآیندها، دست‌اندرکاران و مؤسسات درگیر در تصمیم‌گیری برای توسعه و مدیریت منابع آب و برای تحویل خدمات آب، شامل حوزه‌های سیاسی، اداری، اجتماعی و اقتصادی همراه با سامانه‌های رسمی و غیررسمی و مکانیسم‌های درگیر، اشاره دارد و به عنوان یک عامل مهم در پایداری درازمدت منابع آب شناخته شده است (Bakker و Morinville، ۲۰۱۳). بنابراین در این مطالعه با بهره‌گیری از روش تحلیلی، ضمن پرداختن به ابعاد مختلف حکمروایی آب و نقش آن در امنیت آب و امنیت غذایی، به بیان روش‌های ابتکاری حکمروایی در زمینه امنیت آب نسبت به روش‌های مرسوم مدیریت یکپارچه منابع آب، پرداخته می‌شود.

مبانی نظری و پیشینه تحقیق

واژه‌های حکمروایی و حکومت مفاهیم تخصصی هستند که بعضاً فارغ از مفهوم، بجای همدیگر بکار می‌روند؛ اما حکمروایی عبارت است از هدایت کردن، راهنمایی کردن و یا چیزها را در کنار هم نگه داشتن است. در حالی که مفهوم حکومت دلالت بر واحد سیاسی برای انجام وظیفه سیاست‌گذاری داشته است. لذا حکومت بخشی از سیستم بزرگ‌تر حکمروایی است (شریفیان ثانی، ۱۳۸۰). بنابراین، نظریه حکمروایی یعنی نحوه اداره کشور، شیوه تصمیم‌گیری و چگونگی تعامل بین دولت و مردم. در دهه‌های اخیر حکمروایی به یکی از موضوعات مهم در گفتمان توسعه، تبدیل شده است. همچنین از آن به عنوان فرآیند مشارکتی توسعه تعریف می‌شود و به موجب آن، همه ذی‌نفعان

شامل حکومت، بخش خصوصی و جامعه مدنی تمهیداتی را برای حل مشکلات فراهم می‌کنند که نتیجه آن رفع ناپایداری از بدنه توسعه، رفع ناپایداری‌ها از بدنه نهادهای مدیریتی، برنامه‌ریزی، کارآمدسازی مدیریت، مسئولیت‌پذیری بیشتر در اداره امور و تفویض قدرت، وظایف و صلاحیت‌ها به سایر ذی‌نفعان محلی خواهد بود (لاله‌پور، ۱۳۸۶). حکمروایی طی دهه ۱۹۹۰ میلادی به یکی از واژه‌های محوری علوم اجتماعی، علوم سیاسی و جغرافیای انسانی تبدیل شده است. بنابراین حکمروایی نوعی اعمال اقتدار در روش یا سیستم اداره است که در آن مرزهای بین سازمان‌ها، و بخش‌های عمومی و خصوصی در سایه یکدیگر محو می‌شوند و در سایه آن ذی‌نفعان مختلف منافع خود را به هم پیوند زده، حقوق خود را پیگیری می‌کنند، تعهدات خود را بجا می‌آورند و اختلافات خود را حل می‌کنند (تاتار و همکاران، ۱۳۹۴). سه عنصر دولت، جامعه مدنی و بخش خصوصی در رابطه با حکمروایی وجود دارد. به هر میزان که این سه نهاد به هم نزدیک‌تر شوند و بتوانند در اجرای دستورات متوازن عمل کنند، به همان اندازه حکمروایی هم به خوبی اجرا خواهد شد (صفریان و امام‌جمعه‌زاده، ۱۳۹۶).

واژه حکمروایی خوب ابتدا در بعد اقتصادی در دستور کار مجامع بین‌المللی قرار گرفت و به عنوان پیش‌شرط کمک‌های توسعه از جانب مؤسسات بین‌المللی مالی به کشورهای در حال توسعه و فقیر مطرح گردید (تاتار و همکاران، ۱۳۹۴). بر این اساس معیارهای حکمروایی خوب از سوی محققین مورد توجه قرار گرفت و تحت عنوان معیارها و شاخصه‌های «حکمروایی خوب»^۱ مطرح شده است (UN-HABITAT، ۲۰۰۲). حکمروایی خوب برقراری روابط متقابل، حمایت‌کننده و همکاران بین دولت، جامعه مدنی و بخش خصوصی است. در این زمینه از طرف سازمان‌های وابسته به سازمان ملل متحد همچون یونسکو برای حکمروایی خوب هشت ویژگی مهم مشارکتی، اجماع‌محور، مسئولیت‌پذیر، شفاف، پاسخگو، اثربخش و کارا، منصفانه و همه‌گیر، قانون‌محور و هماهنگ با حکومت اعلام شده است. در این میان حکمروایی آب حائز اهمیت است. حکمروایی آب از دیدگاه سازمان‌های بین‌المللی، عمدتاً به نقش سامانه‌های سیاسی، اجتماعی، اقتصادی، محیط‌زیستی، نهادهای رسمی و غیررسمی که در توسعه، بهره‌برداری و حفاظت از آب یک ملت نقش دارند، اطلاق می‌شود (OECD، ۲۰۱۱). لذا حکمروایی پایدار منابع آب فرآیند اعمال اقتدار اداری، اقتصادی و سیاسی از طریق آموزش سیاست‌گذاران و کلیه ذی‌نفعان و نیز مشارکت مردم در تهیه برنامه‌ها و ملاحظات اخلاقی و تساوی افراد در طراحی، تنظیم و پیاده‌سازی سیاست‌های مربوط به منابع آب و مدیریت هماهنگ آب‌و خاک و سایر منابع برای رفاه اجتماعی و اقتصادی، بدون به خطر انداختن پایداری اکوسیستم‌های حیاتی است (قایمی و همکاران، ۱۳۹۶). اهمیت حکمروایی آب

برای دستیابی به پایداری در سال ۱۹۹۲ در اجلاس سران سازمان ملل متحد مورد توجه قرار گرفت و در سال ۲۰۰۲ اجلاس جهانی توسعه پایدار، «گفتگو در مورد مدیریت مؤثر آب» را آغاز کرد. سازمان همکاری جهانی^۲ آب در سال ۱۹۹۷، تلاش زیادی را در زمینه نهادینه کردن مسئله حکمرانی صورت داده است. این نهاد «جعبه‌ابزاری» متشکل از ۵۰ راهنما برای به کار بستن موفق در مدیریت به هم پیوسته منابع آب ارائه داده و در زمینه حکمرانی مؤثر در آب با مشارکت ۳۰ کشور، ۴۰ نشست را برگزار کرده است. از دید این نهاد، حکمرانی خوب در آب نیازمند سامانه‌های اداری و اقتصادی - اجتماعی مؤثر به روش مدیریت به هم پیوسته بوده که با فرآیندهای مشارکتی و شفاف، نیازهای انسانی و زیست‌محیطی را برطرف می‌نماید (اردکانیان و ضرغامی، ۱۳۸۳).

کنفرانس بین‌المللی بُن نیز، در رابطه با آب شیرین در سال ۲۰۰۱، چالش حکمروایی آب را یکی از اولویت‌های اصلی دانست. در اولین نسخه گزارش جهانی آب، به طور کلی اعلام شد که «بحران آب اساساً بحران حکومتی» است. همچنین در فائو، کمیته امنیت غذایی جهانی^۳ اهمیت مسائل مربوط به حکمروایی آب را به رسمیت شناخته است.

حکمروایی آب، دارای ابعاد مختلفی است. از جمله از آن‌ها می‌توان به حکمروایی آبیاری، حکمروایی آب زیرزمینی، حکمروایی آب برای کنترل آلودگی و مدیریت کیفیت آب اشاره نمود، که در ادامه به شرح آن‌ها پرداخته می‌شود.

حکمروایی آبیاری شامل ابزارها و فعالیت‌های مدرنیزه‌سازی آبیاری برای حمایت از نهادهای دولتی و سایر ذی‌نفعان برای ایجاد محیط مناسب و تقویت سازه‌های سازمانی برای مواجهه با پیچیدگی‌های مدیریت آبیاری است. هدف اصلی آن افزایش بهره‌وری آب در آبیاری کشاورزی به عنوان یک راه حل برای کمبود آب است. از جمله اقدامات در این زمینه شامل اصلاحات سیاستی در حوزه کشاورزی، طراحی چارچوب مدیریت و سازمانی، اقدامات انگیزشی و نظارتی برای مصرف‌کنندگان آب کشاورزی، سرمایه‌گذاری‌های هدفمند کشاورزی، بهبود بازار، مدرنیزاسیون، مکانیزاسیون، اصلاحات ارضی، بهبود روش‌های مدیریت مزرعه، دسترسی به منابع مالی و غیره است که نتیجه آن، ایجاد مزایایی از جمله بهبود معیشت کشاورزان، امنیت غذایی، افزایش بازده اقتصادی و توان بالقوه صرفه جویی در مصرف آب است. حکمروایی آب‌های زیرزمینی از دیگر ابعاد حکمروایی آب است که در قالب ایجاد چارچوب اقداماتی برای بهبود و تقویت مدیریت منابع زیرزمینی و همچنین حفاظت از آن‌ها، تعریف می‌شود. اجرای اصلی این برنامه شامل توسعه پشتیبان و اسناد قانونی مبتنی بر رفتار حاکم بر آب‌های زیرزمینی، می‌باشد. کیفیت آب نیز یکی دیگر از چالش‌های جهانی است که از بعد آلودگی آب با کشاورزی مرتبط است. حکمروایی کیفیت آب

یک موضوع بسیار پیچیده است، که اغلب وجود ندارد، یا فاقد اصول و قدرت است. در این زمینه توسعه ابزارها (استانداردهای کیفیت مناسب، دستورالعمل‌های بازیافت، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی، اندازه‌گیری و نظارت و غیره) و تقویت مقررات و اصلاحات نهادی برای مدیریت کیفیت و کنترل آلودگی آب، لازم و ضروری است. در این زمینه می‌توان به فعالیت فائو که شامل همکاری با ذی‌نفعان، به‌ویژه برنامه محیط‌زیست سازمان ملل متحد^۲ و سازمان بهداشت جهانی^۳ اشاره نمود که در راستای اقدامات مذکور بوده است (FAO, ۲۰۱۴). در این زمینه قابل ذکر است علی‌رغم شباهت‌هایی که در عوامل، عناصر و تعریف حکمروایی آب در کشورهای مختلف وجود دارد، لیکن در هر کشوری حکمروایی آب اهداف متفاوتی را دنبال می‌کند.

در زمینه حکمروایی آب مطالعات بسیار محدودی در داخل کشور انجام شده است، از جمله می‌توان به قایمی و همکاران (۱۳۹۶)، اشاره نمود. هدف از این تحقیق ارائه مدل مفهومی حکمروایی پایدار در مدیریت منابع آب با تأکید بر آموزش و ظرفیت‌سازی است. در این مطالعه با مرور دیدگاه‌های مختلف بین‌المللی، نتایج اجلاس‌ها و کنفرانس‌های جهانی آب، یک مفهوم جامع و کامل از حکمروایی پایدار در مدیریت به‌هم‌پیوسته منابع آب با تأکید بر آموزش و ظرفیت‌سازی، ارائه شده است. الگوی ارائه شده متشکل از ۹ معیار و ۵۲ شاخص بود که در بین آن‌ها، معیار مشارکت مردمی و شاخص آموزش و ظرفیت‌سازی، بیشترین امتیاز را کسب نمود. نتایج تحقیق نشان می‌دهد، مدل مفهومی پیشنهادی، کاملاً منطبق با حکمروایی پایدار است که هم‌اکنون مطرح است. در حکمروایی پایدار به نقش بسیار کلیدی مشارکت مردمی، آموزش و ظرفیت‌سازی کلیه سیاست‌گذاران و ذی‌نفعان در فرآیند تصمیم‌گیری و برنامه‌ریزی‌ها تأکید شده است. همچنین تاآثر و همکاران (۱۳۹۴) در مطالعه‌ای به تبیین رابطه حکمروایی خوب بر مبنای مدیریت تضاد در زمینه منابع آب کشاورزی پرداخته‌اند. بدین منظور با مرور ادبیات و بیان دیدگاه‌های مختلف درباره حکمروایی خوب و ارتباط آن با مدیریت تضاد منابع آب کشاورزی، الگویی پیشنهادی به‌منظور تبیین حکمروایی خوب از مسیر مدیریت تضاد ارائه شده است. در این چارچوب نمایندگان گروه‌های ذی‌نفع از بخش‌های دولتی، خصوصی، اجتماعات مدنی و محلی در فرآیند حل تضاد مداخله می‌کنند و زمینه برای استقرار حکمروایی خوب فراهم می‌شود. شاه‌آبادی و همکاران (۱۳۹۳)، به بررسی تأثیر حکمروایی بر امنیت غذایی کشورهای توسعه‌یافته گروه هفت و منتخب درحال توسعه پرداختند. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد با بهبود مؤلفه‌های حکمروایی می‌توان محیطی مساعد برای افزایش تولید و رشد اقتصادی کشورها فراهم نمود که افزایش اشتغال، درآمد سرانه و کاهش تورم را در پی دارد و بهبود این متغیرها از جمله عواملی

هستند که دسترسی فیزیکی و اقتصادی غذا در جامعه را تأمین می‌کنند. اردکانیان و ضرغامی (۱۳۸۳) در مطالعه‌ای حکمروایی در مدیریت به‌هم‌پیوسته منابع آب را مورد بررسی قرار دادند که در آن پس از بررسی، دسته‌بندی و تحلیل ادبیات برنامه‌ریزی به‌هم‌پیوسته منابع آب، به موضوع حکمروایی پرداخته و در نهایت نحوه رشد سازمان آب در ایران و سیاست‌های آینده آن بررسی شده است. بر اساس مطالعه انجام شده، هرچند مدیریت عرضه با چالش منابع مالی روبروست، لکن عرصه پر چالش‌تر، مدیریت تقاضا است که اجرای همه روش‌های غیرسازهای مانند آموزش، اصلاح الگوی مصرف، ظرفیت‌سازی نیروی انسانی و مشارکت ذی‌نفعان را شامل می‌شود. این مدیریت توأمان می‌بایستی مبتنی بر رویکرد مدیریت به‌هم‌پیوسته کلیه بخش‌های مرتبط با آب بوده و با اصلاح قوانین و مقررات به سمت حکمرانی مؤثر در آب حرکت نماید. بنابراین با توجه به نقش حکمرانی مؤثر در موفقیت برنامه‌های مدیریت منابع آب، تدوین تفصیلی مؤلفه‌های حکمرانی در آب در سرزمین ایران، با اتکا به ساختارهای مدیریتی موجود و نیز برنامه‌ها و سیاست‌های راهبردی پیش رو، یک ضرورت است.

در مطالعات خارجی نیز Neto (۲۰۱۶) در مقاله‌ای با عنوان حکمروایی آب در عصر شهری، به چالش‌های پیش‌رو برای ایجاد جایگزین‌های شیوه‌های فعلی سیاست آب در زمینه‌های اجتماعی و فرهنگی جهان دگرگون‌شده شهرنشینی، اشاره دارد. در این مطالعه ضمن بیان نمونه‌هایی از مشکلات بحرانی و رویکردهای نوآورانه، نتایج متعددی در زمینه ارائه مؤثرترین رویکردها برای اثرگذاری بر مدیریت آب و سیاست‌های شهری در سطح محلی، ارائه شده است. از دیگر اهداف مطالعه، ارائه مجموعه‌ای از توصیه‌های مربوط به توسعه شهری و مدیریت آب و همچنین ترویج و حمایت از بازنگری در مدل‌های مفهومی برنامه‌ریزی سنتی (از بالا و پایین و مقررات‌گرا) و ناکافی بودن آن‌ها برای مقابله با چالش‌های واقعی موجود در مناطق شهری است. در نهایت در این مطالعه بر پایه مفاهیم مدیریت منابع آب شهری پایدار و مدیریت یکپارچه مدیریت شهری، یک چارچوب مفهومی جدید تحت عنوان سیاست آب یکپارچه شهری، پیشنهاد شده است. Lalika و همکاران (۲۰۱۵)، به بررسی رویکردهای حفاظت از حوضه و چالش‌های حاکمیت آب در حوضه رودخانه پنگانی در تانزانیا پرداختند. نتایج نشان داد حفظ روستاهای ساحلی، استراتژی مناسب برای حفاظت از حوضه آب و جریان آب پایدار است. همچنین چالش‌های موجود در مدیریت منابع آب شامل ساختارهای سازمانی ناکارآمد و مدیریت مالی غیرقابل اعتماد است. بنابراین ایجاد ظرفیت انجمن مصرف‌کنندگان آب می‌تواند نتایج مثبتی برای حفاظت از آب‌خیزها و مدیریت آب

در طول سال‌های گذشته، تلاش‌ها برای حمایت از مدیریت در بخش آب تشدید شده و چندین طرح در این رابطه، توسط سازمان‌های بین‌المللی ترویج شده که در ادامه به شرح آن‌ها پرداخته می‌شود (FAO، ۲۰۱۴):

۱- تسهیلات حاکم بر آب؛ ابتکار مشترک برنامه توسعه سازمان ملل متحد^۷ و مؤسسه بین‌المللی آب استکهلم^۸، برای پیشبرد پیشرفت در مدیریت آب برخی از کشورها، کمک و پشتیبانی فنی مورد نیاز را در زمینه‌هایی مانند مدیریت یکپارچه منابع آب، آب‌های مرزی، تأمین آب و بهداشت، انطباق با تغییرات اقلیمی، ارائه دادند.

۲- بانک جهانی در خصوص مفاهیم «مدیریت مؤثر آب» و «مدیریت مناسب قوانین حاکم بر آب»، در چارچوب مدیریت یکپارچه منابع آب، فعالیت کرده است. به‌طوری‌که در سال ۲۰۰۷، مطالعه‌ای را در مورد «کمیابی بیشتر: پاسخگویی برای نتایج بهتر مدیریت آب در خاورمیانه و شمال آفریقا» منتشر نمود که در آن اهمیت حیاتی مسائل مربوط به مدیریت آب کشاورزی را روشن ساخته است.

۳- سازمان همکاری اقتصادی و توسعه^۹ در رابطه با حکمروایی آب، شبکه‌ای از دست‌اندرکاران عمومی، خصوصی و فعالان غیر سودجو را برای حمایت از حکمروایی بهتر در بخش آب از طریق به اشتراک‌گذاری تجربه، کار تحلیلی و گفت‌وگو با هم‌تایان، ایجاد نموده و فهرستی از ابزارهای حکمروایی آب، شیوه‌ها و دستورالعمل‌های مرتبط را راه‌اندازی کرده است.

لازم به ذکر است اگرچه این ابتکارات به پیشرفت دانش و ترویج مدیریت مؤثرتر در زمینه آب کمک می‌کند، اما ارتباط مؤثری را میان آب، کشاورزی و امنیت غذایی ایجاد نمی‌کند.

۴- برنامه حکمروایی آب‌های زیرزمینی، ابتکار مشترک میان فائو، برنامه بین‌المللی هیدرولوژیکی یونسکو^{۱۰}، انجمن بین‌المللی هیدروژئولوژیست‌ها^{۱۱}، بانک جهانی و تسهیلات جهانی محیط‌زیست^{۱۲} است که توسط فائو هماهنگ شده‌اند. هدف اصلی برنامه مذکور این است که مدیریت مورد نیاز برای حفظ مزایای اجتماعی اقتصادی آب‌های زیرزمینی و جلوگیری از بحران آبی، در دستور کار تصمیم‌گیران قرار گیرد. این برنامه از سال ۲۰۱۱ به‌وسیله یک فرآیند مشورتی با ذی‌نفعان آب زیرزمینی در سراسر جهان، اجرا شده است. همچنین برای ایجاد یک چشم‌انداز در زمینه آب‌های زیرزمینی، اصولی در قالب «برنامه اقدام» بر اساس دانش، تجربه‌های موجود، سیاست‌ها و تسهیلات نهادی و سرمایه‌گذاری تدوین شده است.

۵- برنامه کمبود آب فائو^{۱۳}، در واکنش به چالش‌های در حال ظهور و در مشورت دقیق با سازمان‌های قانونی مرتبط، ایجاد شده است. این برنامه به‌طور خاص، در پی ارزیابی نقش

داشته باشد. بر این اساس، نتایج مطالعه نشان داد، استراتژی‌ها و سیاست‌های بهبود جریان خدمات هیدرولوژیکی باید بر بهبود رفاه جوامع محلی، متمرکز باشد. Franks و همکاران (۲۰۱۳) توسعه مدیریت منابع آب را در ۴۰ سال گذشته در حوضه کیمانی دشت اوسانگو در جنوب غربی تانزانیا بررسی نمودند. در این مطالعه ضمن بررسی چگونگی تغییر مدیریت منابع آب در طول زمان، به تغییرات در تخصیص آب به‌ویژه در مورد حقوق آب، سازمان‌های مدیریت آب و زیرساخت‌های فیزیکی نیز پرداخته شده است. نتایج نشان داد توسعه منابع آب در کیمانی در بسیاری از موارد موفقیت‌آمیز بوده و در نتیجه، تأمین منابع برای بسیاری از کاربران با بهبود معیارهای معیشتی همراه بوده است. با این حال، این پیشرفت‌ها با برخی نتایج منفی همراه بوده، چراکه بر اساس این استراتژی دسترسی آب برای دیگر کاربران کاهش یافته و جریان‌های پایین‌دست مورد تهدید قرار گرفته است. بنابراین نتایج حاکی از نیاز به نقشه کلی چشم‌انداز نهادی و اطمینان از زیرساخت‌های فیزیکی‌ای است که توافقی‌های نهادی را در هنگام طراحی مداخلات برای افزایش امنیت آب، نشان دهد. چراکه چنین مداخلاتی می‌تواند نتایج قابل‌توجهی برای روابط صحیح و قدرت در میان کاربران آب داشته باشد. Goswami و Lele (۲۰۱۳) با استفاده از نمونه‌هایی از تجربیات جهانی، به بررسی اثر حکمروایی خوب بر امنیت غذایی، آب و انرژی پرداختند. نتایج نشان داد، انتخاب سیاست‌ها، نهادها و نتایج مواجهه با چالش‌های پیش‌رو، به نوع و ماهیت حکمروایی در هر سطح، وابسته است. همچنین Pahl-Wostl و همکاران (۲۰۱۱)، ضمن بررسی چالش‌های اصلی حاکمیت برای امنیت آب، موفقیت‌ها و شکست‌های روش‌های حکمروایی را بررسی نموده‌اند. نتایج مطالعه نشان داد، پیچیدگی چالش‌ها، افزایش عدم اطمینان و فقدان ظرفیت اداری مناسب، ازجمله مهم‌ترین چالش‌های اصلی حاکمیت، است.

مواد و روش‌ها

این پژوهش با استفاده از روش کتابخانه‌ای و مروری با بررسی منابع، اسناد و بهره‌گیری از گزارش‌های بین‌المللی، مقالات و پایگاه‌های اینترنتی، صورت گرفته است. در این راستا ابتدا تجربه برخی از کشورها در رابطه با برنامه‌های مرتبط با حکمروایی آب در دستیابی به توسعه پایدار بررسی می‌شود. در ادامه ضمن پرداختن به ابعاد مختلف حکمروایی آب و نقش آن در امنیت آب و امنیت غذایی، روش‌های ابتکاری حکمروایی در زمینه امنیت آب نسبت به روش‌های مرسوم مدیریت یکپارچه منابع آب، بیان می‌شود.

فائو و فعالیت‌های مربوط به آب، در سال ۲۰۱۰ تأسیس شده است. همچنین طی این برنامه یک پیش‌نویس استراتژیک برای آب ایجاد شده که منعکس‌کننده اهمیت، اهداف و ماهیت متقابل ذاتی آب در مأموریت سازمان فائو است.

در طول دو سال ۲۰۱۲ و ۲۰۱۳ برنامه جامع مقابله با کمبود آب آغاز شده است. هدف آن، حمایت از کشورها برای رفع کمبود آب در کشاورزی و تقویت ظرفیت آن‌ها برای بهبود بهره‌وری آب سامانه‌های کشاورزی در سطح ملی و حوضه رودخانه، از جمله سامانه‌های آب و فاضلاب مرزی است. در این برنامه یک رویکرد یکپارچه برای کمبود آب، از تصفیه آب تا مدیریت تقاضا، ارتقاء فن‌آوری و مدیریتی و رویکردهای بهبود یافته برای ارزیابی و نظارت بر منابع آب، تدوین شده است. همچنین سازمان فائو تجزیه و تحلیل چارچوب قانونی، نهادی و اداری مربوط به آب در کشورهای منتخب را انجام می‌دهد. لازم به ذکر است رویکرد برنامه جامع در چارچوب استراتژی بازنگری سازمان غذا و کشاورزی (فائو) و با تمرکز بر اولویت‌های منطقه‌ای، ارتقاء روش‌های چندرسانه‌ای و ایجاد مشارکت، مورد توجه قرار گرفته است. به‌طوری‌که طیف وسیعی از اولویت‌های کلیدی مرتبط با چارچوب استراتژیک، مانند ایجاد کشاورزی، جنگل‌داری و شیلات پایدار و سازنده و ایجاد دیدگاه مشترک برای غذا و کشاورزی پایدار در سراسر سامانه‌های مختلف تولید کشاورزی، توسط این برنامه پوشش داده شده است. علاوه بر آن جوانب مختلف دیگری مانند کاهش فقر، امنیت غذایی و بازگشت به سلامت نیز در برنامه جامع مورد توجه قرار گرفته است. برای نمونه یکی از مهم‌ترین برنامه‌ها در زمینه مدیریت آب، برنامه نوآورانه کمبود آب منطقه‌ای^۴ در خاور نزدیک و شمال آفریقا است. این استراتژی همکاری مشترکی را برای مدیریت زیست‌محیطی پایدار برای امنیت غذا و مشارکت منطقه‌ای برای حمایت از کشورها در اجرای استراتژی مشارکتی، تعریف کرده است. فرآیند مشورتی با کشورها و شرکا در طول مرحله آزمایشی برنامه مذکور، نشان‌دهنده نیاز به افزایش ابعاد حاکمیت آب با تأکید بر رویکرد تحلیلی اعمال شده در زمینه‌های ۱- برنامه‌ریزی استراتژیک و سیاست‌ها، ۲- بهبود و اصلاح حکمروایی در تمام سطوح، ۳- بهبود کارایی و بهره‌وری مدیریت آب در سامانه‌های کشاورزی عمده و در زنجیره غذایی، ۴- مدیریت عرضه آب از طریق استفاده مجدد و بازیافت آب‌های غیرمتعارف، ۵- سازگاری تغییرات اقلیمی، ۶- پایدارسازی ساختار با تمرکز بر آب‌های زیرزمینی، آلودگی و شوری خاک، ۷- ارزیابی، نظارت و گزارش‌دهی در مورد بهره‌وری و بهینه‌سازی مصرف آب، است (FAO, ۲۰۱۴). سایر فعالیت‌های فائو در رابطه با حکمروایی آب عبارت‌اند از:

- حکمروایی یکی از مهم‌ترین موضوعات برنامه فائو در سال ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۷ است. FAO به دولت‌ها و ذی‌نفعان کلیدی در تجزیه و تحلیل چالش‌های اساسی حکمروایی برای طراحی و اجرای

سیاست‌های مؤثر، کمک می‌نماید. همچنین با نقش تسهیل‌گری خود مطالعات موردی را برای حمایت از تصمیم‌گیری مبتنی بر شواهد، برای تقویت سازوکارهای حکومتی ارائه می‌دهد.

- سازمان فائو، رویکردهای مفهومی را برای مدیریت منابع طبیعی از جمله حوضه‌آبریز گسترش داده است. به‌طوری‌که رویکردهای مذکور ابزارهایی کارآمدی را برای اجرای تصمیمات و برنامه‌ریزی فرآیندها در بخش‌های مختلف ارائه می‌دهند. در این میان حکمروایی آب در مرکزیت رویکردهای مرتبط با حوضه رودخانه یا حوضه‌آبریز طبیعی برای مدیریت آب قرار دارد.

نقش حکمروایی آب در امنیت غذایی

امروزه با توجه به رشد جمعیت، تغییرات آب و هوایی، افزایش رقابت برای آب و توجه به مسائل زیست‌محیطی، آب برای تولید مواد غذایی به‌عنوان یک موضوع اصلی محسوب می‌شود. با مروری بر وضعیت منابع آب مشاهده می‌شود، امنیت آن نه تنها در ایران بلکه در سراسر جهان در معرض خطر است؛ به‌طوری‌که انتظار می‌رود، جمعیت جهان تا سال ۲۰۵۰ دو میلیارد نفر افزایش یابد که بر اساس آن ۴۷ درصد جمعیت جهان تحت فشار شدید بحران آب، زندگی خواهند کرد. زیرا بر اساس اطلاعات سازمان همکاری‌های اقتصادی و توسعه و سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد، استفاده از آب شیرین برای مصرف انسان، کشاورزی، صنعت و سایر استفاده‌ها شش برابر خواهد شد، درحالی‌که مقدار آب و زمین‌های قابل‌کشت غیرقابل افزایش است (عابدی، ۱۳۹۶). بنابراین کمبود آب و محدودیت‌های کیفیت آن، یک چالش عمده برای امنیت غذایی آینده است، به‌خصوص از آنجاکه انتظار می‌رود کشاورزی به‌عنوان بزرگ‌ترین مصرف‌کننده منابع آب شیرین در تمام نقاط جهان باقی بماند و در کنار آن تقاضای صنعتی و داخلی نیز به‌سرعت در حال افزایش باشد. علاوه بر این، اطمینان از عرضه آب کشاورزی بدون بهبود قابل‌توجه در سیاست‌های مدیریت آب و سرمایه‌گذاری، کاهش خواهد یافت. رقابت شدید بخش‌های رقابتی و مشکلات کمبود آب همراه با کاهش قابلیت اطمینان عرضه آب کشاورزی، باعث فشار بر عرضه مواد غذایی شده و همچنان باعث نگرانی برای امنیت غذایی می‌شود. این در حالی است که بخش کشاورزی خود با مجموعه‌ای از چالش‌های پیچیده از جمله تولید غذای بیشتر و باکیفیت با استفاده از آب کمتر در واحد تولید، فراهم کردن یک زندگی سالم برای مردم روستایی با منابع و فرصت‌هایی موجود، استفاده از فناوری‌های پاک که پایداری محیط‌زیست را تضمین کند و همچنین دستیابی به یک روش کارا و مؤثر برای بهبود اقتصاد محلی و ملی، مواجه است. باید به این نکته توجه داشت که کشاورزان در هسته هر فرآیند تغییر هستند و باید از طریق

قبل از پرداختن به نقش حکمروایی در امنیت آب، لازم است به بیان تفاوت مفهوم امنیت آب و مدیریت یکپارچه پرداخته شود. مفهوم امنیت آب در طیف گسترده‌ای از رشته‌های علوم اجتماعی، طبیعی و پزشکی قرار گرفته است. امنیت آب، مفاهیم کلیدی مشترکی را با پارادایم مدیریت یکپارچه منابع آب^{۱۶} دارد (Hering و Ingold, ۲۰۱۲). در این راستا مدیریت یکپارچه منابع آب، اغلب بر اهمیت مدیریت جامع تأکید دارد، درحالی‌که طرفداران امنیت آب بر عدم اطمینان در مورد (و توانایی کنترل) سامانه‌های آب شیرین تأکید دارند. علاوه بر این، چشم‌انداز امنیت آب، توجه خود را بر شناسایی، پیش‌بینی و پاسخ به خطرات (شوکه‌های آب و هوایی، تهدیدات و یا نقطه اوج) متمرکز می‌کند. چشم‌انداز امنیت آب، فارغ از انعطاف‌پذیری سامانه‌های اجتماعی و زیست‌محیطی در برابر ریسک‌ها، بر اهمیت آستانه‌های تأکید می‌کند. رویکرد امنیت آب، آستانه‌ها را اولویت‌بندی می‌کند؛ در واقع، آستانه و سطوح قابل‌قبول خطر، مهم‌ترین بحث درباره امنیت محیطی است. در مقابل مدیریت یکپارچه منابع آب، امنیت آب معمولاً تأکید بیشتری بر آنچه Ostrom و همکاران تحت عنوان «فضای عملیاتی ایمن» برای بشریت نامیدند، دارد (Morinville و Bakker, ۲۰۱۳).

یک چشم‌انداز مدیریت یکپارچه منابع آب نشان می‌دهد که نیازهای آب ممکن است تحت‌الشعاع تصمیمات استفاده زمین قرار گیرد. علاوه بر این، بر محور مصالحه بین عدالت اجتماعی، یکپارچگی زیست‌محیطی و رشد اقتصادی تأکید دارد. در مقابل، یک دیدگاه امنیت آب بر برتر بودن حفاظت از آب تأکید دارد، که اغلب با تأکید بر حداقل (یا حداکثر) آستانه، سطح قابل‌قبول خطر و کاهش آسیب‌پذیری همراه است. از دیدگاه دوم، مصالحه همیشه امکان‌پذیر یا مطلوب نیست. بر اساس تمایز مفهومی این دو مفهوم، دیدگاه‌های امنیتی آب می‌تواند به تدریج مکمل یا حتی جایگزین روش‌های مدیریت یکپارچه منابع آب شود (Bakker و Morinville, ۲۰۱۳). تمایز دیگر این است که رویکردهای امنیت آب، به مدیریت انطباقی^{۱۷} نیاز دارد، به‌طوری‌که به‌عنوان یک رویکرد پاسخگو می‌تواند آسیب‌پذیری را کاهش و انعطاف‌پذیری را در زمینه عدم اطمینان، افزایش دهد (World Commission on Environment and Development, ۱۹۸۷). درحالی‌که دیدگاه‌های مدیریت یکپارچه منابع آب، اغلب بر اهمیت مدیریت جامع در زمینه منافع بین حفاظت از اکوسیستم‌ها و توسعه اقتصادی تأکید دارند. در مقابل، رویکردهای امنیت آب با انتقادات از رویکردهای فرمان و کنترل متعارف برای مدیریت اکوسیستم، اغلب دارای این دیدگاه است که سیستم حکمروایی آب یک سیستم پیچیده است که با سامانه‌های بیوفیزیکی، فن‌آوری و اجتماعی تعامل دارد (Meffe و Holling, ۱۹۹۶).

انگیزه‌های مناسب و شیوه‌های حکومتی، تشویق و هدایت شوند تا اکوسیستم‌های طبیعی و تنوع زیستی آن‌ها حفظ شود و اثرات منفی بر آن‌ها را به حداقل برساند. این هدف نه‌تنها از طریق دستیابی به سیاست‌های مناسب و تغییر در نگرش‌ها امکان‌پذیر است، بلکه نیازمند سرمایه‌گذاری‌های هدفمند در نوسازی سازه‌های زیربنایی، بازسازی سازمانی و ارتقای ظرفیت‌های فنی کشاورزان و مدیران آب است.

اثرگذاری حکمروایی و سایر متغیرهای اقتصاد کلان بر عملکرد کشاورزی، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین مؤلفه‌های مؤثر بر دسترسی فیزیکی به غذا، اشتغال، تورم، درآمد سرانه، مهم‌ترین مؤلفه‌های دسترسی اقتصادی به غذا، در ادبیات اقتصادی به نحو وسیعی موردتوجه اقتصاددانان قرار گرفته است (شاه‌آبادی و همکاران، ۱۳۹۳). Goswami و Lele (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای تأثیر حکمروایی را بر امنیت غذایی در کشور چین و هند بررسی نمودند. نتایج حاکی از آن است که ارتباط عمیقی بین امنیت غذایی، آب و انرژی با شاخص‌های حکمروایی وجود دارد. Azmat و Coghill (۲۰۰۵) نیز حکمروایی خوب را در بخش کشاورزی بنگلادش بررسی نمودند. نتایج نشان داد برقراری حکمروایی خوب باعث ایجاد اصلاحاتی در بخش کشاورزی شده و دسترسی آسان کشاورزان به عوامل تولید و در نتیجه بهبود تولید مواد غذایی و ارتقای امنیت غذایی را به همراه خواهد داشت. در این زمینه سازمان فائو نیز برای امنیت غذایی و مدیریت پایدار منابع طبیعی در کشاورزی در تمام سطوح مرتبط، بر آب تأکید دارد. به‌طوری‌که این کار را از طریق همکاری‌های استراتژیک با مؤسسات بین‌المللی و گروه‌های ذی‌نفع انجام می‌دهد و از مجامع مهم که در آن تصمیم‌گیری‌های کلیدی انجام می‌شود، استفاده می‌کند. برای نمونه این سازمان فعالیت‌ها و برنامه‌های خود در زمینه امنیت غذایی و کشاورزی پایدار را با همکاری سازمان ملل متحد، انجام می‌دهد. از دیگر برنامه‌های این سازمان در مورد کمبود آب می‌توان به، حکمروایی آب، رایزنی سازمان ملل متحد برای هدف توسعه پایدار^{۱۸} در آب و گزارش جهانی توسعه آب، اشاره نمود. همچنین با توجه به اینکه داده‌ها و اطلاعات کافی برای حکمروایی آب ضروری است، سازمان فائو، تمرکز بر ظرفیت نظارت جهانی آب را حفظ کرده و از تلاش‌های جهانی در زمینه نظارت بر اهداف توسعه پایدار آب در آینده، پشتیبانی می‌کند.

بنابراین آب، نه‌تنها برای امنیت غذایی بلکه برای امنیت عمومی جامعه نیز حائز اهمیت است؛ به‌طوری‌که کمبود آن ممکن است منجر به ناآرامی و درگیری اجتماعی شود. به‌عبارت‌دیگر امنیت غذایی از الزامات توسعه پایدار بوده و برای دستیابی به آن توجه به امنیت آبی انکارناپذیر است. بر این اساس در ادامه به نقش حکمروایی در امنیت آبی پرداخته می‌شود.

اما لازم است پیامدهای اتخاذ یک رویکرد مدیریت تطبیقی برای امنیت آب (به عنوان یک رویکرد مخالف مدیریت یکپارچه منابع آب) مشخص شود. اثر اول این است که، مدیریت انطباقی مستلزم درجه بالاتری از چندمرکزی^{۱۸} در حکومت است که در آن طیف گسترده‌تری از فعالان و نهادهای غیردولتی در تصمیم‌گیری‌ها نقش دارند. از نظر اهمیت، حکمروایی چندمرکزی به بهبود یادگیری اجتماعی از طریق تنوع بیشتر دخالت دست‌اندرکاران در فرآیندهای مدیریت و تصمیم‌گیری، منجر می‌شود. چندمرکزی به معنای دخالت چند بازیگر در مقیاس‌های چندگانه است؛ لذا، جنبه نوآورانه دوم در رویکرد امنیت آب، تأکید بر مدیریت چند سطحی است. فرآیندهای مدیریتی چند سطحی در بسیاری از حوزه‌ها به دلایل مختلف آغاز می‌شود، از جمله از آن‌ها شامل، افزایش تأکید بر مدیریت آب‌های سطحی و مدیریت یکپارچه مسائل زیست‌محیطی، آگاهی از علل و تأثیرات تهدیدات مرتبط با آب و نگرانی در مورد پیامدهای تغییر آب‌وهوا برای منابع آب، است (Morinville و Bakker، ۲۰۱۳).

در مورد حکمروایی چند سطحی، جنبه نوآورانه سوم از ابعاد حاکمیت در خصوص امنیت آب مربوط به مسائل قدرت اجتماعی است. با توجه به تهدیدات امنیتی بشری و زیست‌محیطی، بحث‌های امنیتی آب با توجه به احتمال وقوع درگیری‌های خشونت‌آمیز و غیرخشونت‌محور مطرح است. وجود این اختلافات، نیاز به مکانیسم‌های قدرتمند، چند سطحی و حکمروایی چندمرکزی و فرآیندهای یادگیری اجتماعی را بیان می‌کند که برای کاهش تلفات و حل اختلاف بین کاربران، بخش‌ها و دولت‌ها طراحی شده‌اند و نیز توجه به مسائل اجتماعی، جنبه‌های سیاسی و نهادی حکمروایی آب نیز مورد نیاز است (Pahl-Wostl و همکاران، ۲۰۰۸).

به‌طور خلاصه، مقایسه امنیت آب و رویکردهای مدیریت یکپارچه منابع آب، نشان می‌دهد که حداقل سه بعد حاکمیت نوآورانه در الگوی امنیت آب وجود دارد که بیشتر مورد قبول است. اول اینکه، دیدگاه‌های امنیتی آب بر عدم قطعیت ذاتی در مدیریت سامانه‌های پیچیده اجتماعی-محیطی تأکید می‌کنند و بنابراین یک پارادایم مدیریت سازگار را پیش‌بینی می‌کنند که در آن مدیریت چندمرکزی باعث یادگیری اجتماعی (و در نتیجه سازگاری قوی) می‌شود. دوم، دیدگاه‌های امنیتی آب بر ارتباطات چندگانه در داخل و خارج از حوضه آبریز تأکید دارند. سوم، امنیت آب بر محوریت قدرت اجتماعی، در انواع شرایط (قانونی و غیرقانونی) و مقیاس (از محلی تا فراملی)، در مذاکره درگیری‌هایی که ناشی از تنش‌ها در ارتباطات آب و انرژی غذایی و مواد غذایی است، تأکید می‌کند.

حکمروایی انطباقی به‌تازگی جذابیت رو به رشدی را به‌عنوان یک استراتژی امیدوارکننده برای زمینه‌های مدیریت منابع معاصر که مشخصه پیچیدگی و عدم اطمینان دارند، به دست آورده است. این

موضوع به‌ویژه در مورد تغییرات اقلیمی جهانی که به‌طور هم‌زمان پایداری منابع کوتاه‌مدت و بلندمدت مانند منابع آب شیرین جهان را تهدید می‌کند، به کار می‌رود. در چارچوب حکمروایی انطباقی دو مفهوم درونی حکمروایی چندمرکزی و یادگیری اجتماعی، قرار دارند (Bakker، ۲۰۰۳). حکمروایی چندمرکزی، به‌عنوان یک رویکرد تصمیم‌گیری شامل چندین مرکز مستقل و دست‌اندرکاران تعریف شده است (Pahl-Wostl، ۲۰۰۹). طرفداران سامانه‌های حکمروایی چندمرکزی، آن را پاسخی به تغییرات و عدم اطمینان بهتر می‌دانند، زیرا انعطاف‌پذیری بیشتری نسبت به سامانه‌های حکمروایی تک مرکزی دارد (Huitema و همکاران، ۲۰۰۹). به این ترتیب مسئولیت‌های مدیریتی به‌صورت فزاینده‌ای در سطح محلی و همچنین با توزیع مجدد قدرت تصمیم‌گیری در میان مقیاس‌های مختلف و دست‌اندرکاران اجتماعی، به وجود می‌آید. در بسیاری از موارد، حکمروایی چندمرکزی همچنین بیان می‌کند که دست‌اندرکاران غیردولتی (و به‌ویژه جامعه) در حکمروایی زیست‌محیطی نقش مهمی را نسبت به گذشته ایفا می‌کنند (Morinville و Bakker، ۲۰۱۳).

یکی از مزایای عمده حکمروایی پلی سنتریک^{۱۹}، این است که میزان یادگیری اجتماعی تسهیل می‌یابد که این به‌نوبه خود منجر به ارتقاء انعطاف‌پذیری و افزایش امنیت آب می‌شود. در این میان با توجه به نیاز به اجرای سیاست‌ها با وجود عدم قطعیت، غیرقابل‌پیش‌بینی بودن و کمبود دانش جامع در ارتباط با حوزه مدیریت آب، «یادگیری اجتماعی»^{۲۰} به‌عنوان یک فرآیند اکتشافی و تکرارشونده (یادگیری با عمل) تعریف می‌شود که در آن دست‌اندرکاران تجربیات و ایده‌ها را برای حذف محدودیت‌ها و حل مسائل پیچیده به اشتراک می‌گذارند (Pahl-Wostl و همکاران، ۲۰۱۱). به عبارت دیگر، مدیریت آب به‌عنوان یک فرآیند آزمون و خطا تعریف می‌شود که از طریق آن حلقه‌های بازخورد اجازه می‌دهد که سیستم از طریق نتایج سیاست‌هایی که قبلاً اجرا شده، آموزش ببیند. به‌عنوان مثال، Pahl-Wostl و همکاران (۲۰۰۷) نشان می‌دهند که برخی از ابتکارات حاکمیتی چندمرکزی آب می‌تواند یکپارچه‌سازی دیدگاه‌های اجتماعی، طبیعی و مهندسی را تقویت کند، که در نتیجه به یادگیری اجتماعی می‌انجامد.

بنابراین افزایش همکاری، ظرفیت سازگاری سامانه‌های حکمروایی را افزایش می‌دهد که این موضوع سبب افزایش انعطاف‌پذیری خواهد شد. به عبارت دیگر، حکمروایی انطباقی مستلزم همکاری بیشتر است، اما پیچیدگی سامانه‌های اجتماعی و محیطی چالش‌هایی را برای این همکاری ایجاد می‌کند (Morinville و Bakker، ۲۰۱۳). بنابراین قدرت اجتماعی نیز یکی دیگر از ابعاد اصلی بحث‌های امنیتی آب است. زیرا ناامنی نه تنها از طریق تصمیم‌های مدیریتی ضعیف، فرآیندهای حکمروایی غیرمتمرکز، علم ناکافی و فشارهای محیطی، بلکه از طریق روابط قدرت، مقابله (خشونت‌آمیز یا غیر

خشونت‌آمیز) و رقابت بین منافع سیاسی، اجتماعی و اقتصادی با توجه به مالکیت زمین و آب، حاصل می‌گردد. بنابراین قدرت اجتماعی یک عامل کلیدی در توضیح ناامنی آب است. برای مثال، تجزیه و تحلیل جامع Ostrom (۱۹۹۰)، نشان می‌دهد که در شرایط خاص، همکاری و اقدام جمعی می‌تواند منجر به مدیریت پایدار منابع مشترک، از جمله آب شود. به طور مشابه، بررسی Wolf (۱۹۹۸) در مورد حوضه‌های رودخانه‌های مرزی و نهادهای مدیریت یا معاهدات مربوطه که در هر زمینه ایجاد شده، نشان‌دهنده پتانسیل همکاری در موارد مدیریت مشترک منابع آب است. همچنین یک دیدگاه قدرت اجتماعی در مورد امنیت آب ادعا می‌کند که ناامنی آب نه تنها به عنوان یک نتیجه از عوامل فنی،

بلکه به عنوان یک نتیجه از روابط قدرت اجتماعی، اقتصادی و سیاسی نیز است. این بدان معنی است که تلاش برای کاهش ناامنی آب، نه تنها باید توسط مسائل مربوط به مقیاس، یادگیری اجتماعی و تفسیر تصمیم‌گیری بین دست‌اندرکاران متعدد، بلکه با پویایی قدرت اجتماعی و روابط اجتماعی صورت پذیرد (Bakker و Morinville, ۲۰۱۳).

بنابراین در مجموع، عدم حکمروایی در مدیریت منابع آب، ممکن است ناشی از عوامل متعددی باشد که بر اساس ادبیات موضوع در جدول (۱) برخی حباب‌های اصلی حاکم بر منابع آب، شناسایی شده و به تعیین موضوعات اصلی در هر شکاف، اولویت‌بندی این مسائل و تعیین مداخلات پیشنهادی ممکن برای بهبود هر شکاف، پرداخته شده است.

جدول ۱- تعیین مداخلات ممکن پیشنهادی برای شکاف‌های حاکم بر آب

شکاف حکمروایی آب	مشکلات	مداخلات ممکن
عدم مهارت و دانش در مدیریت منابع آب	- عدم استراتژی برای انتقال دانش و توسعه مهارت - کمبود کارکنان مجرب (کیفیت / کمیت) - آگاهی کم از حوضه (سیستم آب، اقتصاد، اجتماعی و محیطی)	- ایجاد محیط کاری جذاب - ایجاد مکانیسم انگیزشی برای حفظ و جذب کارکنان - جمع‌آوری، پردازش، به اشتراک‌گذاری و انتشار اطلاعات
فقدان برنامه جامع توسعه منابع انسانی برای حوضه	- فقدان چارچوب برنامه‌ریزی - کمبود تجربه	- آماده‌سازی / به‌روزرسانی طرح جامع یکپارچه برای حوضه‌ها
شکاف سیاسی در توسعه استفاده از زمین، تغییرات آب و هوایی مربوط به مدیریت منابع آب	- نبود ارتباط زمین و آب در سیاست‌گذاری‌ها - نبود هماهنگی در مدیریت حوضه‌ها	- آماده‌سازی / به‌روزرسانی طرح جامع یکپارچه برای حوضه‌ها
مکانیسم مالی نامناسب	- سیستم ناکارآمد مالیات آب - کمبود بودجه - وابستگی به بودجه دولتی	- اعمال پرداخت کامل توسط کاربران / آلوده‌کننده‌ها - پیاده‌سازی / طراحی سیستم کارآمد بازپرداخت هزینه - ایجاد کمپین‌های آگاهی
کمبود ساختارها برای مکانیسم انگیزشی که می‌تواند متخصصان باتجربه را حفظ کند	- فقدان حقوق و امکانات مناسب (محیط زندگی و کار)	- بهبود ساختار سازمانی فعلی (مقیاس حقوق و دستمزد) - تمرکز بر تدوین گروه، آموزش گروه‌ها، حفظ مهارت‌ها و دانش در گروه‌ها
کمبود ابزار / دستورالعمل / روش برای اجرای دستورالعمل	- دستورالعمل اجرایی ضعیف - فقدان دستورالعمل‌ها	- تدوین دستورالعمل‌ها و بخش‌نامه‌ها - ایجاد شورای عالی حوضه‌ها که برای تصمیم‌گیری در مورد دستورالعمل‌ها عمل کند - همکاری با ذی‌نفعان برای تدوین دستورالعمل
مدیریت اطلاعات ضعیف	- فقدان نیروی انسانی ماهر - مشکلات تفسیر داده‌ها (از داده‌ها به اطلاعات / دانش) و انتشار به کاربران - عدم وجود تبادل اطلاعات / انتشار	- ایجاد مرکز اطلاعات در حوضه‌ها - تقویت همکاری با تمامی ذی‌نفعان در حوزه مدیریت اطلاعات - انتقال داده‌های نظارت هیدرولوژیکی
کمبود ارتباطات / همکاری با ذی‌نفعان و ایجاد آگاهی عمومی	- عدم وجود بستر مناسب برای مشارکت ذی‌نفعان / مشارکت ذی‌نفعان - عدم استراتژی ارتباطات	- توسعه استراتژی ارتباطات - ایجاد آگاهی

دستیابی به امنیت آب و غذا نیازمند هماهنگ کردن دست‌اندرکاران در بستر استانداردها و اهداف مرتبط با آب است که از طریق قوانین و مقررات مربوطه و نظارت و اعمال مجوزهای مرتبط امکان‌پذیر است. بنابراین در راستای شکاف‌های حکمروایی آب در حوزه‌های مختلف، اقدامات زیر پیشنهاد می‌شود: ۱- بررسی و تجزیه و تحلیل بخش آب در حوضه‌های مختلف، ۲- ارزیابی ارتباط میان اقتصاد مقاومتی آب‌وهوا و طرح انتقال تحولات رشد، ۳- تعیین سلسله‌مراتب قدرت/ مشخص کردن مجوز و مسئولیت‌های مرتبط و ۴- شناسایی ذی‌نفعان اصلی و مشاوره با آن‌ها.

پیشنهادهای رفع شکاف ناشی از مکانیسم مالی نامناسب نیز شامل ۱- ارزیابی منابع مالی، مکانیسم و تصمیم‌گیرندگان موجود، ۲- شناسایی و ارزیابی رهنمودهای موجود، ۳- یافتن منابع مالی جدید، پیوند با سرمایه‌گذاران و مؤسسات، ۴- شناسایی ذی‌نفعانی که پرداخت نمی‌کنند و بررسی علت عدم پرداخت و ۵- ارزیابی سیستم بازپرداخت هزینه‌های موجود، لازم و ضروری است. علاوه بر آن در زمینه رفع کمبود ابزار، دستورالعمل‌ها و روش برای اجرا، می‌توان به ۱- شناسایی عملیات اصلی نظارتی در حوضه‌ها، ۲- تهیه فهرستی از ابزارها، دستورالعمل‌ها، روش‌ها و دستگاه‌های موردنیاز برای عملکردهای نظارتی، ۳- منابع و ارزیابی قابلیت‌های ابزارها، دستورالعمل‌ها، روش‌ها و سامانه‌های موجود، ۴- توصیه‌های مبتنی بر موجودی و ارزیابی و ۵- اقدام برای تهیه ابزارها، دستورالعمل‌ها، روش‌ها و سامانه‌های موردنیاز، به‌منظور تدوین دستورالعمل‌ها، اشاره نمود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در مجموع با توجه به اینکه ایران در گروه کشورهای دارای تنش آبی زیاد قرار دارد، در آینده‌ای نه‌چندان دور تولید داخلی با چالش بزرگ‌تری مواجه خواهد شد که می‌تواند منجر به وابستگی بیشتر به واردات مواد غذایی شود. اما این نکته قابل‌تأمل است که کم‌آبی در آینده اساساً به دلیل کمبود آب نخواهد بود، بلکه به دلیل استفاده بدون برنامه‌ریزی از آب، رقم خواهد خورد. بر این اساس حکمروایی آب در ایران در حال حاضر به یک نگرانی کلیدی در زمینه افزایش کمبود آب، تعارضات آب محلی و مرزی، و تغییرات آب و هوایی جهانی تبدیل‌شده است و خشکیدن حوضه‌های آبی و افت سفره‌های زیرزمینی دستاورد این حکمروایی است. در این خصوص حکمروایی خوب و راه‌حل‌های پایدار برای امنیت آب، نه‌تنها در رابطه با در دسترس بودن آب کافی باقیمت مقرون‌به‌صرفه برای یک زندگی سالم است، بلکه به حفظ سامانه‌های اکولوژیکی تأمین آب نیز، می‌پردازد. بر این

بهبود مدیریت اطلاعات نیز می‌تواند با ۱- شناسایی انواع اطلاعات و سامانه‌های اطلاعاتی موردنیاز برای مدیریت آب مناسب، ۲- شناسایی و ارزیابی نوع داده‌ها و اطلاعات موجود در سامانه‌های شناسایی‌شده، ۳- شناسایی منابع اطلاعات، ۴- شناسایی شکاف داده‌ها و اطلاعات، ۵- شناسایی کاربردها و کاربران اطلاعات، ۶- ارزیابی اطلاعات و به اشتراک‌گذاری آن‌ها و ۷- توسعه روش‌های پیشنهادی برای بهبود سیستم مدیریت اطلاعات، صورت پذیرد. همچنین ازجمله راهکارهای رفع کمبود ارتباطات، همکاری با ذی‌نفعان و ایجاد آگاهی عمومی شامل ۱- شناسایی ذی‌نفعان مرتبط با چالش‌ها، ۲- برگزاری برنامه برای بحث در رابطه با مسائل روز، ۳- سازمان‌دهی کارگاه و جلسه، ۴- امکان ارزیابی و بازتاب وضعیت فعلی ارتباط و همکاری، ۵- اولویت‌بندی فعالیت‌هایی که نیاز به همکاری دارند ۶- شناسایی مشکلات، منافع، نگرش و قدرت در ارزیابی ذی‌نفعان، ۷- مصاحبه، ۸- خوشه‌بندی و انجام بحث‌های گروهی، ۹- یافتن منابع، مطالعات گذشته، بررسی‌ها و ارزیابی‌ها، است.

در زمینه ایجاد و بهبود مهارت و دانش در مدیریت منابع آب نیز ۱- تعیین اینکه چه نوع مهارت و دانشی موردنیاز است، ۲- ارزیابی محیط کار، ۳- ارزیابی منابع برای کارمندان جدید، ۴- ارزیابی تجهیزات و فناوری مورد استفاده، ۵- ارزیابی استراتژی مالی و امکان سرمایه‌گذاری در محیط کار بهتر، ۶- ارزیابی سیستم انتقال دانش موجود، ۷- انتقال دانش و به اشتراک‌گذاری تجربه، ۸- ارزیابی آموزش موردنیاز و ۹- ارزیابی امکانات: کتابخانه و مرکز فناوری اطلاعات، حائز اهمیت است.

اساس، حکمروایی خوب برای امنیت آب باید هم‌زمان به حل چندین موضوع بپردازد. اولاً، باید با نابرابری‌های مداوم، افزایش شکاف توسعه و رقابت برای منابع کمیاب، مقابله نماید. که این مسائل را می‌توان با سیاست‌های عمومی خوب، رویکردهای نهادی و سرمایه‌گذاری در زیرساخت‌های روستایی، از جمله از طریق مشارکت عمومی و خصوصی، موردتوجه قرار داد. در این زمینه، رهبری سیاسی در ایجاد این تغییرات، نقش به‌سزایی را ایفا می‌نماید. نکته دوم، برخی مناطق مانند ایران نسبت به تغییرات آب و هوایی، آسیب‌پذیر است. حوادثی مانند طوفان، سیلاب و خشک‌سالی، تهدید بسیار جدی برای هر تلاشی در زمینه توسعه و کاهش فقر محسوب می‌شود. با توجه به این تهدیدات، لازم است تا پارادایم توسعه تغییر یابد و راهبردهای جامع، رشد سبز و سایر رویکردهای سازگار با محیط‌زیست در توسعه ملی اتخاذ شود. نکته سوم مربوط به استفاده ناکارآمد از آب است. لذا برای ارتقاء بهره‌وری در استفاده از آب، باید هزینه‌های واقعی تأمین آب پرداخت شود. بر اساس آن، باید سیاست‌های قیمت‌گذاری

اصلاح شده و از سوی دیگر به تنظیم مجازات و جریمه‌هایی برای استفاده بیش‌ازحد از منابع آب و هدر رفت آن پرداخته شود که این امر منجر به تشویق خانوارها، صنایع و کشاورزان در استفاده کارا و بهینه زیست‌محیطی منابع آب می‌شود. در مجموع در شرایط فعلی ایران، برای تضمین تولید مواد غذایی پایدار تحت وضعیت کمبود آبی رو به رشد، لازم است تا با توانمندسازی جوامع بومی و احیای دانش بومی آن‌ها در زمینه‌های مرتبط با حفاظت و بهره‌برداری بهینه از منابع آبی، اقداماتی ازجمله ۱- سرمایه‌گذاری در تولید محصولات که به ازای هر واحد آب دارای

عملکرد بالاتر هستند، ۲- حرکت به سمت فناوری‌های نوین آبیاری و سامانه‌های کشاورزی حفاظتی، ۳- توجه جدی به مقوله حقوق آب و تجارت آب، ۴- تأمین سرمایه برای سرمایه‌گذاری در آبیاری و آب، ۵- افزایش عرضه آب از طریق استفاده از آب‌های غیرمتعارف (استفاده مجدد از فاضلاب‌ها و پساب‌های تصفیه‌شده) صورت پذیرد. همچنین در این زمینه، مبادله آب مجازی داخل کشورها و میان کشورها نیز می‌تواند به‌عنوان ابزاری مؤثر در برطرف کردن محدودیت‌های محیطی با ارتقاء کارایی مصرف آب و دستیابی به امنیت آبی در مناطق دارای فقر آبی، موردتوجه قرار گیرد.

پی‌نوشت

- 1- Good governance
- 2- Global Water Partnership (GWP)
- 3- Committee on World Food Security (CFS)
- 4- United Nations Environment Programme (UNEP)
- 5- World Health Organization (WHO)
- 6- Water Governance Facility (WGF)
- 7- United Nations Development Programme (UNDP)
- 8- Stockholm International Water Institute (SIWI)
- 9- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD)
- 10- the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization International Hydrological Programme (UNESCO IHP)
- 11- International Association of Hydrogeologists (IAH)
- 12- World Bank and Global Environment Facility (GEF)
- 13- FAO Water Scarcity Programme
- 14- regional water scarcity initiative (WSI)
- 15- sustainable development goal (SDG)
- 16- integrated water resources management (IWRM)
- ۱۷- مدیریت انطباقی؛ به‌عنوان یک نوع هماهنگی اجتماعی تعریف می‌شود که در آن حکمروایی به شبکه‌هایی متصل است که افراد، سازمان‌ها، سازمان‌ها و مؤسسات را در سطوح مختلف سازمان متصل می‌کند؛ توافق‌های نهادی و تصمیم‌گیری چندمنظوره تنظیم می‌شود و برای مدیریت انعطاف‌پذیر، مشارکتی و مبتنی بر یادگیری است.
- 18- polycentric
- 19- polycentric
- 20- social learning

منابع

- اردکانیان، ر. و زرغامی، م. ۱۳۸۳. حکمرانی در مدیریت به‌هم‌پیوسته منابع آب. اولین کنگره ملی مهندسی عمران، تهران.
- تاتار، م.، پاپ زن، ع.، احمدوند، م. ۱۳۹۴. حکمروایی خوب کلید بحران مدیریت آب کشاورزی: الگوی مفهومی بر مبنای مدیریت تضاد. اولین کنگره سالانه جهان و بحران انرژی.
- شریفیان ثانی، م. ۱۳۸۰. مشارکت شهروندی، حکمرانی شهری و مدیریت شهری. فصلنامه مدیریت شهری، ۳۷: ۴۲-۷.
- شاه‌آبادی، ا.، ثمری، ه. و صفایی، م. ۱۳۹۳. تأثیر حکمرانی بر امنیت غذایی کشورهای توسعه‌یافته گروه هفت و منتخب درحال‌توسعه در بازه زمانی (۲۰۱۱-۲۰۲۰). اولین کنفرانس اقتصاد و مدیریت کاربردی با رویکرد ملی. بابلسر. شرکت پژوهشی طرود شمال.
- صفریان، ر. ا. و امام‌جمعه‌زاده، ج. ۱۳۹۶. الگوی حکمرانی خوب؛ سرمایه اجتماعی و توسعه همه‌جانبه. فصلنامه دولت پژوهی، ۳(۲۱): ۱۴۵-۱۸۱.
- عابدی، س. ۱۳۹۶. تأمین امنیت آب، لازمه حفظ امنیت غذایی. هفته‌نامه تجارت فردا، شماره ۲۴۰: ۲۹.
- قایمی، آ.، لاریجانی، م.، شبیری، م. و ستمدی، م. ر. ۱۳۹۶. ارائه مدل مفهومی حکمرانی پایدار در مدیریت به‌هم‌پیوسته منابع آب کشور با تأکید بر آموزش و ظرفیت‌سازی. مجله آب و فاضلاب، ۲۸(۴): ۱۱۲-۱۱۷.
- لاله پور، م. ۱۳۸۶. حکمرانی شهری و مدیریت شهری در کشورهای درحال‌توسعه. فصلنامه جستارهای شهرسازی، ۱۹-۲۰: ۶۰-۷۱.
- Azmat F. and Coghill K. A. 2005. Good governance and market-based reforms: A study of Bangladesh. International Review of Administrative Sciences, 71(4): 625 - 638.

- tershed conservation and water governance along Pangani River Basin, Tanzania. *Land Use Policy*, 48: 351-361.
- Lele U. and Goswami S. 2013. Good Governance for Food, Water and Energy Security. *Aquatic Procedia*, 1: 44-63.
- Neto S. 2016. Water governance in an urban age. *Utilities Policy*, 43(Part A): 32-41.
- OECD. 2011. Water governance in OECD countries: A multi level approach. www.iwapublishing.com.
- Ostrom E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Pahl-Wostl C., Mostert E. and Tabara D. 2008. The growing importance of social learning in water resources management and sustainability science. *Ecology and Society*, 13(1): 1-4.
- Pahl-Wostl C., Nilsson C., Gupta J. and Tockner K. 2011. Societal learning needed to face the water challenge. *AMBIO*, 40(5): 549-553. (Doi: 10.1007/s13280-011-0149-1).
- Pahl-Wostl C., Sendzimir J., Jeffrey P., Aerts J., Berkamp G. and Cross K. 2007. Managing change toward adaptive water management through social learning. *Ecology and Society*, 12(2): 1-18.
- Pahl-Wostl C. 2009. A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multilevel learning processes in resource governance regimes. *Global Environmental Change*, 19: 354-365.
- UN- HABITAT. 2002. The Global Campaign on urban governance. www.unhabitat.org.
- Wolf A.T. 1998. Conflict and cooperation along international waterways. *Water Policy*, 1(2): 251-265.
- World Commission on Environment and Development. 1987. *Our common future*. Oxford: Oxford University Press.
- Bakker K. 2003. Good governance in restructuring water supply: a handbook, p. 2. Ottawa, Canada: Federation of Canadian Municipalities.
- Bakker K. and Morinville C. 2013. The governance dimensions of water security: a review, Program on Water Governance, Institute for Resources, Environment and Sustainability, The University of British Columbia, 2202 Main Mall, Vancouver, BC V6T 1Z4, Canada.
- Franks T., Cleaver F., Maganga F. and Hall K. 2013. Water governance and livelihoods: Outcomes for smallholders on the Usangu plains, Tanzania. *Water Resources and Rural Development*, 1-2: 1-16.
- FAO. 2014. Water Governance for Agriculture and Food Security, a FAO initiative to minimize its environmental impact and promote greener communications. Other documents can be consulted at www.fao.org.
- Hering J. and Ingold K.M. 2012. Water resources management: what should be integrated?. *Science*, 336(6086): 1234-5.
- Huitema D., Mostert E., EgasW., Moellenkamp S., Pahl-Wostl C. and Yalcin R. 2009. Adaptive water governance: assessing the institutional prescriptions of adaptive (co-) management from a governance perspective and defining a research agenda. *Ecology and Society*, 14(1, art. 26): 1-19.
- Holling C.S. and Meffe G.K. 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 10: 328-337.
- Lalika M., Meire P. and Ngaga Y. 2015. Exploring wa-

Article Type: Conceptual

نوع مقاله: مفهومی

Criteria and Indicators; Requirement for Cognition, Applying and Evaluating Good Governance in Natural Resources

M. Payeste¹, M. Kolahi^{2*}, H. Omranian KHorasani³

1- MSc Student, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. 2- Assistant Professor, Faculty of Natural Resources and Environment, Water and Environment Research Institute, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. 3- MSc of Water Management, Hydro-tech Toos Knowledge-based company, Mashhad, Iran.

*(Corresponding Author Email: MahdiKolahi@um.ac.ir)

Received: 21-06-2019

Accepted: 17-12-2019

معیارها و شاخص‌ها: الزامی برای شناخت، بکارگیری و ارزیابی حکمرانی خوب در منابع طبیعی

مرضیه پایسته^۱، مهدی کلاهی^{۲*}، حمید عمرانیان خراسانی^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی مرتع‌داری، دانشگاه فردوسی مشهد. ۲- استادیار دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، پژوهشکده آب و محیط‌زیست، دانشگاه فردوسی مشهد. ۳- کارشناسی ارشد مدیریت آب، شرکت دانش بنیان هیدروتک توس.

*(نویسنده‌ی مسئول، (E-Mail: MahdiKolahi@um.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۲/۲۱

تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۹/۲۶

Abstract

In recent decades, "good governance" has attracted the attention of many scientific communities. Each researcher has defined good governance with different dimensions and goals. Different views on good governance have complicated the explanation of criteria and related indicators. Confusion over the selection of good governance criteria, especially in the field of natural resources, has become a major problem for researchers. The main reason for this challenge is to confront of natural resources with both natural and social dimensions. In fact, the contrast between these two dimensions increases the lack of integration, Disaffiliation of the Stakeholders and the lack of managerial holism in the field of natural resources. In this study, good governance criteria have been summarized through library studies using descriptive-analytical method. Then, good governance criteria in natural resource management have been proposed. Understandably, recognizing, applying and evaluating good governance criteria and indicators will improve the state of natural resource management.

Keywords: Integration, Participation, Stakeholders, Holistic.

چکیده

در دهه‌های اخیر موضوع «حکمرانی خوب»، توجه مجامع علمی بسیاری را به خود معطوف کرده است. هر یک از محققان، حکمرانی خوب را با ابعاد و اهداف مختلفی تعریف نموده‌اند. تعدد دیدگاه در خصوص حکمرانی خوب موجب پیچیدگی تبیین معیار و شاخص‌های مربوطه شده است. در حال حاضر سردرگمی در خصوص انتخاب معیارهای حکمرانی خوب، به‌ویژه در زمینه منابع طبیعی به یک مشکل اساسی برای محققان تبدیل شده است. دلیل اصلی ایجاد این چالش، مواجهه منابع طبیعی با دو بُعد طبیعی و اجتماعی می‌باشد. در حقیقت تقابل این دو بُعد، باعث می‌شود عدم یکپارچه‌نگری، عدم مشارکت گروداران و عدم جامع‌نگری‌های مدیریتی در زمینه منابع طبیعی، افزایش یابد. در این پژوهش، از طریق مطالعات کتابخانه‌ای و به کمک روش توصیفی-تحلیلی، معیارهای حکمرانی خوب احصاء شده؛ سپس، معیارهای حکمرانی خوب در مدیریت منابع طبیعی پیشنهاد شده است. آنچه مسلم است، شناخت، بکارگیری و ارزیابی معیارها و شاخص‌های حکمرانی خوب، موجب بهبود وضعیت مدیریت منابع طبیعی خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: یکپارچه‌نگری، مشارکت، گروداران، جامع‌نگری.

پیچیده بین تعدادی از گروداران با اولویت‌ها و سلاقی متفاوت، گرفته می‌شوند. در حقیقت حکمرانی، توافقی را بین اولویت‌ها و سلاقی رقیب و متضاد برقرار می‌کند و این، اساس و شالوده مفهوم حکمرانی است (UN-Habitat، ۲۰۰۶). به هر حال، حکمرانی می‌تواند سطوح مختلف (عمومی، جهانی، غیرانتفاعی، شرکتی و غیره) و حوزه‌های مختلف (محیط‌زیستی، فضای مجازی و غیره) یا مدل‌های مختلف (تجربی یا هنجاری؛ چند سطحی، مشارکتی، تنظیمی، مشترک، و غیره) داشته باشد.

در سالیان اخیر، اصطلاح جدیدتری با عنوان «حکمرانی خوب» مد نظر قرار گرفته است و این به واسطه نقش مهمی است که حکمرانی در تعیین سلامت، محیط‌زیست و اجتماع ایفا می‌کند (لشکری‌زاده و اشرفی، ۱۳۸۹). چهار رکن اصلی حکمرانی خوب عبارت‌اند از (۱) بخش دولتی؛ (۲) بخش‌های خصوصی؛ (۳) جامعه مدنی؛ و (۴) سازمان‌های محلی. گروهی از محققان برخی از ویژگی‌های حکمرانی خوب را به صورت ذیل برشماردند:

(الف) تقویت‌کننده ساختارهای دموکراتیک در جامعه
(ب) تقویت‌کننده شفافیت، پاسخ‌گویی و توسعه مشارکت‌جویانه تمامی گروداران

(ج) به وجودآورنده خط‌مشی‌های مناسب اقتصادی اجتماعی در جهت توسعه پایدار

(د) کمک‌کننده در احترام به قانون و حاکمیت قانونی
لازم به ذکر است، مفهوم حکمرانی خوب مبتنی بر اصول شفافیت اطلاعات، متناسب با جوامع توسعه‌یافته بوده و بیانگر گرایش سیاسی خاصی می‌باشد که پیاده‌سازی آن در جوامع در حال توسعه با موانعی روبرو است. بنابراین، وجود نوعی شکاف بین دولت و عموم مردم در جوامع در حال توسعه، ریشه در شرایط تاریخی، اجتماعی و فرهنگی دارد که مانع عمده‌ای در تحقق حکمرانی خوب خواهد بود (شریف‌زاده و قلی‌پور، ۱۳۸۲). در این پژوهش تلاش شده، الگوی حکمرانی خوب به عنوان نظریه‌ای نوین در همگرایی نیروها و همچنین پاسخ‌گویی به انتظارات جوامع در حال توسعه در زمینه مدیریت منابع طبیعی تهیه گردد. لذا، بررسی، شناخت و همراه کردن معیارهای حکمرانی خوب در زمینه منابع طبیعی به‌عنوان هدف اصلی این پژوهش است. این الگو می‌تواند راه برون‌رفت از وضعیت فعلی برای مشارکت و بهبود وضع موجود باشد. بدین ترتیب این پژوهش به دنبال پرداختن به موضوع حکمرانی خوب در منابع طبیعی و شناسایی معیارها و شاخص‌های آن می‌باشد؛ چراکه این مسئله در کشور ما با چالش‌های زیادی مواجه است.

یکی از مباحث بسیار مهم که از دهه ۱۹۸۰ به بعد در ادبیات توسعه مطرح شده، موضوع حکمرانی^۱ است. حکمرانی مفهوم جدیدی نیست؛ بلکه قدمت آن به پیشینیان تمدن بشری برمی‌گردد. در حال حاضر موضوع حکمرانی به ویژه در کشورهای در حال توسعه در راستای استقرار و نهادینه‌سازی جامعه‌مدنی از جایگاه ویژه‌ای برخوردار است (یگانگی و همکاران، ۱۳۹۵). با این حال، معنای ساده حکمرانی، فرآیند تصمیم‌گیری و رویکردی است که به‌وسیله آن، تصمیمات اجرا می‌شوند. در برنامه‌ریزی توسعه سازمان ملل (Khandakar، ۲۰۰۹)، حکمرانی را همان اعمال قدرت سیاسی، اقتصادی و اداری برای مدیریت امور در کلیه سطوح می‌دانند. به هر حال، حکمرانی در منابع طبیعی فرآیندی است که تعیین می‌نماید چه رفتاری در مورد استفاده از منابع طبیعی در یک حوزه مشخص، قابل قبول و چه رفتارهایی نامقبول است که تضمین این کار به‌وسیله خط‌مشی‌ها، قوانین و مقررات صورت می‌گیرد و همچنین به مدیریت منابع طبیعی و نیز ساختارها و فرآیندهایی که محیط اجتماعی و نهادی را برای اجرای مدیریت منابع طبیعی آماده می‌کند، اشاره دارد (حسینی و نوروزی، ۱۳۹۵).

هنگامی که واژه حکمرانی استفاده می‌شود باید به دو نکته توجه داشت: نخست اینکه، حکمرانی، حکومت‌داری نیست. حکمرانی یک مفهوم است؛ در واقع شامل مکانیزم‌ها، فرآیندها و نهادهایی است که به واسطه آنها گروداران، گروه‌ها و نهادهای مختلف، منافع خود را دنبال، حقوق قانونی خود را اجرا، تعهداتشان را برآورده ساخته و تفاوت‌هایشان را تعدیل می‌کنند (یگانگی و همکاران، ۱۳۹۵). در واقع حکمرانی، مجموعه سنت‌هایی است که تصدی‌گران در چارچوب آن‌ها بر نهادهای مختلف اعمال قدرت می‌نمایند (بهلولی و همکاران، ۱۳۹۶). در مدیریت منابع طبیعی نیز حکمرانی شامل سازوکارها، فرآیندها و نهادهایی است که گروداران به‌ویژه بهره‌برداران، حقوق قانونی خود را مطالبه کرده، با تعهدات خود آشنا شده و در مورد تفاوت‌ها یا اختلافات، با یکدیگر مواجه می‌شوند. در هر صورت، حکمرانی می‌تواند در چندین زمینه همچون حاکمیت بین‌المللی، حاکمیت ملی و حاکمیت محلی استفاده شود.

غالباً در مدیریت منابع طبیعی، حکمرانی سه گروه اصلی از گروداران را شامل می‌شود: مدیران بخش دولتی (به مفهوم حاکمیت)، بخش خصوصی و عموم مردم. لازم به ذکر است، در مدیریت منابع طبیعی، حکمرانی بر «فرآیند» تأکید دارد و مشخص می‌سازد که تصمیمات با توجه به روابط

صورت می‌گیرد (هارولد کونتز و همکاران، ۲۰۰۱). به هر حال، اصولاً مدیریت خود زیرمجموعه حکمرانی است.

در مقایسه حکومت^۴ و حکومت‌داری با حکمرانی، می‌توان حکومت را نظامی دانست که تحت آن یک کشور یا یک اجتماع اداره می‌شود. حکومت‌داری نیز ابزاری است که به وسیله آن سیاست‌های دولت مورد اعمال واقع می‌شوند و همین‌طور این نهاد خود سیاست‌گذار و تعیین‌کننده راهبردهای پیش روی کشور است. نوع حکومت‌داری و شکلی که کشور با آن اداره می‌شود، به نظام‌های سیاسی مختلف و نهادها و ابزارهایی بستگی دارد که مورد استفاده ایشان قرار می‌گیرد. این نهاد معمولاً از سه بخش یا قوه تشکیل می‌شود: قوه مقننه، قوه مجریه و قوه قضاییه (اکبری و همکاران، ۱۳۹۵). حکومت‌داری به طور خاص، به معنی حکمرانی از طریق اعمال اقتدار و نیز اداره امور کشور، آمده است. بنابراین حکومت‌داری «ساختار سازمان رسمی و جایگاه تصمیم‌گیری اقتدارمآبانه است» که در برگیرنده شاخه‌های اجرایی و قانون‌گذاری کشور و نیز کسانی است که آن‌ها را کنترل می‌کنند؛ در مقابل حکمرانی کنش، شیوه یا سیستم اداره است که در آن مرزهای بین سازمان‌ها و بخش‌های عمومی و خصوصی در هم می‌روند (ایمانی و همکاران، ۱۳۹۱).

تفاوت حکمرانی با حاکمیت^۵ در آن است که حاکمیت به معنی قدرت مطلق و فرمانروایی ترجمه شده است و در اصطلاح به قدرت عالی دولت اطلاق می‌شود که قانون‌گذار و اجراکننده قانون است و بالاتر از آن قدرتی نیست (شریف‌زاده و قلی‌پور، ۱۳۸۲). حکمرانی تلویحاً به معنی اقدام مشترک و بنابراین وجود اهداف مشترک، چارچوب‌های ارزشی و قواعد مشترک، تعامل پیوسته و خواست دستیابی به منفعت جمعی است که از طریق انجام اقدامات انفرادی حاکمیتی قابل حصول نیست (Rakodi، ۲۰۰۱). در مجموع می‌توان نتیجه گرفت که حکمرانی به روابط بین دولت و جامعه مدنی، حاکمان و حکومت‌شوندگان و حکومت مربوط است. در این تعریف حکمرانی گسترده‌تر از حکومت است و حکومت یکی از مؤلفه‌های آن به شمار می‌آید. این تعریف تا حدی تایید این نکته است که هماهنگ‌سازی نظام‌های اجتماعی پیچیده و هدایت توسعه جامعه هیچگاه، تنها به عهده دولت نبوده، بلکه همواره مستلزم روابط متقابل میان طیف گروداران دولتی و غیردولتی بوده است (اجزاشکوهی و همکاران، ۱۳۹۳).

برای اداره امور عمومی دو پارادایم وجود دارد. در پارادایم نخست که حکومت نام دارد، مسئولیت تمام امور را بر عهده می‌گیرد. حکومت موظف است که تمام خدمات را برای مصرف جامعه مدنی و یا شهروندان فراهم کند. در پارادایم دوم که حکمرانی نام دارد، مسئولیت اداره عمومی میان سه نهاد حکومت، جامعه مدنی و بخش خصوصی تقسیم شده است که هر سه مورد از لوازم توسعه انسانی به شمار می‌روند. ضمن آنکه هر سه بخش مذکور در تعامل

ریشه حکمرانی، به کلمه یونانی kubernan (راهبری یا هدایت‌کردن) برمی‌گردد. کلمه‌ای که افلاطون آن را برای چگونگی هدایت یک نظام حکومتی به کار برده است. این واژه یونانی در قرون وسطی به کلمه Gubernane تبدیل شده است که بر راندن، حکمروایی کردن یا راهبری دلالت دارد (کایر، ۱۳۸۶). مرکز سکونتگاه‌های انسانی سازمان ملل متحد^۶، حکمرانی را مجموعه‌ای از اقدامات فردی و نهادی، عمومی و خصوصی برای برنامه‌ریزی و اداره مشترک امور تعریف می‌کند که فرآیند مستمری از ایجاد تفاهم میان منافع متفاوت و متضاد است و در قالب اقدامات مشارکتی و سازگار حرکت کرده و شامل نهادهای رسمی و ترتیبات غیررسمی و سرمایه اجتماعی شهروندان است (UN-Habitat، ۲۰۰۶).

حکمرانی، فرآیند تصمیم‌گیری و اجرای تصمیمات است و بدین ترتیب، تحلیل حکمرانی بر روی بهره‌برداران رسمی در تصمیم‌گیری‌ها، اجرای تصمیمات، ساختارهای رسمی و غیررسمی متمرکز می‌شود. دولت یکی از گروداران است. سایر گروداران حکمرانی با توجه به وابستگی‌شان به سطوح مختلف نفوذ ایشان، متفاوت است. برای مثال در نواحی روستایی، سایر گروداران ممکن است، شامل زمین‌داران صاحب نفوذ، اتحادیه‌های کشاورزان روستایی، تعاونی‌ها، سازمان‌های غیردولتی، نهادهای پژوهشی، رهبران مذهبی، نهادهای مالی، احزاب سیاسی، نظامیان و غیره باشند (کوهستانی و قاسمی، ۱۳۹۳).

بانک جهانی^۷ در سال ۲۰۰۰، حکمرانی را به معنای پیاده‌سازی سیاست‌ها و پایش دائمی سیاست‌های اجرایی عنوان کرده است. این امر توسط اعضای هیأت حاکمه یک سازمان انجام می‌شود و شامل مکانیزم‌هایی است که توازن قدرت اعضا را از طریق سیستم پاسخ‌گویی مناسب و وظایف اصلی آنها را برای افزایش موفقیت و ماندگاری سازمان، محقق کند. حکمرانی می‌تواند صرفاً یک فرآیند بوده یا هنجاری هدفمند باشد. حکمرانی متوجه ابعاد استراتژیک‌تر هدایت است؛ یعنی اتخاذ تصمیمات کلان‌تر در خصوص نحوه هدایت و نقش‌ها. به عبارت دیگر، حکمرانی فقط متوجه این سوال نیست که «به کجا برویم»؛ بلکه در پی پاسخ‌گویی به این سوالات نیز هست که چه کسی و با چه ظرفیتی باید در تصمیم‌گیری دخیل باشد (بهلولی و همکاران، ۱۳۹۶).

مدیریت، هنر انجام دادن کارها به واسطه دیگران با اقتصادی‌ترین روش است، بدین معنا که از کلیه منابع قابل دسترس برای رسیدن به اهداف از پیش تعیین شده، استفاده شود. در واقع مدیریت، فرآیند به‌کارگیری مؤثر و کارآمد منابع مادی و انسانی در برنامه‌ریزی، سازماندهی، بسیج منابع و امکانات، هدایت و کنترل است که برای دستیابی به اهداف سازمانی و بر اساس نظام ارزشی مورد قبول،

با یکدیگر قرار دارند، به گونه‌ای که ضعف و قدرت بیش از حد یکی از آنها، تعادل اجتماعی را بر هم خواهد زد. لذا ایجاد ارتباط و تعادل لازم و تفکیک وظایف هر یک از این سه بخش، امکان بهتر زیستن را در یک جامعه مطلوب فراهم خواهد کرد (صدیق‌سروستانی و همکاران، ۱۳۸۶). به هر حال، حکمرانی خوب، به عنوان وسیله‌ای برای دستیابی به توسعه پایدار و اجرای سیاست‌های مؤثر می‌باشد

حکمرانی خوب در منابع طبیعی: معیار و شاخص

حکمرانی منابع طبیعی بر فرآیندی تاکید دارد که تعیین و تعریف می‌کند چه رفتاری در مورد استفاده از منابع طبیعی در یک حوزه مشخص، قابل قبول، و چه رفتارهایی نامقبول است که تضمین این کار به وسیله خط مشی‌ها، قوانین و مقررات صورت می‌گیرد و به مدیریت منابع طبیعی و همچنین ساختارها و فرآیندهایی که محیط اجتماعی و نهادی را برای اجرای مدیریت منابع طبیعی آماده می‌کند، اشاره دارد (حسینی، ۱۳۹۵). الگوی حکمرانی خوب در منابع طبیعی، رویکردی است در جهت توسعه پایدار با سازوکار تعاملی میان بخش‌های دولتی، خصوصی، مدنی.

حکمرانی خوب ساختاری ایستا و قابل نسخه‌پیچی نیست؛ بلکه برآیندی از تعامل و برخاسته از کنش و واکنش‌های اجتماعی- نهادی- محیطی کلیه گردوداران است. همچنین این الگو باید تطبیقی باشد، یعنی براساس یادگیری از یکدیگر بوده و با شرایط اجتماعی- نهادی- محیطی و سایر پارامترهای موجود منطبق باشد. اجرای الگوی حکمرانی خوب باعث می‌شود دولت و حاکمیت از تصدی‌گر به هماهنگ‌کننده، تنظیم‌گر و تسهیل‌گر روابط تبدیل شده، مسیر فعالیت سایر بخش‌ها را هموار ساخته و مسائل و مشکلات مربوط به منابع طبیعی هر حوزه، مستقیماً توسط مردم آن حوزه، درک و در سریع‌ترین زمان، مشارکتی حل گردند (کلاهی، ۱۳۹۶).

در فرآیند ارزیابی حکمرانی خوب، بایستی هر نوع قضاوت و ارزشیابی، مبتنی بر معیارها و شاخص‌های معین باشد. حکمرانی خوب در زمینه منابع طبیعی نیز از این قاعده عمومی مهم، مستثنی نیست. شاخص‌ها کمک می‌کنند تا روندها اندازه‌گیری شده، تغییرات برجسته شوند و ارزیابی‌ها مورد حمایت قرار گیرند. این شاخص‌ها درکی را مطرح می‌کنند که چگونه اقدامات انسانی بر مؤلفه‌های مختلف حکمرانی و نهایتاً پایداری (اقتصادی، محیط‌زیستی، اجتماعی) اثر می‌گذارد (خزائی و همکاران، ۱۳۸۵). معیارها و شاخص‌ها، نقش مهمی در تصمیم‌گیری‌های آگاهانه در همه سطوح دارند. اساساً بدون سنجش‌های به نام معیار و یا شاخص، ارزیابی امکان‌پذیر نیست

(Newig و Fritsch، ۲۰۰۸). حکمرانی خوب بر مشارکت عمیق و دموکراتیک شهروندان تمرکز دارد و ایده پشتیبان آن این است که شهروندان باید نقش مستقیم‌تری را در تصمیمات عمومی داشته باشند، یا حداقل با مسائل سیاسی عمیق‌تر دخیل شوند. در عمل، این نوع حکمرانی، باید مکمل نقش شهروندان، به عنوان رأی‌دهنده و ناظر کارکردهای دولت باشد (Fischer، ۲۰۱۲).

و هرگونه بررسی و شناخت واقعی از طریق ابزار ارزیابی نیاز به تدوین معیار و شاخص‌هایی برای اندازه‌گیری مطلوبیت و یا عدم مطلوبیت وضعیت دارد.

پس شاخص، یکی از اجزای ضروری برای ارزیابی کلی میزان پیشرفت به سوی پایداری است و یک معیار برای مرور اطلاعات مربوط به یک پدیده خاص یا یک نشانگر مستقل برای سنجش آن پدیده است (ثقفی اصل و همکاران، ۱۳۹۲). به عبارت دیگر، شاخص عبارت است از سازوکار مناسب برای معرفی و سنجش یک پدیده (شریف‌زاده و قلی‌پور، ۱۳۸۲). به بیانی دیگر، زمانی که بتوان معیارها را کمی (قابل اندازه‌گیری) نمود، می‌توان آن‌ها را شاخص نامید.

نهادهای بین‌المللی و کارشناسان آن‌ها برای حکمرانی خوب معیارهایی ذکر نموده‌اند تا از این طریق، کشورهای جهان را ارزیابی کنند که آیا حکمرانان کشورهای در حال توسعه، امور جامعه‌شان را بر اساس این الگو اداره می‌کنند یا خیر؟ اگر کشوری مطابق این شاخص‌ها عمل کند مطابق این الگو موفق بوده و در نتیجه، از کمک‌ها و حمایت‌های جهانی و نهادهای بین‌المللی مانند بانک جهانی، برنامه توسعه ملل متحد و صندوق بین‌المللی پول برخوردار می‌شود. اما اگر مطابق این معیارها عمل نکند از این حمایت‌ها و کمک‌ها محروم خواهد شد. بانک جهانی برای آنکه مشخص کند در کدام کشور، حکمرانی ملاک عمل قرار می‌گیرد و کدام کشور از آن استفاده نمی‌کند، برخی معیارها را ذکر نموده است. بر اساس سندی که بانک جهانی در سال ۲۰۰۶ انتشار داد، حکمرانی خوب دارای شش معیار است: پاسخگویی، ثبات سیاسی، اثربخشی دولت، کیفیت قوانین و مقررات، حاکمیت قانون و کنترل فساد (Arndt، ۲۰۰۸). بر اساس اعلام بانک جهانی، هر قدر کشوری به این شاخص‌ها نزدیک‌تر باشد، آن کشور از نرخ رشد اقتصادی بالاتری برخوردار بوده، رشد بخش خصوصی مؤثرتری خواهد داشت، همچنین میزان مرگ‌ومیر در آن کاهش و ورود سرمایه خارجی، افزایش می‌یابد (پورآقایی، ۱۳۸۳). بالعکس، هر قدر کشوری با این شاخص فاصله داشته باشد، به همان اندازه رشد اقتصادی کاهش خواهد داشت. در این بخش جهت شناسایی معیارهای مطلوب حکمرانی خوب، تحقیقات پژوهشگران مختلف در ایران، مورد مطالعه قرار گرفته و در جدول (۱) دسته‌بندی شده است.

جدول ۱- معیارهای حکمرانی خوب برگرفته از مرور تحقیقات مختلف

پژوهش	متغیرهای احصا شده
حمزه‌ئی و همکاران، ۱۳۹۲	شفاف‌سازی، پاسخ‌گویی، اثربخشی نقش‌ها و وظایف، نتیجه‌گرایی و ظرفیت‌سازی
شریفی، ۱۳۹۴	مشارکتی، دارای شفافیت، اجماع‌محوری، حاکمیت‌قانون، جامعیت، پاسخ‌گویی، مسئولیت‌پذیری، اثربخشی
شریف‌زاده و قلی‌پور، ۱۳۸۲	مشارکت، شفافیت، پاسخ‌گویی، اثربخشی و کارایی، حاکمیت قانون
کمالی، ۱۳۸۸	مشارکتی، اجماع‌محوری، مسئولیت‌پذیر، شفاف، پاسخگو، اثربخش و کارا، منصفانه و همه‌گیر و پیرو حکومت قانون
طالبی‌نیا، ۱۳۹۴	مشارکت ذینفعان، مسئولیت‌پذیری و پاسخ‌گویی در برابر پیامدهای تصمیمات، قانون‌مداری، شفافیت و دسترسی جامعه هدف به اطلاعات
رستمی و همکاران، ۱۳۹۴	مشارکت و قدرت شهروندان در مدیریت، قانون‌مداری مدیریت شهری، شفاف‌سازی اطلاعات، انعطاف‌پذیری عملکرد و قوانین، وفاق‌محوری (اجماع‌سازی)، کنترل فساد، عدالت و انصاف، تمرکززدایی، تفویض اختیارات، شهروندمداری، مسئولیت‌پذیری، پاسخ‌گویی، کارایی و اثربخشی، ظرفیت‌سازی نهادی و سازمانی، اعتمادسازی، بینش راهبردی، آگاهی و اطلاع‌رسانی
طاهری‌عطار و همکاران، ۱۳۹۶	نتیجه‌گرایی، اثربخشی در وظایف و نقش‌ها، ارتقای ارزش‌ها، شفافیت، ظرفیت‌سازی، پاسخ‌گویی
زارعی و همکاران، ۱۳۹۶	مشارکت عوامل و بازیگران غیردولتی، همکاری بخش عمومی و خصوص، تمرکززدایی، انعطاف‌پذیری
یوسفی‌شیخ‌رباط و بابایی، ۱۳۹۴	پاسخ‌گویی دولت و حق اظهارنظر مردم، ثبات سیاسی و عدم خشونت، کارایی و اثربخشی دولت، کیفیت قوانین و مقررات، حاکمیت قانون، مهار فساد
مقیمي و همکاران، ۱۳۹۵	کنترل فساد، حاکمیت قانون، ثبات سیاسی، پاسخ‌گویی، اثربخشی دولت
اجزاشکوهی و همکاران، ۱۳۹۳	مشارکت، پذیرا و پاسخگو، اثربخش، مسئول و پاسخگو، شفاف، قانون‌مند، توافقی، عدالت، بینش راهبردی، تمرکززدا
اکبری و همکاران، ۱۳۹۵	مشارکت، اثربخشی و کارایی، اجماع، عدالت‌جویی، پاسخ‌گویی، شفافیت، قانون‌گرایی، مسئولیت‌پذیری
کوهستانی و قاسمی، ۱۳۹۳	حق اظهارنظر و پاسخ‌گویی، ثبات سیاسی و عدم خشونت، کارایی و اثربخشی دولت، کیفیت قوانین و مقررات، حاکمیت قانون، کنترل فساد
ابراهیم‌پور و خلیلی، ۱۳۸۹	مشارکت‌جو، قانون‌محوری، شفافیت، مسئولیت‌پذیری، اجتماع‌محوری، عدالت‌جویی، کارایی و اثربخشی، پاسخ‌گویی، آزادی بیان، برابری و قواعد قانونی
رزمی و همکاران، ۱۳۹۴	حق اظهارنظر و پاسخ‌گویی، عدم خشونت، کارایی و اثربخشی دولت، بار مالی مقررات، حاکمیت‌قانون، کنترل فساد
یگانگی و همکاران، ۱۳۹۵	توسعه‌گرایی و تعالی پایدار، مشارکت‌جویی و شراکت‌گرایی، ارزش‌گرایی، قانون‌گرایی، عدالت‌جویی، پاسخ‌گویی
لشکری‌زاده و اشرفی، ۱۳۹۰	قدرت پاسخ‌گویی، ثبات سیاسی، کارایی دولت، کیفیت قوانین، حاکمیت قانون، کنترل فساد
رضوی‌زاده، ۱۳۹۵	مشارکت، اثربخشی و کارایی، پذیرا و پاسخگو بودن، مسئولیت‌پذیری، شفافیت، قانون‌مندی، جهت‌گیری توافقی، عدالت، بینش راهبردی
زاینده‌رودی و همکاران، ۱۳۹۶	حق اظهارنظر و پاسخ‌گویی، ثبات سیاسی، اثربخشی، کیفیت قوانین، حاکمیت قانون، کنترل فساد
یزدانی زازرانی، ۱۳۹۱	مشارکتی‌بودن، اجماع‌محوری، پاسخ‌گویی، شفافیت، مسئولیت‌پذیری، کارایی و اثربخشی، جامعیت و عدم تبعیض میان شهروندان، حاکمیت قانون
حیدری سرنقی، ۱۳۹۶	شفافیت، پاسخ‌گویی، کنترل فساد، حاکمیت قانون، مسئولیت‌پذیری
معینی‌فرد و مهرآرا، ۱۳۹۴	حق اظهارنظر و پاسخ‌گویی، ثبات سیاسی، اثربخشی، کیفیت قوانین، حاکمیت قانون، کنترل فساد
حسینی‌تاش و واثق، ۱۳۹۳	حق اظهارنظر و پاسخ‌گویی، ثبات سیاسی، اثربخشی، کیفیت قوانین، حاکمیت قانون، مهار فساد

تفاوت‌گذاری میان معیار و شاخص بسیار نزدیک به یکدیگر می‌باشند. معیار، یک اصل یا استاندارد است که چیزی به وسیله آن، قضاوت می‌شود. معیار می‌تواند به عنوان اصل درجه دوم در نظر گرفته شود که معنی و قابلیت عملی بودن به آن اصل می‌دهد؛ بدون اینکه خودش سنجش مستقیمی از عملکرد انجام دهد. معیارها نقاط حد واسط هستند که اطلاعات فراهم شده به وسیله شاخص‌ها می‌تواند در این نقاط تلفیق شود. علاوه بر اینکه معیارها به عنوان اصل درجه دوم در نظر گرفته می‌شوند، با آنها به عنوان بازتاب‌کننده دانش رفتار می‌شود. در اینجا، دانش، تجمع اطلاعات مربوط در یک دوره طولانی مدت از زمان می‌باشد (خزائی و همکاران، ۱۳۸۵). شاخص^۷ نیز متغیر یا مؤلفه‌ای است که برای استخراج وضعیت یک معیار ویژه به کار گرفته می‌شود. شاخص‌ها باید حامل یک تک‌پیام معنی‌دار باشند. این تک‌پیام، اطلاعات نامیده می‌شود. به هر حال، تک‌پیام، تجمعی از یک یا چند داده از مؤلفه‌های دارای ارتباطات معین می‌باشد. لازم به یادآوری است، هر شاخصی که شناسایی می‌شود، باید قابل اندازه‌گیری و سنجش باشد و چنانچه نتوان شاخص را اندازه‌گیری کرد، عملاً نمی‌توان از آن استفاده کرد. هر شاخص می‌تواند از نظر نوع و ماهیت در چهار دسته کارایی، اثربخشی، بهره‌وری و سودآوری و از نظر جنس به دسته‌هایی مثل کیفیت، هزینه، زمان، تحویل، انعطاف‌پذیری، درصد، عدد، نسبت و... تقسیم شود.

طبق جدول (۱)، اگر بتوان برای معیارهای مزبور، شاخص‌های مناسبی در نظر گرفت، آنگاه می‌توان حکمرانی خوب را با کمک پرسش‌نامه دارای طیف لیکرت یا بر اساس نظرات خبرگان اندازه‌گیری نمود. با توجه به دیدگاه‌های مزبور در جدول (۱)، جمع‌بندی معیارهایی که خبرگان درباره آن‌ها اتفاق نظر دارند، در جدول (۲) ارائه شده‌اند. با توجه به سابقه مطالعات، در پژوهش حاضر، ابعاد و معیارهای حکمرانی خوب پیشنهادی در جدول (۳) ارائه شده است.

جدول ۳- نمودار معیارهای حکمرانی خوب

(یافته‌های پژوهش از مطالعات کتابخانه‌ای)

ردیف	بعد	معیار حکمرانی خوب
۱	اطلاعاتی	شفافیت
۲	اجرایی	پاسخ‌گویی
۳	فنی	عملکرد
۴	حقوقی	برابری، عدالت و انصاف
۵	سیاستی	سیاست‌گذاری صحیح
۶	فرهنگی	ظرفیت‌سازی
۷	اقتصادی-مالی	منابع مالی قانونی
۸	اجتماعی	همکاری
۹	محیطی	پایداری

جدول ۲- معیارهای منتخب حکمرانی خوب

معیار	توضیحات
شفافیت	شفافیت به معنی جریان آزاد اطلاعات و قابلیت دسترسی سهل و آسان به آن، برای تمامی گروه‌داران مربوطه است. اطلاعات باید به اندازه کافی و به صورت قابل فهم در دسترس باشند و از طرف دیگر اتخاذ تصمیمات و اجرای آن‌ها از قوانین و مقررات مشخصی پیروی کند.
بینش راهبردی	فرا رفتن از مسائل روزمره و پرهیز از غرق شدن در آن‌ها، مستلزم بینشی گسترده و درازمدت نسبت به آینده یا داشتن بینش راهبردی در زمینه توسعه است.
پاسخ‌گویی و مسئولیت‌پذیری	پاسخ‌گویی یک امر حیاتی برای مسأله حکمرانی خوب در منابع طبیعی است. نه تنها نهادهای دولتی، بلکه بخش خصوصی و سازمان‌ها و جامعه مدنی، باید نسبت به عموم مردم و همه افراد گروه‌دار، پاسخگو باشند. به طور کلی یک نهاد یا سازمان نسبت به کسانی که در ارتباط مستقیم با تصمیمات آن‌ها قرار دارند، پاسخگو خواهد بود. لازم به ذکر است، پاسخ‌گویی بدون وجود شفافیت و حاکمیت قانون قابل اجرا نیست. مجموعه این شاخص‌ها را می‌توان به عنوان دستورالعملی برای تعامل هرچه بهتر سه بخش دولت، بخش خصوصی (بازار) و جامعه به معنای نوین آن، تلقی کرد. از طرف دیگر، حکمرانی خوب نیازمند این است که نهادها و فرآیندهای تصمیم‌گیری در یک چارچوب زمانی منطقی به همه گروه‌داران آن، خدمات لازم را ارائه دهند. نیل به این هدف، تنها زمانی امکان‌پذیر است که نهادهای تصمیم‌گیر نسبت به تأمین خواسته‌ها و تمایلات افراد، احساس مسوولیت داشته باشند.
کارایی و اثربخشی	حکمرانی خوب به دنبال آن است که نهادها و سازمان‌های تصمیم‌گیرنده همیشه نیازهای مردم را در نظر داشته باشند و از منابع موجود به صورت کارا استفاده کنند. مفهوم کارایی در ارتباط با حکمرانی خوب به معنی استفاده پایدار از منابع طبیعی و حفاظت از محیط‌زیست نیز خواهد بود. در نتیجه، موضوع بهترین استفاده از منابع با حکمرانی، ارتباط مستقیم دارد.
برابری و عدالت	در حکمرانی خوب همه افراد باید از فرصت‌های برابر، برخوردار باشند. رفاه یک جامعه، وابسته به تضمین این امر است که همه اعضای آن احساس کنند در آن جامعه سهم هستند. برای تحقق این امر همه گروه‌های آسیب‌پذیر باید از حمایت‌های لازم برای افزایش توانمندی‌های خود برخوردار باشند.
حاکمیت قانون	برقراری سیستم حکمرانی خوب نیازمند چارچوب‌های قانونی عادلانه و منصفی است که از ویژگی بی‌طرفانه بودن برخوردار است. در این چارچوب باید از حقوق کلیه افراد، مخصوصاً حقوق محرومان و غایبان محافظت به عمل آید. اجرای این‌گونه قوانین در یک فضای بی‌طرفانه و مبتنی بر انعطاف، نیازمند دستگاه قضایی مستقل و نیروی مجریه بی‌طرف و عاری از فساد است.
سیاست‌گذاری صحیح	سیاست‌گذاری، طراحی و برنامه‌ریزی روش‌ها و راه‌هایی برای دستیابی به اهداف معین در زمینه‌های مشخص می‌باشد. سیاست‌گذاری صحیح یا طراحی سازوکار به معنای ایجاد یک فضای درست برای حرکت عوامل اقتصادی و اجتماعی به سمت وضعیت مطلوب از منظر سیاست‌گذار است.
ظرفیت‌سازی	ظرفیت‌سازی به معنی ارتقای توانایی افراد، سازمان‌ها و جوامع محلی برای انجام وظایف، حل مسائل، تدوین و دستیابی به اهداف است. ظرفیت‌سازی به معنای توسعه نهادی، سازمانی، مدیریتی، فناوری، فرهنگی، توانایی‌ها، قابلیت‌ها و مهارت‌های فردی است که افراد، سازمان‌ها و جوامع را قادر می‌سازد، مسائل خود را حل نموده و حتی از آن فراتر نیز بروند.
روابط (همکاری و مشارکت)	مشارکت به معنی حضور همه مردم در تصمیم‌گیری‌های مختلف است که هم به صورت مستقیم و هم از طریق نمایندگان و نهادهای واسطه‌ای قانونی و مشروع تحقق می‌یابد. مباحث مشارکت غالباً مبتنی بر وجود آزادی بیان و حق اظهارنظر همه افراد جامعه در حوزه‌های مختلف سیاسی و امنیتی خواهد بود. البته این امر لزوماً به معنی آن نیست که تمایلات، خواسته‌ها و نگرانی‌های تک‌تک افراد جامعه مورد توجه قرار می‌گیرد؛ بلکه منظور مشارکت حداکثری است که از طریق مکانیسم‌های خاص خود تحقق پیدا می‌کند. بنابراین ویژگی اصلی مشارکت همانا آزادی همه مردم در ابراز نظرات و دیدگاه‌های خود است که این امر در مرحله اجرا، نیازمند ابزارهای خاصی از جمله رسانه‌های آزاد و نهادهای مدنی مستقل است.
پایداری	حکمرانی به معنی توزیع قدرت بین بخش‌های مختلف اجتماعی و دخالت دادن آن‌ها در سیاست‌گذاری‌های اجتماعی است. این بخش‌ها عبارتند از بخش دولتی، خصوصی و نهادهای مدنی. در این زمینه، پایداری به معنی توسعه متوازن و متناسب در سه بعد اقتصادی، اجتماعی، اکولوژیکی است. در نتیجه حکمرانی خوب مبتنی بر تحقق تناسب توأم بین بخش‌ها و ابعاد سه‌گانه است.

و قابل اعتماد باشد. گروداران اثربخش بودن کارایی دولت را درک کرده باشند.

- دولتی که اداره امور کشور را در دست دارد، از پشتوانه انتخاب و اعتماد مردمی برخوردار باشد. به عبارت دیگر، قدرت خود را بر اساس نوعی قرارداد اجتماعی کسب کرده باشد.
- دولت زمینه‌های ظرفیت‌سازی و توانمندی گروداران را فراهم نماید.
- دستگاه قضایی کارآمدی مطلوبی داشته و بتواند زمینه‌های برقراری انصاف و عدالت را در جامعه فراهم و نهادینه کند.
- رژیم سیاسی حاکم و قوانین ثابت کافی داشته باشد.
- روابط متقابل همکاری میان مردم و دولت برقرار باشد.
- بی‌طرفی، کارآمدی و شفافیت در دستگاه‌ها حکم‌فرما باشد.

پی‌نوشت

- 1- Governance
- 2- UN-Habitat
- 3- World Bank
- 4- Government
- 5- Sovereignty
- 6- Criteria
- 7- Indicator
- 8- Likert scale

اولین کنفرانس ملی راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار، تهران، وزارت کشور.

- بهلولی، ن. خداوردی‌زاده، ق. و صبحی لکی، ب. ۱۳۹۶. حکمرانی خوب، کلید توسعه جوامع، چهارمین کنگره بین‌المللی پژوهش‌های نوین در مطالعات مدیریت، حسابداری و اقتصاد. شیراز. موسسه عالی علوم و فناوری خوارزمی.
- پورآقایی، س. ۱۳۸۳. شاخص‌های حکمرانی به روایت بانک جهانی. گزارش، ۱۵۴: ۶۱-۶۳.
- ثقفی‌اصل، آ. زبردست، ا. و ماجدی، ح. ۱۳۹۲. شناسایی و اولویت‌بندی معیارها و شاخص‌های موثر در فرآیند تحقق‌پذیری پروژه‌های طراحی شهری در ایران. فصلنامه معماری و شهرسازی آرمان شهر، ۷(۱۳): ۱۸۳-۱۹۷.
- حسینی‌تاش، س.ع. و واثق، ق.ع. ۱۳۹۳. حکمرانی خوب و ارائه حکمرانی شایسته، بررسی و شاخص‌های این دو از دیدگاه امیرالمؤمنین علی علیه السلام. اسلام و پژوهش‌های مدیریتی، ۸: ۷-۲۸.

بحث‌های اجتماعی از جایگاه ویژه‌ای در اکثر زمینه‌ها بویژه در مسائل و مشکلات مربوط به منابع طبیعی برخوردارند. به عبارت دیگر، عمده مشکلات منابع طبیعی، ارتباط مستقیم و غیرمستقیم با مباحث اجتماعی دارد. تأثیر متقابل دو بعد اجتماعی و طبیعی (بدون دخالت بشر) در یکدیگر می‌تواند به موضوع حکمرانی خوب در منابع طبیعی کمک نماید که همواره در جستجوی کشف میزان تأثیرگذاری این مهم برای حل مشکلات به وجود آمده می‌باشد. بررسی و شناخت و همراه کردن گروداران با اهداف و حکمرانی خوب در هر زمینه‌ای به عنوان یک هدف ارزشی، اهمیت فوق‌العاده‌ای دارد؛ چرا که این موضوع از ابعاد مهم و اصلی اجرای برنامه‌های مصوب محسوب می‌شود و در زمینه منابع طبیعی وجود حکمرانی خوب بهترین راهکار می‌باشد.

- در یک جمع‌بندی کلی، مهمترین نکات مورد توجه در ایده «حکمرانی خوب» را می‌توان به صورت زیر فهرست کرد:
- دولت اصل شفافیت را در اولویت‌های خود قرار دهد. فرآیند قانون‌گذاری و نیز عملکرد دولت شفافیت قابل قبولی داشته باشد.
 - خدمات مورد نیاز جامعه به صورت مطلوب توسط دولت تأمین گردد و دولت در برابر مشکلات و خواسته‌های مردم پاسخگو و مسئولیت‌پذیر باشد.
 - نظام اداری که اراده دولت از طریق آن اعمال می‌شود، کارآمد

منابع

- ابراهیم‌پور، ح. و خلیلی، ح. ۱۳۸۹. از حکمرانی خوب تا حکمرانی پایدار. هشتمین کنفرانس بین‌المللی مدیریت، تهران، گروه پژوهشی آریانا.
- اجزا شکوهی، م. رهنما، م.ر. و گوهری قاسم‌پور، ن. ۱۳۹۳. مطالعه تطبیقی شاخص‌های حکمروایی خوب شهری در کلان‌شهرهای ایران. ششمین کنفرانس ملی برنامه‌ریزی و مدیریت شهری با تأکید بر مؤلفه‌های شهر اسلامی. مشهد. شورای اسلامی شهر مشهد.
- اکبری، س. غلامی، ز. و تقوی، م.ع. ۱۳۹۵. تأملی در باب نقش «حکمرانی خوب» برای تحقق زندگی مطلوب در سیره امام علی (ع). معرفت سیاسی، ۸(۱): ۹۹-۱۱۴.
- ایمانی، م.، جلیوند، ح. و زنده‌بصری، ح. ۱۳۹۱. بررسی مهمترین شاخص‌های اجتماعی- اقتصادی در جنگل‌های چهارمحال و بختیاری، مطالعه موردی: سامان عرفی کلکچی لردگان.

حسینی، س. و ک. نوروزی، م. ۱۳۹۵. ضرورت حکمرانی منابع طبیعی با تأکید بر نفت و گاز در ایران: تبیین نظریات و بررسی تجارب، ماهنامه علمی-ترویجی اکتشاف و تولید نفت و گاز، ۱۳۳: ۱۶-۹.

حمزه‌ئی، م.، برادران، م. م. و هاتفی، ف. ۱۳۹۲. حکمرانی خوب در شهرداری مشهد. پنجمین کنفرانس برنامه‌ریزی و مدیریت شهری. مشهد، شورای اسلامی شهر مشهد، دانشگاه فردوسی مشهد.

حیدری سرنقی، ف. ۱۳۹۶. بررسی رابطه حکمرانی خوب با سرمایه اجتماعی. کنفرانس سالانه پارادایم های نوین مدیریت در حوزه هوشمندی. تهران. دانشگاه تهران.

خزائی، ح.، فلاح، ا. و نوری، ز. ۱۳۸۵. شاخص‌ها و معیارهای مدیریت پایدار جنگل. همایش منابع طبیعی و توسعه پایدار در عرصه‌های جنوبی دریای خزر. نور. دانشگاه آزاد اسلامی واحد نور.

رزمی، م.ج.، صدیقی، س. و رضاییان، س. ۱۳۹۴. الزامات تحقق حکمرانی خوب برای دستیابی به توسعه انسانی. اقتصاد توسعه و برنامه‌ریزی، ۴(۲): ۷۵-۵۱.

رستمی، م.، زنگی‌شاهی، س. و نوروزی‌نژاد، س. ۱۳۹۴. راهبرد حکمروایی خوب و مدیریت مشارکتی شهری بافت مرکزی شهر کرمانشاه. هفتمین کنفرانس ملی برنامه‌ریزی و مدیریت شهری با تأکید بر راهبردهای توسعه شهری. مشهد. شورای اسلامی شهر مشهد، دانشگاه فردوسی مشهد.

رضوی‌زاده، ا. ۱۳۹۵. بررسی تأثیر حکمروایی خوب شهری بر کیفیت زندگی شهری (مطالعه موردی: شهر مرنده). سومین کنفرانس علمی پژوهشی افق‌های نوین در علوم جغرافیا و برنامه‌ریزی، معماری و شهرسازی ایران. تهران. انجمن توسعه و ترویج علوم و فنون بنیادین.

زارعی، م.ج.، حسنون، م. و سلمانی‌سبینی، م. ۱۳۹۶. مفهوم حکمرانی تنظیمی. فصلنامه جستارهای حقوق عمومی، ۱(۱): ۱۲۴-۱۴۷.

زاینده‌رودی، م. خسروآبادی، م. و شکیبایی، ع. ۱۳۹۶. بررسی تأثیر شاخص‌های حکمرانی خوب بر توزیع درآمد با به‌کارگیری پانل داده‌ها (مطالعه موردی: کشورهای منتخب جنوب غربی آسیا). پژوهش‌های رشد و توسعه پایدار (پژوهش‌های اقتصادی)، ۱۷ (۳): ۵۲-۲۵.

شریف‌زاده، ف. قلی‌پور، ر. ۱۳۸۲. حکمرانی خوب و نقش دولت. مدیریت فرهنگ سازمانی (فرهنگ مدیریت)، ۴(۱): ۹۳-۱۰۹. شریفی، ع. ۱۳۹۴. حکمرانی خوب در مدیریت دولتی (اداره امور عمومی). اولین کنفرانس سالانه بین‌المللی عمران، معماری و شهرسازی. شیراز.

صدیق‌روستانی، ر.، ایمانی‌جاجرمی، ح.، فیروزآبادی، ا. ۱۳۸۶.

تحلیل مدل‌های حکمرانی شهری در انتخابات سومین دوره شورای اسلامی شهر تهران. رفاه اجتماعی، ۷ (۲۶): ۳۴-۹. طالبی‌نیا، م. ۱۳۹۴. حکمرانی مشارکتی و کنترل بحران خشکی زاینده‌رود، دومین همایش ملی آب، انسان، زمین. اصفهان. شرکت توسعه سازان گردشگری اصفهان.

طاهری‌عطاری، غ.، نائینی، ا.م.، سید صالحی، س. و خضری، ا. ۱۳۹۶. رهبری اخلاقی تسهیل‌گر تحقق حکمرانی خوبی (مورد مطالعه: شهرداری تهران). فصلنامه علمی-پژوهشی مدیریت سازمان‌های دولتی، ۶(۱): ۱۱۵-۱۳۰.

کایر، آ. م. ۱۳۸۶. حاکمیت (مفاهیم کلیدی)، ترجمه ابراهیم گلشن و علی آدوسی. تهران، موسسه عالی آموزش و پژوهش مدیریت و برنامه‌ریزی.

کلاهی، م. ۱۳۹۶. جدی‌ترین مسأله مدیریت آب و محیط‌زیست ایران، اولین اجلاس «هم‌اندیشی با متخصصان علوم آب و محیط‌زیست». وزارت نیرو.

کمالی، ی. ۱۳۸۸. حکمرانی خوب چیست؟. ماهنامه تدبیر، ۲۰۶: ۲۰-۲۲.

کوهستانی، ح. و قاسمی، ن. ۱۳۹۳. نقش حکمرانی خوب در مدیریت توسعه روستایی پایدار، اولین همایش ملی توسعه پایدار روستایی در افق ۱۴۰۴، اصفهان. شرکت توسعه سازان گردشگری اصفهان.

لشکری‌زاده، م. و اشرفی، م.ع. ۱۳۹۰. بررسی اثر حکمرانی خوب بر کیفیت زیست‌محیطی در کشورهای در حال توسعه، اولین همایش بین‌المللی مدیریت گردشگری و توسعه پایدار. مرودشت، دانشگاه آزاد اسلامی واحد مرودشت.

معینی‌فرد، م. و مهرآرا، م. ۱۳۹۴. تأثیر وفور منابع طبیعی بر کیفیت حکمرانی کشورهای در حال توسعه. سیاست‌گذاری پیشرفت اقتصادی، ۳(۹): ۳۲-۹.

مقیمی، س.م.، پورعزت، ع.ا.، دانایی‌فرد، ح. و احمدی، ح. ۱۳۹۵. طراحی و تبیین مدل بودجه‌بندی براساس شاخص‌های حکمرانی خوب در ایران. مدیریت دولتی، ۸(۴): ۶۴۵-۶۶۴. هارولد کونتز و همکاران. ۱۳۸۰. اصول مدیریت، ترجمه محمدهادی چمران. چاپ سوم. ناشر دانشگاه صنعتی شریف. شابک ۵-۶۰-۶۳۷۹-۹۶۴، ۵۲۲ ص.

یزدانی زازرانی، م. ۱۳۹۱. بررسی رابطه مفهومی و تأثیر حکمرانی بر سیاست‌گذاری عمومی. پژوهش‌های روابط بین‌الملل، ۲(۴): ۱۰۹-۱۴۲.

یگانگی، س.ع.، الوانی، س.م. و معمارزاده طهران، غ. ۱۳۹۵. اولویت‌بندی شاخص‌های حکمرانی خوب در سازمان‌های کارا (مطالعه موردی: شعب بانک رفاه استان قزوین). خط‌مشی‌گذاری عمومی در مدیریت (رسالت مدیریت دولتی)، ۷(۱): ۹-۱.

- UFZ-Discussion Papers. 15/2008 – GoverNAt 8, November 2008. Editor: Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ Permoserstraße 15, 04318 Leipzig/Germany. ISSN 1436-140X.
- Rakodi C. 2001. Forget Planning, Put Politics First? Priorities for Urban Management in Developing Countries. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 3(3): 209-223.
- Khandakar E. 2009. UNDP on good governance. *International Journal of Social Economics*, 36: 1167-1180. 10.1108/03068290910996981.
- UN-Habitat. 2006. Global campaign on urban Governance concept paper, 2nd Edition, Nairobi.
- یوسفی شیخ رباط، م. و بابایی، ف. ۱۳۹۴. طراحی مدل حکمرانی خوب براساس نامه مالک اشتر و مقایسه آن با اصول حکمرانی خوب بانک جهانی. *اقتصاد اسلامی*، ۱۵(۵۷): ۳۱-۶۲.
- Arndt C. 2008. The politics of governance ratings. *International Public Management Journal*, 11(3), 275-297.
- Fischer F. 2012. Participatory Governance: From Theory To Practice. *The Oxford Handbook of Governance*. DOI: 10.1093/oxford-hb/9780199560530.001.0001
- Newig J. and Fritsch O. 2008. Environmental Governance: Participatory, Multi-level – and Effective?,

Article Type: Review

نوع مقاله: مروری

Issues and Measures of Efficient and Sustainable Use of Water Resources in Livestock Production with Emphasis on Livestock Water Productivity

N. Heydari

Associate Professor, Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Agricultural Research, Education and Extension Organisation (AREEO), Karaj, Iran.

E-Mail: nrheydari@nrheydari@gmail.com

Received: 01-07-2019

Accepted: 07-12-2019

مسائل و راهکارهای استفاده بهینه و پایدار از منابع آب برای تولیدات دامی با تکیه بر ارتقاء بهره‌وری آب دامی

نادر حیدری

دانشیار پژوهش مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

E-Mail: nrheydari@gmail.com

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۴/۱۰

تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۹/۱۶

Abstract

Under water scarcity conditions livestock production, because of its high content virtual water, has been one of the challenging issues in the scientific literature in this regard. A few scientific references believe that forage crops production, because of their high water requirements, make pressure on water resources of scarce-water countries. Other references are on this idea that there is to somehow exaggeration on the high water requirements of the livestock productions. Therefore, in most cases the livestock water productivity (LWP), especially when the protein content and nutritional values of livestock products and other services are considered, is comparable with the water productivity (WP) of agricultural crops. However, similar to the issues of improvement of WP in agriculture, the key point of livestock production from limited water resources is the improvement of LWP. LWP is defined as the ratio of the net benefit obtained from livestock products and other services to the water used for such productions and services. Livestock water productivity does not seek to maximise the number of livestock or the production of animal products and services. Rather, it opens opportunities to produce the same benefits with fewer animals and less demand for agricultural water. This paper reviews different views on livestock production under water scarcity circumstances considering WP and LWP improvement issues. It then deals with the definition and concepts of LWP and its methods of estimation and calculations. The paper provides some apparent values of LWP measured in different studies and elaborates the issues, difficulties, and sources of errors in this regard. Livestock production could be indicative of an efficient or inefficient use of water resources depending to the method of estimates, calculation approach, and or selected scale. Paper concludes that for the required links between livestock production and use of water resources, especially in the mixed livestock-farming systems and in basin-scale are not established well.

Keywords: Productivity, Livestock, Water resources, Optimum use, Agriculture, Measure.

چکیده

تولید محصولات دامی در شرایط کمبود آب و به دلیل بالا بودن محتوی آب مجازی آنها، همواره مورد مناقشه محافل علمی بوده است. برخی منابع علمی معتقدند که تولید محصولات دامی به دلیل نیاز زیاد آنها به تولید محصولات علوفه‌ای، به منابع آب کشورهای کم‌آب، آسیب می‌زند؛ در حالیکه منابع علمی دیگری بر این عقیده‌اند که در نیاز به آب زیاد برای تولید محصولات دامی اغراق شده و در موارد زیادی «بهره‌وری آب دامی» با بهره‌وری آب بعضی محصولات زراعی، به خصوص وقتی که پروتئین حاصله و ارزش تغذیه‌ای محصولات و یا سایر خدمات دام ملاک قرار گیرند، قابل مقایسه هستند. به‌هرحال همانند بحث بهره‌وری آب کشاورزی، حل مسئله تولید دام از منابع آب محدود، در گرو بهبود بهره‌وری آب دامی است. بر حسب تعریف، بهره‌وری آب دامی عبارت است از نسبت منافع خالص حاصل از محصولات و خدمات مرتبط با دام به میزان آب مصرفی در تولید محصولات دامی. در بحث بهره‌وری آب دامی هدف، افزایش تعداد دام و یا افزایش میزان تولیدات دامی نیست؛ بلکه هدف اصلی ایجاد فرصت‌های لازم با همان منافع و با تعداد دام کمتر و تقاضای کمتر آب کشاورزی برای تولید علوفه می‌باشد. در این مقاله ضمن بررسی دیدگاه‌های علمی مختلف در خصوص مزیت تولید محصولات دامی در شرایط کمبود منابع آب با در نظر گرفتن بهره‌وری آب محصولات زراعی و دامی، مفهوم شاخص بهره‌وری آب دامی و نحوه محاسبه آن، تشریح شده است. سپس مقادیر کمی و ظاهری این شاخص بر اساس منابع مختلف، ارائه گردیده و منابع خطا، مسائل و چالش‌های اندازه‌گیری واقعی آن، تشریح شده است. به طور کلی تولیدات دامی می‌توانند به عنوان یک روش مؤثر و یا بالعکس ناکارآمد در تولید غذا برای مردم- بسته به انتخاب مقیاس و سیستمی که دام در آن تولید می‌شود- تلقی شوند. بررسی‌ها نشان می‌دهد که در ایران، ارتباطات لازم در بحث تولید دام با آب مصرفی، به خصوص در سیستم‌های ترکیبی زراعت-دام و در مقیاس حوضه آبریز، هنوز ایجاد نشده است.

واژه‌های کلیدی: بهره‌وری، دام، منابع آب، استفاده بهینه، کشاورزی، راهکار.

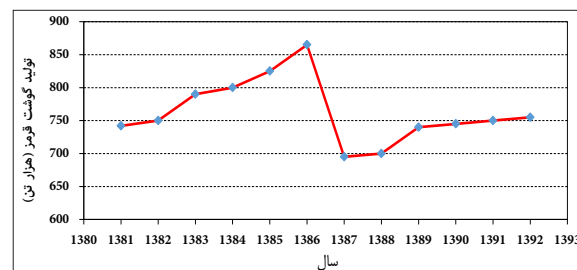
یافته است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که سرانه مصرف گوشت مرغ در کشور در حال افزایش بوده به طوری که از ۱۴ کیلوگرم بر هر نفر در سال ۱۳۸۱ به ۲۶ کیلوگرم بر هر نفر در سال ۱۳۹۲ رسیده است. در حالیکه سرانه مصرف گوشت قرمز دارای نوسان بوده به نحوی که از ۱۱/۳ کیلوگرم در سال ۱۳۸۱ به ۱۳/۱ کیلوگرم در سال ۱۳۸۶ و ۱۰/۶ کیلوگرم در سال ۱۳۹۲ رسیده است (جلالی و میر ابراهیمی، ۱۳۹۴).^۲

محصولات دامی علاوه بر تأمین نیاز غذایی انسان و ایجاد امنیت غذایی جامعه، از طریق ایجاد درآمد، نقشی اساسی در توسعه اقتصادی کشاورزان و دامداران به عهده دارند. این محصولات شامل شیر، گوشت، تخم مرغ، محصولات جانبی قابل استفاده برای انسان (مانند چرم، پوست، پشم، کود دامی و ...) است. فرآوری و بازاریابی این محصولات نیز ارزش اقتصادی و نقش آنها را در اقتصاد ملی چندین برابر می‌کند. بر اساس آمار منتشره از سازمان خواروبار و کشاورزی جهانی (فائو)، بخش دامپروری در بیشتر کشورهای در حال توسعه و حتی توسعه یافته حدود ۵۰ درصد درآمد ناخالص ملی را در بخش کشاورزی و بیش از ۲۰ درصد کل درآمد ناخالص ملی را شامل می‌شود (قره‌داغی و همکاران، ۱۳۸۸). به عنوان نمونه در کشور پاکستان دامپروری یکی از زیر بخش‌های مهم بخش کشاورزی است که ۵۶ درصد ارزش افزوده این بخش را شامل شده و ۱۱ درصد تولید ناخالص ملی (GDP)^۳ این کشور را شامل می‌گردد (Rehman و همکاران، ۲۰۱۷). تولیدات دامی نقش مهمی در تسکین و رفع فقر دارند. از حدود ۷۷۰ میلیون نفر در جهان که درآمدی کمتر از ۱/۹ دلار آمریکا در روز دارند، تقریباً نیمی از آنها برای معیشت خود به دامپروری وابسته هستند (FAO، ۲۰۱۸-a). با این حال در محافل علمی جهان هنوز در زمینه تولید محصولات دامی از لحاظ تأثیرات مخرب آن از نظر استفاده بیش از حد از منابع آب برای تولید محصولات علوفه‌ای و تأثیرات سوء آن بر مراتع، محیط زیست، و اقلیم، اختلاف نظر و مناقشه وجود دارد. بعضی منابع معتبر جهانی، تولید دام را یکی از تهدیدات مهم برای استفاده پایدار از منابع آب طی دهه‌های آینده می‌دانند. نگرانی اصلی در این زمینه نیاز به مقادیر زیادی از آب برای تولید غذای انسان از منابع دامی است. گزارش شده که تولید یک لیتر شیر به آب زیادی نیاز دارد (Drastig و همکاران، ۲۰۱۰؛ Mondal و Irfan، ۲۰۱۶). به عنوان مثال، Aamoun (۲۰۱۵) مصرف آب (آب سبز) برای تولید یک لیتر شیر در فنلاند را برابر ۸۲۶ لیتر برآورد نموده است و لذا بعضی از مراجع کاهش سریع منابع آب زیرزمینی را به تولیدات دامی نسبت داده‌اند. گزارش شده است که تولید یک کیلوگرم گوشت گوساله تغذیه شده با غلات به ۱۰۰/۰۰۰ لیتر آب نیاز دارد در حالی که تولید یک کیلوگرم سیب زمینی فقط ۵۰۰ لیتر آب مصرف می‌نماید (Goodland و Pimental، ۲۰۰۰؛ Nierenberg، ۲۰۰۵). ولی بعضی منابع (SIWI، ۲۰۰۵؛ Hoekstra،

به دلیل محدودیت منابع آب و بارش کم در مراتع، تأمین علوفه و غذای مورد نیاز دام مهمترین عامل بازدارنده تولید دام در مناطق خشک جهان و از جمله ایران است. از طرفی دیگر رقابت برای تولید محصولات زراعی مورد تغذیه انسان به جای تأمین غذا از منابع دامی، یکی دیگر از عوامل مهم در این زمینه به شمار می‌رود (Kamalizadeh و همکاران، ۲۰۰۸).

میزان مصرف گوشت (قرمز و سفید) در کشور بالا بوده و با توجه به محدودیت‌های تولید محصولات دامی در کشور، بخشی از نیاز مصرف گوشت در کشور از طریق واردات محصولات دامی تأمین می‌شود. مطابق اطلاعات سازمان خواربار جهانی (فائو)^۱، کشور ایران در سال ۲۰۱۱ میلادی سیزدهمین واردکننده گوشت قرمز در جهان بوده است (جلالی و میر ابراهیمی، ۱۳۹۴).

از نظر روند تولید گوشت قرمز در کشور، همانطور که در شکل (۱) مشاهده می‌شود، برخلاف افزایش تولید در فاصله سال‌های ۱۳۸۱ تا ۱۳۸۶، میزان تولید گوشت قرمز در کشور در سال ۱۳۸۷ با کاهش ناگهانی (بیش از ۱۵۰ هزار تن) مواجه شده است.^۲ پس از آن تولید با شیب ملایمی افزایش یافته و در سال ۱۳۹۲ تقریباً به میزان تولید در ۱۰ سال قبل آن رسیده است. به هر حال بر اساس آمار منتشره در آمارنامه محصولات وزارت جهاد کشاورزی در سال ۱۳۹۶، میزان تولید گوشت قرمز در آن سال بالغ بر ۸۳۸ هزار تن می‌باشد.



شکل ۱- میزان تولید گوشت قرمز طی سال‌های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۲ در کشور

در مجموع تولید محصولات و فرآورده‌های دامی در سال‌های اخیر رشد زیادی داشته و برای محصولاتی نظیر شیر، گوشت قرمز، گوشت سفید، و تخم مرغ به ترتیب برابر ۷/۲، ۳/۱، ۷/۹ و ۵/۴ درصد در سال بوده است (Kamalizadeh و همکاران، ۲۰۰۸). به عنوان نمونه نرخ رشد تولید گوشت قرمز در کشور طی سال‌های ۱۳۸۴ تا ۱۳۸۸ معادل ۳/۶ درصد رشد (قره داغی و همکاران، ۱۳۹۲) و در مورد تولید شیر طی سال‌های ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۴ به ترتیب نرخ رشد سالانه و ۵ سالانه برابر ۳/۶۲ و ۱۸/۱ درصد رشد داشته است (فضایی، ۱۳۹۴).

برخلاف افزایش تولید محصولات دامی نظیر گوشت مرغ و گوشت قرمز در کشور، سرانه مصرف آن نیز طی سنوات گذشته افزایش

و Hung, ۲۰۰۳) بر این عقیده نبوده و معتقدند که برای تولید یک کیلوگرم گوشت گوساله تغذیه شده با غلات، فقط ۱۵۰۰۰ لیتر آب مصرف می‌شود.

در مجموع اکثر منابع علمی نظیر Hoekstra و Chapagain (۲۰۰۳) بر این موضوع اتفاق نظر دارند که تولید یک کیلوگرم گوشت خیلی بیشتر از تولید یک کیلوگرم محصول زراعی به آب نیاز دارد. منابع مختلف حاکی از آن هستند که تفاوت در بهره‌وری آب محصولات زراعی و دامی بر مبنای میزان پروتئین در ماده خشک محصولات، خیلی کمتر از مقادیر بهره‌وری آب بر مبنای وزن تر محصولات مذکور می‌باشد. به عنوان نمونه مقدار بهره‌وری آب بر مبنای پروتئین (وزن خشک) محصولات دامی یعنی ۴۱ گرم بر مترمکعب (برای تخم‌مرغ)، ۴۰ گرم بر مترمکعب (شیر) و ۳۳ گرم بر مترمکعب (گوشت سفید)، و ۱۰ گرم بر مترمکعب (گوشت گوساله کالیفرنیا) با مقادیر ۱۵۰ گرم بر مترمکعب (برای سیب‌زمینی)، ۷۷ گرم بر مترمکعب (ذرت)، ۷۶ گرم بر مترمکعب (لوبیا)، ۷۴ گرم بر مترمکعب (گندم)، ۴۹ گرم بر مترمکعب (برنج) و ۱۴ گرم بر مترمکعب (بادام زمینی) قابل مقایسه و برابری هستند (Renault و Wallender, ۲۰۰۰).

در مناطق محروم جهان که دام‌ها معمولاً چرانده شده و یا از بقایای گیاهی برای تأمین خوراک آنها استفاده می‌شود (پس چریدن)، آب کمتری برای تولید دام نسبت به همان میزان آب مصرفی برای تولیدات دامی مبتنی بر خوراک دام، مصرف می‌شود. نگاه مقایسه‌ای دیگری برای ارزش‌گذاری بهره‌وری آب دامی نسبت به بهره‌وری آب محصولات زراعی آن است که مخلوط اسید آمینه پروتئین‌های گیاهی برای انسان خیلی مفید فایده نیستند، مگر آنکه مردم ترکیب مناسبی از غلات و حبوبات را مصرف نموده و یا پروتئین با کیفیت‌تری را از سایر منابع دریافت نمایند. همچنین برای سایر گیاهان نظیر سیب‌زمینی اگرچه بهره‌وری آب بر مبنای پروتئین آنها بالاست ولی محتوی پروتئین آنها خیلی کم است. بزرگسالان باید ۲۷۰۰ کیلو کالری بر روز انرژی از سیب‌زمینی دریافت کنند تا حداقل نیاز روزانه پروتئین یعنی ۷۵ گرم در روز برای آنها تأمین شود (Beaton, ۱۹۹۱).

این در حالی است که گوشت خیلی فراتر از ۷۵ گرم نیاز روزانه به انرژی را تأمین می‌نماید. بنابراین آب مصرفی برای تأمین میزان پایه ۷۵ گرم پروتئین مورد نیاز، خیلی مؤثرتر از آبی است که برای تولید پروتئین اضافی مورد نیاز (و با فرض تبدیل آن به انرژی) مصرف شده است. تحقیقات نشان داده که مقدار مناسبی از گوشت در جیره غذایی کودکان آفریقایی، موجب تغییرات مثبت زیادی در آنها از لحاظ ذهنی، فیزیکی و رفتاری شده است (Neuman و همکاران، ۲۰۰۳؛ Sigman و همکاران، ۲۰۰۵). این امر حاکی از آن است که تولید گوشت نباید فقط از لحاظ کمی و میزان وزنی تولید آن ارزیابی شود و بلکه باید به سایر خواص و اثرات جانبی

آن بر سلامت انسان نیز نگریسته شود. به هر حال این موضوع در بررسی‌های ارتباط آب با تولید دام مغفول مانده، ولی در سال‌های اخیر توجه به این موضوع در حال گسترش است.

با نگاهی به منابع علمی و بحث‌های فوق در می‌یابیم که اطلاعات و آمار در این زمینه یعنی مقدار آب مصرفی برای تولید یک کیلوگرم محصول غذایی به خصوص برای کشورهای در حال توسعه و بدون در نظر گرفتن محتوی آب مجازی محصولات، ناقص بوده و سئوالات و تردیدهای زیادی را با خود به همراه دارد. این وضعیت برای آب مصرفی تولیدات دامی و بحث «بهره‌وری آب دامی»^۵ وخیم‌تر بوده و نیاز به بررسی و تحقیق بیشتری دارد.

در بحث استفاده بهینه از منابع آب در تولید محصولات زراعی و باغی، افزایش مقدار شاخص بهره‌وری آب در کشاورزی، کلید اصلی حل مسأله می‌باشد. به‌طور مشابه برای حل موضوع استفاده بهینه از آب برای تولید محصولات دامی و سیاست‌گذاری‌ها و انتخاب سناریوهای لازم برای تولید محصولات دامی -در قبال محصولات زراعی- نیز شناخت و جاری‌سازی^۶ بحث بهره‌وری آب دامی نقش کلیدی ایفا می‌نماید.

در زمینه جاری‌سازی ادبیات بهره‌وری آب در محصولات زراعی و باغی و تعیین مقدار این شاخص در جهان و از جمله در ایران فعالیت‌های علمی و اجرایی زیادی به عمل آمده است. بررسی‌های انجام شده توسط عباسی و همکاران (۱۳۹۶) حاکی از رشد شاخص بهره‌وری آب محصولات زراعی و باغی طی یک دهه اخیر در کشور بوده، به نحوی که مقدار آن از ۰/۸۷ کیلوگرم بر مترمکعب در سال ۱۳۸۴ به ۱/۳۲ کیلوگرم بر مترمکعب در سال ۱۳۹۴ رسیده است (۱۵۲ درصد افزایش). حیدری (۱۳۹۰) متوسط وزنی شاخص بهره‌وری آب محصولات زراعی کشور (با دخیل نمودن سطح زیر کشت محصولات) را برابر ۱/۳۸ کیلوگرم بر مترمکعب برآورد نموده است.

به دلیل شرایط اقلیمی کشور، کشاورزی پایدار و تأمین پایدار غذا برای جامعه به استفاده مؤثر از آب بستگی دارد و تلاش برای بهبود بهره‌وری آب در محصولات زراعی و دامی یکی از چالش‌های اصلی بخش کشاورزی در تأمین امنیت غذایی از منابع محدود آب کشور می‌باشد (Kamalizadeh و همکاران، ۲۰۰۸).

در خصوص تعیین شاخص بهره‌وری آب دامی، برخلاف شروع این بحث در جهان از دهه‌های قبل، در کشور ما هنوز ادبیات آن در محافل علمی مرتبط، جاری‌سازی نشده و آمار و ارقام دقیق (و یا حتی برآوردی) از آن در کشور در دسترس نیست. لذا در این مقاله، ضمن تشریح ادبیات موضوع، مفاهیم بهره‌وری آب دامی برگرفته از مطالعات و تحقیقات جهانی برای بهبود شاخص بهره‌وری آب محصولات دامی و با هدف استفاده بهینه از منابع آب کشور ارائه شده و مقادیر فعلی، مسائل، چالش‌ها و راهکارهای کلی بهبود این شاخص با تکیه بر منابع علمی جهان بحث و بررسی شده و نتیجه‌گیری‌های لازم به عمل آمده است.

تعریف و مفهوم بهره‌وری آب دامی

بر حسب تعریف «بهره‌وری آب دامی» (LWP) عبارت است از نسبت منافع خالص حاصل از محصولات و خدمات مرتبط با دام (استفاده از نیروی کار دام برای شخم و کارکرد پمپ و پمپاژ آب و ...) به میزان آب مصرفی در تولید محصولات دامی (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

این مفهوم به رقابت‌ها در مصرف آب توجه داشته ولی بیشتر به ارتباطات داخلی آب دام، تمرکز دارد. بهره‌وری آب دامی یک مفهوم سیستمی است که هر سیستم تولید، دارای ساختارهای پویا و فرآیندی پیچیده است. سیستم‌های تولید پیچیده بوده و یک چارچوب همبسته می‌تواند به انتخاب مجموعه‌ای از گزینه‌هایی که به استفاده مؤثر و پایدار از آب برای تولیدات دامی کمک می‌نماید، منجر شود. بهره‌وری آب دامی با مفهوم عام‌تر بهره‌وری آب کشاورزی مرتبط بوده و از آن تأثیر می‌پذیرد. بهره‌وری آب در کشاورزی (WP)^۶ بر حسب تعریف عبارت است از نسبت سود خالص حاصل از تولید محصولات زراعی یا باغی، جنگل، شیلات و دام به مقدار آب مورد نیاز برای کسب منفعت از محصولات کشاورزی مذکور (Molden و همکاران، ۲۰۰۷). به عبارت دیگر بهره‌وری آب عبارت است از کمیّت و کیفیت غذا، درآمد، معیشت، و خدمات محیط‌زیستی تولید شده به واحد مقدار آب مصرف شده در این سیستم‌های کشاورزی.

در تعریف مشابه دیگری، بهره‌وری آب دامی از محاسبه نسبت تولیدات حاصل از دام (از قبیل گوشت، شیر، تخم‌مرغ، و یا نیروی کار) بر آب مصرفی برای تولید محصولات دامی (یعنی آبی که به عنوان نهاده تولید مصرف شده و در نتیجه برای مصارف دیگر قابل دسترس و استفاده مجدد نیست) به دست می‌آید (Goodland و Pimental، ۲۰۰۰).

وقتی که مجموعه‌ای از تولیدات دامی (یعنی گوشت (کیلوگرم)، شیر (لیتر)، و نیروی کششی^۷ (اوکس بر روز)^۸) در محاسبه بهره‌وری آب دامی در نظر گرفته و محاسبه شود، بهره‌وری آب دامی باید با واحد اندازه‌گیری مرسوم و مشترکی نظیر قیمت محصول در واحد آب مصرفی (مترمکعب) بیان شوند. در این حالت مقدار آبی که مصرف شده را می‌توان معادل آبی دانست که می‌توانست برای تولید محصولات زراعی با ارزش اقتصادی بالاتر مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین بهره‌وری آب دامی را می‌توان با رابطه زیر محاسبه نمود (رابطه ۱) (Goodland و Pimental، ۲۰۰۰):

$$LWP = \frac{\text{Values of livestock production and services}}{\text{Consumed Water}} \quad (1)$$

بهره‌وری آب دامی در واقع نسبت سود خالص حاصل از محصولات مرتبط با دام (گوشت، شیر و ...) به میزان آب مصرفی (تخلیه شده)^۹ برای تولید آنها (Peden و همکاران، ۲۰۰۹) بوده که همچنین می‌توان به آن بهره‌وری آب دامی حاشیه‌ای^{۱۱} نیز اطلاق نمود.

بر اساس اصول حسابداری آب، بهره‌وری آب دامی یک مفهوم سیستمی است که می‌توان آن را برای سیستم‌های تولید کشاورزی متنوع در مناطق مختلف نظیر منطقه آفریقایی «زیرصحرا»^{۱۲} و برای مقیاس‌های مختلف از مقیاس خانوار تا حوضه‌آبریز رودخانه بکار برد (Molden و Sakthivadivel، ۱۹۹۹). برآورد مقادیر مختلف جریان‌های ورودی و خروجی (مصرف و تخلیه) یا ذخیره آن از ضروریات ارزیابی بیلان آب مرتبط با دام بوده که واحدهای اندازه‌گیری در این سیستم، کیلوگرم بر مترمکعب و یا دلار آمریکا بر مترمکعب می‌باشند.

در مجموع برای محاسبه و ارزیابی بهره‌وری آب دامی نیاز به برآورد تمامی کالاها و خدمات حاصل از حیوانات (نظیر گوشت، شیر، نیروی کار و غیره) می‌باشد. از آنجائیکه مقادیر این خروجی‌های سودمند از دام مستقیماً قابل مقایسه نیستند، آنها معمولاً به واحد پولی (دلاری) تبدیل شده تا بتوان ارزش کل محصولات حاصل از دام را محاسبه نمود.

مقادیر ظاهری بهره‌وری آب دامی

هدف از ارائه مفهوم آب مجازی همبسته و متصل نمودن بهره‌وری آب خوراک دام و محصولات علوفه‌ای با ضریب تبدیل خوراک مصرف شده برای تولید محصولات دامی (گوشت یا شیر) است. به هر حال پیچیدگی‌ها و تنوع سیستم‌های تولید دام، ایجاد عدم قطعیت‌های زیادی در خصوص مقدار واقعی آب مصرفی توسط دام نموده است. در جدول (۱) برآوردهایی از محتوی آب مجازی تعدادی از محصولات و فرآورده‌های دامی ارائه شده است (Chapagain و Hoekstra، ۲۰۰۳).

جدول ۱- محتوی آب مجازی نمونه‌ای از محصولات دامی شامل گوشت و شیر (ارائه شده به صورت بهره‌وری آب دامی)

محصول دامی	محتوی آب مجازی (کیلوگرم بر مترمکعب)
گوشت اسب	۰/۰۸۲
گوشت گوساله	۰/۰۸۲
گوشت گوسفند و بز	۰/۱۱۸
گوشت سفید (ماکیان)	۰/۲۲-۰/۵۱
شیر گاو	۰/۷۸۸

لازم به ذکر است که مقادیر ارائه شده در جدول (۱)، صرفاً بیانگر وزن ماده تر محصول بوده و به اجزاء و عناصر تغذیه‌ای شیر و گوشت نپرداخته است. همچنین در جدول (۲) برآورد مقادیر آب مصرفی مورد نیاز برای تولید محصولات زراعی و دامی مختلف ارائه شده‌اند (Goodland و Pimental، ۲۰۰۰).

جدول ۲- برآورد مقادیر آب مصرفی مورد نیاز برای تولید محصولات زراعی و دامی مختلف

محصول غذایی	آب مصرفی (بر اساس محتوی آب مجازی) (لیتر بر کیلوگرم)
سیب زمینی	۵۰۰
گندم	۹۰۰
یونجه	۹۰۰
سورگوم	۱۱۱۰
ذرت	۱۴۰۰
برنج	۱۹۱۰
سویا	۲۰۰۰
گوشت سفید	۳۵۰۰
گوشت قرمز (گوساله)	۱۰۰۰۰

جدول ۳- مقادیر بهره‌وری آب دامی (حداقل و حداکثر) در سیستم‌های زراعی مختلف در کشور اتیوپی

سیستم زراعی	بهره‌وری آب دامی (دلار آمریکا بر مترمکعب)	حداقل	حداکثر
برنج - حبوبات	۰/۰۱	۰/۳۰	
تاف* - ارزن	۰/۰۷	۰/۳۵	
جو - سیب زمینی	۰/۰۰	۰/۶۳	
تاف- گندم	۰/۰۱	۰/۴۳	
سورگوم	۰/۰۲-۰/۰۳	۰/۳۷-۰/۳۸	
تاف- ارزن	۰/۰۰	۰/۴۸	
متوسط تمامی سیستم‌های زراعی	۰/۰۱	۰/۶۳	

*نوعی گیاه از خانواده گرامینه و غلات (مشابه ارزن و کینوا) که در مناطقی نظیر کشور اتیوپی برای دانه خوراکی آن کشت شده و از علوفه آن نیز استفاده می‌شود. نام علمی این گیاه: Eragrostis-Teff; Annual bunch grass است.

لازم به ذکر است که مقادیر اندازه‌گیری شده بهره‌وری آب (همچنین بهره‌وری آب دامی) وابسته به مقیاس هستند و مقدار آبی که در یک مقیاس به عنوان آب مصرف شده، تلقی می‌شود، نمی‌تواند به عنوان آب مصرف شده واقعی در مقیاس دیگری (با شرط آنکه برای سایر مصارف مورد استفاده قرار گیرد) شناخته شود.

به هرحال در ادامه نتایج اندازه‌گیری بهره‌وری آب دامی که توسط تعدادی از منابع موجود گزارش شده، به عنوان برآوردهای اولیه و خام از بهره‌وری آب دامی ارائه گردیده است.

Mekonnen و همکاران (۲۰۱۱) میزان بهره‌وری آب دامی در منطقه خشک و کم‌آب شمال اتیوپی را در مقیاس خانوار برآورد نمودند. آنها همچنین روش محاسبه و شیوه تعیین مقدار متغیرهای مورد نظر برای محاسبه بهره‌وری آب دامی را به صورت تفصیلی بیان نموده‌اند. بر اساس این تحقیق مقدار بهره‌وری آب دامی بین ۰/۰۷ دلار آمریکا بر مترمکعب (برای کشاورزان با وضع مالی مناسب) تا ۰/۰۹ دلار بر مترمکعب (برای کشاورزان فقیر که از کود دامی آن استفاده اقتصادی کامل می‌بردند) تغییر می‌نمود. آنها در انتها نتیجه‌گیری کرده‌اند که در یک سیستم تولید ترکیبی از زراعت و دام، تولید دام منبع مهم درآمد و دارایی برای کشاورزان است. بنابراین در محاسبات و تجزیه و تحلیل‌های بهره‌وری آب این گونه مناطق و سیستم‌ها، باید تجزیه و تحلیل‌های بهره‌وری آب دامی نیز وارد شود. همچنین در جدول (۳) مقادیر بهره‌وری آب دامی حداقل و حداکثر برای سیستم‌های زراعی مختلف در کشور اتیوپی ارائه شده است (Abebe، ۲۰۱۵).

تحقیق مذکور نتیجه‌گیری نموده است که میزان بهره‌وری آب دامی در منطقه حوضه آبریز رودخانه نیل آبی (بخشی که در کشور اتیوپی قرار دارد) پایین بوده و در مجموع بین ۰/۰۱ تا ۰/۶۳ دلار آمریکا بر مترمکعب آب مصرفی، تغییر می‌نماید (Abebe، ۲۰۱۵). بنابراین پتانسیل بالایی برای بهبود بهره‌وری آب دامی در سیستم‌های زراعی ترکیبی در این منطقه وجود دارد.

بررسی‌های بزرگ مقیاس بهره‌وری آب دامی در حوضه آبریز نیل حاکی از آن هستند که این شاخص تغییرات زیادی در مناطق مختلف دارد. بر اساس بررسی‌ها، مقدار این شاخص در زیرحوضه گومرا^{۱۳} در کشور اتیوپی بسیار متغیر بوده و بین ۰/۳ تا ۰/۶ دلار آمریکا بر مترمکعب تغییر می‌نماید. این تفاوت بین گروه‌های سیستم‌های زراعی با تمکین مالی بهتر، بیشتر بوده و بین ۰/۱ تا ۰/۶ دلار بر مترمکعب تغییر می‌نمود. نتایج همچنین حاکی از آن بودند که بین بهره‌وری آب (بهره‌وری آب دامی و بهره‌وری آب محصولات زراعی) رابطه مثبتی با میزان دسترسی خانوار به منابع و به خصوص منابع آب وجود دارد (Haileslassie و همکاران، ۲۰۰۹).

مسائل و چالش‌های برآورد واقعی بهره‌وری آب دامی و اتخاذ سیاست دامپروری یا زراعت

تغییرات و نوسانات زیاد در میزان آب مصرف شده برای تولید غذای دام، برای استفاده پایدار و کارا از این منبع و در محاسبه بهره‌وری آب دامی سردرگمی ایجاد نموده است. به عنوان نمونه در برآوردهای بهره‌وری آب ذکر شده در منابع علمی نظیر Peden و همکاران (۲۰۰۷)، برای گیاهان علوفه‌ای به عنوان غذای دام، مشاهده شده است که برای یک نوع گیاه معین حتی تا ۸۰ برابر تفاوت وجود دارد.

البته بیشتر این تغییرات ناشی از اختلافات در مفاهیم و روش‌های اندازه‌گیری بهره‌وری آب است. به عنوان نمونه در محاسبه آب مصرفی سورگوم علوفه‌ای و یونجه فاریاب، در یک منبع علمی نظیر El-Nadi و Saeed (۱۹۹۸)، آب مصرفی میزان تبخیر تعرق^{۱۴} طی دوره رشد مزرعه در نظر گرفته شده است، در حالیکه در منبع دیگری نظیر Sala و همکاران (۱۹۸۸)، آب مصرفی میزان بارش

سالانه (به منظور محاسبه راندمان کاربرد بارش) در یک مرتع در نظر گرفته شده و فرض شده که بارش و تبخیر حتی در فصل غیر رشد به عنوان ورودی برای تولید ماده گیاهی^{۱۵} عمل می‌نمایند. اراضی تولیدی (مرتع، چراگاه، دشت و ...) با گونه‌های گیاهی مختلف در آن و ساختارهای گیاهی متفاوت، چالش محاسبه بهره‌وری آب و در نتیجه بهره‌وری آب دامی را مشکل و پیچیده‌تر می‌نماید.

بنابراین برآورد جزء آب مصرفی گیاهان مورد استفاده برای خوراک دام در تعیین شاخص بهره‌وری آب دامی، نیازمند استانداردسازی دقیق در خصوص مفاهیم کاربردی و اندازه‌گیری‌ها، مقدار آب مصرفی و تولید محصولات است.

بهره‌وری آب دامی تابعی از بهره‌وری آب گیاهان علوفه‌ای، ضریب تبدیل و کارایی خوراک دام، ارزش چندگانه محصولات و خدمات دامی، ارزش استفاده‌های رقابتی از آب و اثرات استفاده مستقیم دام از آب (نوشیدن آب) و چرای آن بر منابع آب، می‌باشد. همچنین ضریب تبدیل خوراک دام به محصول دامی، تابعی از جنس و نژاد دام، سلامت دام، دسترسی به آب آشامیدنی، درجه حرارت محیط و دام، میزان بار کاری به دام و سلامت خوراک دام است.

با توجه به مقادیر ارائه شده در جدول (۱) می‌توان دریافت که تولید محصولات دامی به آب بیشتری در مقایسه با تولید محصولات زراعی نیاز دارد. باید به این نکته توجه داشت که مقادیر برآورد شده برای بهره‌وری آب دامی و آب مجازی محصولات دامی، معمولاً پایه و اساس محکمی نداشته و در خصوص پایین‌بودن بهره‌وری آب دامی (بالا بودن محتوی آب مجازی آن) که در منابع مختلف گزارش شده‌اند، مقداری اغراق شده است.

برآوردهای فعلی آب مصرفی برای تولید محصولات دامی محدودیت‌ها و مشکلاتی دارد که موارد مهم آن به شرح زیر هستند:

- ۱- سیستم‌های تولید دام از جنبه‌های بیوفیزیکی و اقتصادی- اجتماعی خیلی متنوع هستند و همچنین در معرض بسیاری از عوامل مطالعه نشده قرار دارند. این عوامل در مجموع موجب می‌شوند که برآوردهای بهره‌وری آب دامی خیلی از دقت مناسبی برخوردار نباشند. این معضل در کشورهای در حال توسعه حادتر بوده و لذا در برنامه‌ریزی برای اعمال راهکارهای لازم که موجب دستاوردهای زیاد در بهبود بهره‌وری آب دامی در این گونه کشورها خواهد گردید، ایجاد مشکل می‌نماید.

- ۲- بهره‌وری آب گیاهان علوفه‌ای گزارش شده در منابع علمی مختلف، تغییرات زیادی داشته و حتی تا چندین برابر تغییر می‌نماید که در نتیجه باعث ایجاد تغییرات مرتبط در برآوردهای بهره‌وری آب دامی گزارش شده، می‌گردد.

- ۳- در مراتع، به خصوص مراتع مناطق خشک و نیمه‌خشک، بهره‌وری آب محصولات علوفه‌ای، پایین است. اما گزینه‌های دیگری برای استفاده مؤثر از آب کشاورزی وجود نداشته و لذا دامداری یکی از گزینه‌های مناسب برای استفاده از آب کشاورزی می‌باشد.

علاوه بر این، فقط بخش کوچکی از آب تبخیرتعلق شده توسط گیاهان مرتعی، عملاً توسط دام‌ها در چرا استفاده می‌شود؛ زیرا تقریباً نیمی از ماده گیاهی تولید شده توسط گیاهان مرتعی در زیر سطح زمین قرار گرفته که دام نمی‌تواند از آنها استفاده کند. لذا در مراتع با مدیریت صحیح فقط نیمی از ماده گیاهی تولید شده توسط گیاهان مرتعی، مورد استفاده دام قرار می‌گیرد. از این مقدار ماده گیاهی چرا شده، فقط نیمی از آن هضم شده و مابقی مجدداً توسط فضولات دامی به خاک بازگردانده می‌شود. بنابراین از لحاظ هیدرولوژی فقط یک هشتم آب تبخیرتعلق شده توسط گیاهان مرتعی در تولیدات دامی مشارکت دارد و مابقی به حفظ مراتع و ارائه خدمات محیط‌زیستی به آنها مشارکت می‌نماید. در کشاورزی فاریاب و سیستم‌های ترکیبی زراعت- دامپروری، بقایای گیاهی و محصولات جانبی کشاورزی بهره‌وری آب بالایی دارند. زیرا در این سیستم‌ها عملاً آبی مستقیماً برای تولید آنها صرف نشده و همچنین کود دامی ارزش اقتصادی بیشتری را نیز تأمین می‌نماید.

۴- در کشورهای در حال توسعه، اغلب گله‌های بزرگ دام با بهره‌وری پایین وجود دارد، لذا بیشتر آب تخلیه شده توسط حیوانات، مرتبط با نگهداری از دام (زندگی روزانه) است تا آبی که برای تولید محصولات و خدمات دامی استفاده شده باشد.

۵- منابع علمی که به بحث آب مصرفی توسط دام می‌پردازند، غالباً به تولید گوشت و یا شیر تمرکز نموده و از نقش استفاده‌های چندگانه از دام غافل می‌شوند (Cook و همکاران، ۲۰۰۹). بنابراین آنها معمولاً بهره‌وری آب دامی را (به خصوص در کشورهای در حال توسعه) کمتر از ارزش واقعی آن برآورد می‌نمایند. به عنوان نمونه، بدون استفاده از نیروی دام تولید محصولات زراعی در بعضی از کشورها (به خصوص کشورهای آفریقایی) با محدودیت و نقصان زیادی مواجه خواهد شد.

۶- همچنین منابع علمی که به توصیف و تشریح آب مصرفی توسط دام می‌پردازند، اغلب تأثیرات نامطلوب چرای دام و نوشیدن آب توسط دام بر آلودگی منابع آب، زوال و از دسترس خارج شدن آب از اتمسفر را چشم‌پوشی می‌نمایند. لذا از این جنبه این بار ممکن است بهره‌وری آب دامی بیش از حد معمول برآورد شود.

منابع علمی (Postel، ۲۰۰۱؛ Goodland و Pimental، ۲۰۰۰) معمولاً به دلیل نیاز بالای تولیدات دامی به آب از تولید این نوع محصولات در بخش کشاورزی انتقاد می‌کنند. براساس جدول (۲) برای تولید گوشت به آب مصرفی تا ۲۰۰ برابر تولید محصول سیب‌زمینی، نیاز است. معمولاً در این خلاصه‌سازی و ارقام ارائه شده در منابع، خیلی از جزئیات آورده نشده و یا فراموش شده است؛ مثلاً مواد غذایی ارائه شده دارای محتوی آب متغیری هستند. این ارقام ارزش بازار (قیمت فروش) این محصولات را در نظر نمی‌گیرند. مقادیر آب مصرفی ارائه شده به طور واضحی بیان نمی‌نمایند که چه مقدار و چگونه این آب مصرفی، می‌تواند برای سایر مقاصد مجدداً استفاده شود.

برآورد واقعی بهره‌وری آب دامی، اتخاذ سیاست تولید دام و کاربرد

راهکارهای پیشنهادی بستگی زیادی به مقیاس ارزیابی‌ها دارند. در مقیاس خود یک حیوان (دام) آب از دست رفته از طریق تبخیر و تنفس دام، نمی‌تواند استفاده شده و یا در محل دیگری مجدداً مورد استفاده قرار گیرد. این مقدار آب در واقع آب مصرف شده غیر قابل بازگشت است. تلفات به شکل ادرار یا شیر دام برای دام استفاده‌ای نداشته ولی می‌تواند مورد استفاده سایر مصرف‌کنندگان قرار گیرد. برای آبی که تنزل کیفیت یافته، بخشی از آن عملاً آب غیر قابل بازگشت است؛ زیرا ارزش استفاده از آن پایین آمده است. لذا برآورد بهره‌وری آب دامی ممکن است تا حدی گمراه‌کننده باشد. به عنوان نمونه Goodland و Pimental (۲۰۰۰) گزارش نموده‌اند که برای تولید یک کیلوگرم گوشت قرمز به ۱۰۰/۰۰۰ لیتر آب نیاز است. در مقابل اگر فرض کنیم که یک راس دام (گوساله) طی یک دوره ۲ ساله، ۲۵ لیتر در روز آب مصرف می‌نماید تا وزنی معادل ۱۲۵ کیلوگرم را تولید نماید (تقریباً معادل یک TLU^{۱۶})، این مقدار، حاکی از آن است که دام طی دو سال دوره مورد نظر، بیش از ۱۸۲۵۰ لیتر آب خواهد نوشید. اگر فرض کنیم که تمام خوراک دام از بقایای گیاهی، که برای تولید آن هیچ‌گونه آب کشاورزی جدید مصرف نمی‌شود، تأمین شود در آن صورت بهره‌وری آب دامی (بر حسب آب مجازی دام) تولید شده در حدود ۱۸۲۵۰ لیتر در ۱۲۵ کیلوگرم و یا ۱۴۶ لیتر بر کیلوگرم محاسبه می‌گردد. این مقدار بهره‌وری تقریباً از بهره‌وری آب (در واقع آب مجازی) تولید سیب‌زمینی (ارائه شده در جدول ۲) نیز بهتر و بالاتر است. علاوه بر آن بیشتر آب مصرفی توسط دام به صورت ادرار وارد خاک شده که به تغذیه خاک و افزایش رطوبت آن کمک نموده است.

با توجه به مثال فوق می‌توان دریافت که تولیدات دامی می‌توانند به عنوان یک روش مؤثر و یا بر عکس ناکارآمد، در تولید غذا برای مردم، بسته به انتخاب مقیاس و سیستمی که دام در آن تولید می‌شود، تلقی شوند. بهره‌وری آب دارای دو کارکرد است: اول نقش آن به عنوان یک متغیر محاسبه و حسابداری آب (مثلاً به عنوان شاخصی برای بهبود تخصیص آب بین مصرف‌کنندگان مختلف) و دوم به عنوان یک شاخص شناسایی عملکرد و کارایی سیستم‌های کشاورزی. در حالت دوم این شاخص می‌تواند برای ارزیابی نقش آب در پشتیبانی معیشت جوامع در سیستم‌های مصرف تلفیقی نیز به کار رود (Cook و همکاران، ۲۰۰۹).

با نگاهی به روش‌های ساده محاسبه شاخص بهره‌وری آب از نقطه نظر انتخاب نهاده‌های قابل اندازه‌گیری (آب) و تولید، در می‌یابیم که این روش‌ها بخشی بوده و تمام منافع و هزینه‌های سیستم‌های پیچیده مصرف آب را در نظر نمی‌گیرند.

سیستم‌های تولید دام از سیستم‌های تولید محصولات زراعی به سه روش و دلیل عمده، متفاوتند. اولین وجه تفاوت آن است که حیوانات به واسطه عمل چرا، منابع غذایی منطقه وسیعی را مصرف می‌نمایند که ممکن است منافع غذایی برای مردم منطقه در بر نداشته باشد.

دوم، دام‌ها می‌توانند بر پایداری شوک‌های حاصله از خشکسالی‌ها و یا سیلاب‌ها نسبت به کشت گیاهان زراعی آسیب‌پذیرتر باشند و لذا بر افزایش ریسک حفاظت از خطرات طبیعی بیفزایند؛ و سوم اینکه دام می‌تواند دامنه وسیعی از محصولات و خدمات را ارائه نموده که بعضی از آنها ارزش تغذیه‌ای بالایی دارند و یا می‌توانند به عنوان بانک (یا ذخیره) احتیاجات اضطراری خانوار عمل نمایند. چهارمین بعد از نظر منافع حاصل از دام مرتبط با جریان مداوم درآمد خانوار (به عنوان نمونه در مورد فروش شیر)، در مقابل درآمد حاصل از محصول زراعی می‌باشد که فقط در زمان معین برداشت و فروش محصول قابل احصاء است. بنابراین نادیده گرفتن این حالت تبدیل آب به محصولات با ارزش و معیشت جوامع در سیستم‌های تلفیقی چندگانه^{۱۷}، منجر به آن خواهد شد که نقش آب کمتر از حد واقعی آن، برآورد شود.

نکته مهم دیگری که در ارزیابی نقش و مشارکت سیستم‌های دامی باید در نظر گرفته شود، بهره‌وری آب نسبی یا حاشیه‌ای^{۱۸} مصرف‌کنندگان مختلف می‌باشد (Molden و همکاران، ۲۰۰۷). قدر مطلق بهره‌وری آب مرتبط با دام (به کیلوگرم یا دلار بر مترمکعب) به خصوص در سیستم‌های مراتع، اغلب پایین است. لذا به نظر می‌رسد اگر آب به شکل دیگری استفاده و بهره‌برداری شود، بهره‌وری کل^{۱۹} بهبود خواهد یافت. به هر حال اگر نتوان از آب به شکل دیگری استفاده نمود، هزینه حاشیه‌ای^{۲۰} استفاده از این آب در سیستم‌های دامی به طور مؤثری ناچیز خواهد بود. در این حالت، تولید دام بیانگر بهترین استفاده از آب خواهد بود تا زمانی که گزینه دیگری برای استفاده مؤثرتر از آب ایجاد نشود (Cook و همکاران، ۲۰۰۹). از آنجائیکه محصولات دامی ارزش اقتصادی بیشتری نسبت به سایر گیاهان زراعی مورد استفاده غذای انسان دارند، احتمالاً تولیدات دامی در آینده از نظر اینکه راهبرد مؤثری برای رفع فقر -در شرایطی که بازار آن وجود داشته باشد- تلقی خواهند شد، ارزش راهبردی بیشتری خواهند یافت.

به دنبال بحث و تحلیل اینکه بهره‌وری آب محصولات دامی که از مصرف بقایای گیاهی توسط دام حاصل شده باشند با بهره‌وری آب محصولات زراعی رایج، قابل رقابت است، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که از نقطه نظر بهره‌وری آب دامی، تولید دام و دامپروری می‌تواند سهم مهمی در رفع فقر جوامع، به خصوص جوامع روستایی، داشته باشد. دام یک دارایی با ارزش برای جوامع روستایی و فقیر است و خرید و فروش محصولات دامی یکی از راه‌های مؤثر و عملی رفع فقر در جوامع محلی است. فرصت‌های زیادی برای افزایش بهره‌وری آب دامی در مقیاس‌های مختلف یعنی از خانوار تا سطح حوضه آبریز رودخانه‌ها وجود دارد. با این حال مشاهده می‌گردد که تحقیقات جامع و یکپارچه کمی در خصوص این موضوع انجام شده و یا این بحث (بهبود بهره‌وری آب دام) در سیاست‌ها و فناوری‌های مورد استفاده به منظور بهبود معیشت جوامع فقیر لحاظ شده است (Peden و همکاران، ۲۰۰۳).

دامپروری به هر دو شکل مثبت و منفی با مدیریت منابع آب و منابع طبیعی تراکنش دارد. بنابراین تحقیقات کافی برای شناخت نقش دام در مدیریت بهم پیوسته منابع آب مورد نیاز است. مطالعات مختلف (نظیر ILRI، ۲۰۰۶) حاکی از آن است که تولید دام دارای پتانسیل زیادی برای استفاده مؤثر و سودمند از آب در بخش کشاورزی می‌باشد. تولید دام به ویژه از نوع تغذیه با غلات^{۲۱} و یا صرفاً مبتنی بر علوفه^{۲۲} یکی از بزرگترین مصرف‌کنندگان آب کشاورزی است. اگر در این بخش اصلاحات لازم انجام پذیرد، این زیر بخش (یعنی تولید دام) نقش کلیدی در بهبود بهره‌وری آب در بخش کشاورزی خواهد داشت. بعضی از اندیشمندان علوم دام بر این عقیده‌اند که با اصلاح منابع تغذیه دام، افزایش بهره‌وری دام و بهبود شرایط چرا و نوشیدن آب توسط دام، بهره‌وری آب دامی و به دنبال آن بهره‌وری آب در بخش کشاورزی به میزان زیادی افزایش خواهد یافت. این امر یعنی افزایش بهره‌وری آب دامی تا حتی چهار برابر به راحتی امکان پذیر است (Trevor Wilson، ۲۰۰۷). عوامل مؤثر بر بهره‌وری دام (افزایش وزن دام)، نظیر اندازه و ترکیب دام، سلامت، تغذیه، تولید مثل و عملیات دادن خوراک و آب، در علوم دامی به خوبی شناخته شده است، ولی به ندرت ارتباط این موضوع و عوامل با مصرف آب و توسعه منابع آب در نظر گرفته و یا بررسی شده است (Trevor Wilson، ۲۰۰۷).

در مجموع دانش موجود در خصوص بهره‌وری آب دامی هنوز نابالغ و در مراحل اولیه بوده و لذا تلاش‌های چند بخشی و فرا بخشی جهانی نیاز است تا این شاخص را در سطح جهان به صورت کامل و معنی‌دار مورد ارزیابی و بررسی قرار دهد. البته باید این نکته را نیز در نظر داشت که در بحث بهره‌وری آب دامی هدف افزایش تعداد دام و یا افزایش میزان تولیدات دامی نیست. بلکه هدف اصلی ایجاد فرصت‌های لازم با همان منافع و با تعداد دام کمتر و تقاضای کمتر برای آب در کشاورزی می‌باشد (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

راهکارهای ارتقای شاخص بهره‌وری آب دامی

کل مقدار آب تبخیرتعرّج شده در کشورهای در حال توسعه به منظور تولید خوراک دام، شامل گوساله (پرورش داده شده در دامداری)، گوسفند و بز در حدود ۵۳۶ میلیارد مترمکعب در سال می‌باشد. برآورد می‌گردد به این مقدار مصرف آب با احتساب آب مورد نیاز برای سایر انواع دام و آب مورد نیاز برای سایر مصارف، علاوه بر نگهداری و پرورش دام در سایر مناطق جهان عملاً ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰ میلیارد مترمکعب در سال نیز اضافه شود (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

با توجه به آنکه بهره‌وری آب دامی متأثر و در واقع زیر مجموعه‌ای از بهره‌وری آب در کشاورزی است، بنابراین به عنوان یک قاعده کلی می‌توان اظهار نمود که فعالیت‌های مدیریت کشاورزی که موجبات

تعرّج مؤثر و یا بهبود نفوذ آب در خاک را فراهم می‌آورد، احتمالاً باعث افزایش بهره‌وری آب دامی نیز خواهد شد. البته این نکته را باید متذکر شد که بهره‌وری آب دامی با کارایی مصرف آب^{۲۳} آبی یا آب سبز (بارش) تفاوت دارد. ماهیت این تفاوت در آن است که بهره‌وری آب دامی به تخلیه و ناپدید شدن آب توجه دارد، در حالی که کارایی مصرف آب معمولاً آب کاربردی^{۲۴} یا جریان یافته در مزرعه را مورد توجه قرار می‌دهد.

سه راهبرد اصلی زیر مستقیماً موجب افزایش بهره‌وری آب دامی می‌شوند (Peden و همکاران، ۲۰۰۷): ۱- بهبود منبع و منشأ خوراک دام ۲- افزایش بهره‌وری حیوان (دام) ۳- حفظ آب.

تأمین آب آشامیدنی با کیفیت مناسب همچنین به بهبود بهره‌وری آب دامی کمک می‌نماید. میزان آب آشامیده شده توسط دام مستقیماً وارد معادله بهره‌وری آب دامی نمی‌شود، زیرا آب آشامیده شده در خود دام و در نتیجه در داخل سیستم تولید باقی می‌ماند (اگرچه ممکن است مقداری از آن تبخیر و یا از دام تخلیه شود).

لازم به ذکر است که صرفاً تمرکز بر یکی از راهبردهای تشریح شده فوق، ممکن است کاملاً مؤثر نباشد. لذا یک راهکار مرتبط با منطقه که تعادلی بین تمامی چهار راهبرد فوق را ایجاد نماید، می‌تواند به استفاده مؤثر از آب کشاورزی برای تولیدات دامی و سایر خدمات دام کمک نماید.

دانش مبتنی بر علم آب مصرفی برای تولید علوفه متفاوت و تا حدی متضاد است. در خصوص تأمین خوراک و علوفه دام بر سه مسئله اصلی و مهم زیر باید تمرکز نمود (Peden و همکاران، ۲۰۰۷): ۱- بهره‌وری آب محصولات علوفه‌ای و خوراک دام^{۲۵} ۲- نسبت تبدیل خوراک دامی به محصولات و خدمات دامی و ۳- توزیع منابع خوراک دام.

منابع علمی موجود حاکی از آن هستند که مقدار آب تبخیرتعرّج شده برای تولید یک کیلوگرم ماده خشک خوراک دام بسیار متغیر بوده و از ۰/۵ کیلوگرم بر مترمکعب تا حدود ۸ کیلوگرم بر مترمکعب تغییر می‌نماید (جدول ۴).

عوامل زیادی بر مقدار آب تخلیه شده از طریق تبخیرتعرّج اثر گذارند از آن جمله: شاخص سطح برگ گیاه^{۲۶}، تمایل حیوان به انتخاب گیاهان علوفه‌ای خاص، عمق ریشه گیاه، بارش، ژنتیک و گونه گیاه، ساختمان خاک، رطوبت، و شیمی خاک (Peden و همکاران، ۲۰۰۷). Sala و همکاران (۱۹۸۸) پس از بررسی ۹۵۰۰ سایت در منطقه مرکزی ایالات متحده دریافتند که بهره‌وری آب علف‌زارهای منطقه که بارشی حدود ۱۲۰۰-۲۰۰۰ میلی‌متر را دارند، مشابه بوده و تقریباً برابر ۰/۵ کیلوگرم اندام هوایی در مترمکعب آب تبخیرتعرّج شده، می‌باشد. در جدول (۴) بهره‌وری آب (بر مبنای وزن خشک) تعدادی از گیاهان علوفه‌ای و پوشش‌های مراتع که از منابع علمی مختلف گزارش گردیده‌اند به عنوان یک مبنای اولیه ارائه شده است (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

جدول ۴- بهره‌وری آب (بر مبنای وزن خشک) تعدادی از گیاهان علوفه‌ای و پوششی مراتع

گیاهان علوفه‌ای و خوراک دام	بهره‌وری آب بر مبنای وزن خشک اندام هوایی (کیلوگرم بر مترمکعب)	گیاهان علوفه‌ای و خوراک دام	بهره‌وری آب بر مبنای وزن خشک اندام هوایی (کیلوگرم بر مترمکعب)
سورگوم علوفه‌ای آبی (سودان)	۶-۸	یونجه (کالیفرنیا-آمریکا)	۱/۱۱
انواع محصولات و مراتع (اتیوپی)	۴	مرتج آبی* (کالیفرنیا-آمریکا)	۰/۷۲
پنیستوم پرپرיום** (با تبخیر تعرق برابر ۱۲۰۰ میلی‌متر)	۴/۳۳	مرتج (کالیفرنیا-آمریکا)	۰/۷۲
پنیستوم پرپرיום (با تبخیر تعرق برابر ۹۰۰ میلی‌متر)	۴/۲۷	علفزار (با ۱۲۰۰ میلی‌متر بارش)	۰/۵۷
پنیستوم پرپرיום (با تبخیر تعرق برابر ۶۰۰ میلی‌متر)	۴/۱۵	علفزار با (۹۰۰ میلی‌متر بارش)	۰/۵۶
یونجه آبی (سودان)	۱/۳-۱/۷	علفزار (۶۰۰ میلی‌متر بارش)	۰/۵۴
یونجه آبی (منطقه Wyoming آمریکا)	۱/۲۲-۱/۴۷	علفزار (با ۳۰۰ میلی‌متر بارش)	۰/۴۹

* منظور مراتعی هستند که بشر در آنها اعمال مدیریت می‌کند (Pastures) و با مراتع طبیعی که بشر در آنها دخالتی ندارد (Rangelands) تفاوت دارند.
** گیاه مرتعی از جنس گندمیان (نام علمی این گیاه Pennisetum Purpureum است).

برای تولید دام صفر بود. ولی این مقدار از بهره‌وری از نظر اقتصادی و محیط‌زیستی تا حدی مطلوب نمی‌باشد. زیرا بقایای گیاهی به اندازه کافی باید در روی سطح خاک باقی مانده و یا حتی به اندازه کافی کودهای دامی و سبز به خاک اضافه شوند تا بهره‌وری و حاصلخیزی خاک حفظ شود.

با توجه به دامنه بهره‌وری آب محصولات علوفه‌ای ذکر شده در جدول (۴)، عدم قطعیت‌ها در میزان جذب غذا توسط دام و تغییرات میزان هضم خوراک دام، هرگونه برآورد میزان مصرف آب کشاورزی برای تولید دام را با عدم قطعیت زیادی مواجه می‌سازد. با این وجود می‌توان نتیجه‌گیری نمود که آب تعرق شده به منظور تولید خوراک دام (علوفه) در حدود ۵۰ درصد یا بیشتر از مقدار آب آشامیدنی جذب شده توسط دام است. بنابراین افزایش بهره‌وری آب دامی به میزان زیادی بستگی به افزایش میزان خوراکی دارد که برای تولید^{۲۷} و نگهداری^{۲۸} دام، استفاده می‌شود.

صرف‌نظر از اینکه دام چه مقدار افزایش وزن داشته، تولید شیر نموده و یا به عنوان نیروی کار در نظر گرفته شود، آب تعرق شده برای تولید خوراک مورد استفاده برای نگهداری دام، مقدار ورودی ثابتی برای دامپروری می‌باشد. لذا هرگونه راهبرد کلیدی برای ارتقای بهره‌وری آب دامی، نیازمند افزایش بهره‌وری تولید هر راس دام است. این نظریه و محدوده کاری غالب در دیسپلین علوم دامی پایه شامل تغذیه دام، ژنتیک دام، دامپزشکی و سلامت، بازار و تولید مثل دام است (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

یکی دیگر از راهکارهای افزایش بهره‌وری آب دامی، تأمین آب آشامیدنی کافی، به موقع و با کیفیت مناسب برای دام است. بیش از ۸۰ درصد وزن دام را آب تشکیل می‌دهد. تشنگی و کم‌آبی در

Keller و Seckler (۲۰۰۵) گزارش نموده‌اند که کارایی تعرق (ماده خشک تولید شده به ازای مقدار آب تعرق شده) برای گونه‌های گیاهی خاص، نسبتاً ثابت است و تغییرات در کارایی مصرف آب گیاهان به تغییرات مولفه تبخیر در تبخیر تعرق کل که آن هم وابسته به منطقه و فصل زراعی است، بستگی دارد.

البته فرصت‌هایی برای انتخاب ارقام و گونه‌هایی با کارایی مصرف آب بالاتر از گیاهان علوفه‌ای وجود دارد (Claypool و همکاران، ۱۹۹۷). گیاهان از نوع کربن ۴ (C۴) ممکن است کارایی مصرف آب بالاتری از گیاهان از گونه‌های کربن ۳ (C۳) داشته باشند. در مجموع کاهش مولفه تبخیر از تبخیر تعرق مهم‌ترین و کاربردی‌ترین راه حل برای افزایش بهره‌وری آب محصولات مورد استفاده در خوراک دام و در نتیجه افزایش بهره‌وری آب دامی می‌باشد.

بقایای گیاهی و محصولات جانبی حاصل از فرآورده‌های غذایی فرصت‌های خوبی برای تأمین منابع خوراک دام می‌باشند. یعنی در این حالت به تبخیر تعرق اضافی (مصرف آب بیشتر برای تولید خوراک دام) نیاز نمی‌باشد. به هر میزان که صنعت تهیه خوراک دام بتواند از مزایای این منابع تأمین خوراک دام (به خصوص محصولات جانبی) استفاده نماید، بهبود زیادی در بهره‌وری آب دامی نیز متعاقباً اتفاق خواهد افتاد. به عنوان نمونه بهره‌وری آب دامی گروهی از کشاورزان کشور اتیوپی با سهم استفاده از بقایای گیاهی در رژیم غذایی دام ارتباط مستقیم دارد. استفاده از بقایای گیاهی به عنوان خوراک دام، می‌تواند درآمد زارعین را به میزان زیادی بالا برده، بدون آنکه آب اضافی مصرف شده باشد (Peden و همکاران، ۲۰۰۷).

از نظر تئوری اگر تولید دام صرفاً بر مبنای استفاده از بقایای گیاه و محصولات جانبی قرار می‌گرفت، تقریباً سهم مصرف آب کشاورزی

دام، بیش از هر نوع کمبود مواد غذایی، سریعاً منجر به کاهش جذب مواد غذایی، کاهش تولید، کاهش تولید مثل، سلامت ناکافی و سرانجام مرگ و میر دام می‌شود.

مصرف آب برای سلامت و تولید دام ضروری است. نیاز آبی دام بسته به نوع و گونه دام، صفات ژنتیکی دام، سن دام، میزان رشد، باروری، شکل تولید و خروجی حاصل از دام، فعالیت دام، نوع خوراک دام و آب و هوایی که دام در آن رشد می‌کند، متفاوت است. نیاز آبی و میزان جذب آب و غذا، به میزان زیادی مرتبط با عوامل اقلیمی، به خصوص درجه حرارت محیط است (FAO، ۲۰۱۸-b).

شاخص آب مصرفی دام بین ۵ لیتر بر TLU (معادل ۲۵۰ کیلوگرم وزن دام زنده) در یک منطقه سرد و مرطوب تا حدود ۵۰ لیتر بر TLU در

شرایط گرم و خشک تغییر می‌کند (جدول ۵). اگرچه برای تأمین آب آشامیدنی دام تلاش زیادی در مناطق پرورش دام انجام می‌گردد، ولی آب واقعی مورد نیاز برای تولید خوراک روزانه دام (تولید علوفه و غیره) خیلی زیاد و حدوداً ۱۰۰ برابر آب آشامیدنی روزانه دام است. دام معمولاً به خوراک روزانه‌ای (بر اساس وزن خشک) معادل ۳ برابر وزن خود نیاز دارد؛ این در حالی است که بین ۰/۵ تا ۱ مترمکعب (۱۰۰۰ لیتر) آب کشاورزی، برای تولید یک کیلوگرم علوفه خشک نیاز است. یک واحد TLU دام سبک، نظیر گوسفند و بز نیاز به بیش از ۵۰۰۰ لیتر بر روز آب دارد تا نیاز غذایی روزانه آن تأمین شود. در حالی که دام‌های سنگین نظیر گاو و شتر حداقل به نصف این مقدار آب نیاز دارند (جدول ۵) (Peden و همکاران، ۲۰۰۳).

جدول ۵- مقادیر شاخص نیاز آبی شرب و تولید خوراک دام برای حفظ تولید دام

گونه دام	وزن زنده دام (کیلوگرم)		واحد وزن زنده دام		خوراک روزانه دام (وزن خشک)		آب مورد نیاز برای تولید خوراک روزانه دام ^۲		آب آشامیده شده توسط دام (بسته به فصل و متوسط درجه حرارت ^۳) لیتر/ TLU		
دام											

تأمین منابع آب لازم برای تولید غذا و امنیت غذایی جوامع به خصوص کشورهای در حال توسعه و دارای رشد سریع جمعیت، چالش اساسی می‌باشد. در این میان اتخاذ سیاست تأمین غذا متکی بر افزایش کشت محصولات زراعی (با بهره‌وری آب بالاتر) و کاهش تولید محصولات دامی با توجه به محتوی آب مجازی بالای آنها، بحثی است که نیاز به بررسی و مطالعه عمیق‌تری دارد.

در محافل علمی جهان هنوز در زمینه تمرکز بر تولید محصولات دامی، از جنبه‌های تأثیرات مخرب آن در استفاده بیش از حد از منابع آب برای تولید محصولات علوفه‌ای، مناقشه وجود دارد. پیچیدگی و تنوع سیستم‌های تولید دام، عدم قطعیت‌های زیادی در خصوص مصرف واقعی آب توسط دام و در نهایت بهره‌وری آب دامی ایجاد نموده است.

افزایش مقدار شاخص بهره‌وری آب در کشاورزی کلید اصلی حل مسئله در بحث استفاده بهینه از منابع آب در تولید محصولات زراعی و باغی است. ولی برای حل موضوع استفاده بهینه از آب و تصمیم در زمینه سقف تولید محصولات دامی در مقابل محصولات کشاورزی و در مجموع سیاست‌گذاری‌ها و انتخاب سناریوهای لازم برای تولید تلفیقی این نوع محصولات (تولید توأمان محصولات زراعی و دامی)، شناخت صحیح از مفهوم و مقدار واقعی بهره‌وری آب دامی نقش کلیدی ایفا می‌نماید. بهره‌وری آب دامی عبارت است از نسبت منافع خالص حاصل از محصولات و خدمات مرتبط با دام به میزان آب مصرفی در تولید محصولات دامی. این شاخص معمولاً به واحد پولی تولیدات حاصل از دام بر حجم آب مصرف شده، بیان می‌گردد.

مقادیر گزارش شده بهره‌وری آب دامی در جهان هنوز در مقایسه با محصولات زراعی مقادیر پایینی می‌باشد، ولی اگر سایر خدمات و منافع حاصل از دام نیز به حساب آورده شود، می‌تواند با بهره‌وری آب محصولات زراعی برابری نماید. این موضوع به خصوص خود را در بحث ارزش تغذیه و تأمین پروتئین لازم برای رشد انسان، بیشتر نمایان می‌سازد. یعنی تفاوت در بهره‌وری آب محصولات زراعی و دامی بر مبنای میزان پروتئین در ماده خشک محصولات خیلی کمتر از مقادیر بهره‌وری آب بر مبنای وزن تر محصولات مذکور می‌باشد. ولی این اصل کلی باید پذیرفته شود که تولید محصولات دامی به آب بیشتری در مقایسه با تولید محصولات زراعی نیاز دارد. البته این نکته را نیز نباید از نظر دور داشت که مقادیر برآورد شده برای بهره‌وری آب دامی و آب مجازی محصولات دامی، معمولاً پایه و اساس محکمی نداشته و در خصوص پایین بودن بهره‌وری آب دامی (بالا بودن محتوی آب مجازی آن) که در منابع مختلف گزارش شده‌اند، مقداری اغراق شده است.

اندازه‌گیری مقدار واقعی بهره‌وری آب دامی پیچیدگی‌های خاصی دارد و نیازمند استاندارد سازی دقیق در خصوص مفاهیم کاربردی و اندازه‌گیری‌ها، مقدار آب مصرفی و تولید محصولات است.

خطا و پیچیدگی‌های کار که باید در هنگام گزارش نمودن مقدار بهره‌وری آب دامی به آنها توجه و دقت لازم نمود عبارتند از: تغییرات و نوسانات زیاد در میزان آب مصرف شده برای تولید غذای دام، اختلافات در مفاهیم و روش‌های اندازه‌گیری بهره‌وری آب، منابع خطا در برآورد بهره‌وری آب گیاهان علوفه‌ای و اختلاف زیاد مقادیر گزارش شده؛ مسائل ضریب تبدیل و کارایی خوراک دام، توجه لازم به ارزش چندگانه محصولات و خدمات دامی، توجه به ارزش استفاده‌های رقابتی از آب، اثرات استفاده مستقیم دام از آب، تنوع زیاد در سیستم‌های تولید دام از جنبه‌های بیوفیزیکی و اقتصادی-اجتماعی، توجه لازم به خدمات دام به مراتب (از جنبه‌های مشارکت تبخیرتعرق گیاهان مرتعی در تولیدات دامی و خدمات محیط‌زیستی و مرتعی دام) و نقش استفاده‌های چندگانه از دام.

همچنین برآورد واقعی بهره‌وری آب دامی، اتخاذ سیاست تولید دام، و کاربرد راهکارهای پیشنهادی، بسیار وابسته به مقیاس ارزیابی‌ها هستند. لذا برآوردهای فعلی و پایین بهره‌وری آب دامی ممکن است تا حدی گمراه‌کننده باشند و باید درک درستی از بهره‌وری آب دامی به خصوص در مقیاس حوضه آبریز، به وجود آید.

بیش از ۹۰ درصد آب مورد استفاده برای تولید دام (گوشت‌های قرمز و سفید) برای تولید خوراک دام صرف می‌گردد. در سیستم‌های تولید دام صرفاً متکی بر علوفه، افزایش بهره‌وری آب گیاهان علوفه‌ای (از طریق افزایش تعرق گیاهی و کاهش تلفات تبخیر) نقش اساسی را در بهبود بهره‌وری آب دامی ایفا می‌نماید. همچنین انتخاب درست نوع و گونه گیاهی، یعنی گیاهانی که به آب کمتری نیاز داشته و در ضمن ارزش تغذیه‌ای بالایی دارند نیز در این زمینه اثرگذار است.

بقایای گیاهی و محصولات جانبی حاصل از فرایندهای غذایی، فرصت‌های خوبی برای تأمین منابع خوراک دام و بهبود بهره‌وری آب دامی هستند. زیرا در این حالت تبخیرتعرق اضافی (مصرف آب بیشتر برای تولید خوراک دام) انجام نشده و می‌تواند به تقویت منابع آب کمک نماید تا آنجا که از نظر تئوری اگر تولید دام صرفاً بر مبنای استفاده از بقایای گیاه و محصولات جانبی قرار می‌گرفت، تقریباً سهم مصرف آب کشاورزی برای تولید دام صفر بود.

توجه به افزایش بهره‌وری آب دامی در ایران هنوز جایگاه خود را نیافته است و با مرور عناوین پروژه‌های پژوهشی و مقالات علمی کشوری مرتبط در این زمینه، مشاهده می‌گردد که موضوع بهبود بهره‌وری آب دامی هنوز در تحقیقات منابع آب و یا تحقیقات علوم دامی کشور جاری‌سازی نشده و برخلاف تلاش‌های زیاد برای افزایش عملکرد تولید دام در این بخش، هنوز ارتباط تولید دام با آب مصرفی و به خصوص در سیستم‌های ترکیبی زراعت-دام ایجاد نشده است. لذا ضرورت دارد ضمن توجه به اهمیت بهبود بهره‌وری آب در محصولات کشاورزی در تحقق امنیت غذایی کشور، بر توجه به بهینه‌سازی منابع آب مصرفی برای تولید دام و بهبود بهره‌وری آب دامی در کشور نیز تأکید شده و مطالعات و برنامه‌ریزی‌های لازم در این زمینه صورت پذیرد.

4- Gross Domestic Product

5- Livestock Water Productivity (LWP)

6- Mainstreaming

7- Agricultural water productivity

۸- منظور نیروی کار دام است که به چیزی به صورت کشش وارد می‌شود. مثلاً کشیدن پمپ آب دستی، کشیدن دستگاه شخم و غیره. در بعضی کشورها به خصوص کشورهای توسعه نیافته (نظیر آفریقا) خود نیروی کششی دام علاوه بر گوشت و شیر اهمیت خاصی دارد.

9- Ox-day

10- Depleted

11- Marginal livestock water productivity

12- Sub-Saharan Africa

13- Gumra

14- Evapotranspiration (ET)

15- Biomass

16- One TLU = 250 Kg

17- Multiple use systems

18- Relative or marginal WP

19- Total WP

20- Marginal cost

21- Grainfed

22- Forage

23- Water use efficiency (WUE)

24- Applied water

25- Feed

26- Leaf area index (LAI)

27- Production

28- Maintenance

منابع

جلالی، ح.ر.، میر ابراهیمی، س.ع. ۱۳۹۴. بررسی روند تولید و مصرف گوشت در ایران طی سال‌های ۱۳۸۱ الی ۱۳۹۲. آمار، ۲۵: ۲۰-۲۵.
حیدری، ن. ۱۳۹۰. تعیین و ارزیابی شاخص کارایی مصرف آب محصولات زراعی تحت مدیریت کشاورزان در کشور. مجله مدیریت آب و آبیاری، ۱(۲): ۴۳-۵۷.

حیدری، ن. ۱۳۹۸. تشریح و بررسی شاخص بهره‌وری آب کشاورزی مبتنی بر تبخیر-تعرق (مطالعه موردی حوزه آبخیز کرخه). مجله علمی-ترویجی مدیریت اراضی، ۲(۲): ۲۱۱-۲۲۲.
عباسی، ف.، عباسی، ن. و توکلی، ع.ر. ۱۳۹۶. بهره‌وری آب در بخش کشاورزی: چالش‌ها و چشم‌اندازها (یادداشت تحلیلی). نشریه آب و توسعه پایدار، ۴(۱): ۱۴۱-۱۴۴.

در سال‌های اخیر این تفکر که تولیدات دامی ظاهراً به دلیل بهره‌وری آب پایین (و یا در واقع محتوی آب مجازی بالا)، از نقطه نظر استفاده بهینه از منابع آب در شرایط کم‌آبی مطلوب نمی‌باشند به چالش کشیده شده و تردیدهایی در مورد آن وجود دارد. از آنجاییکه محصولات دامی ارزش اقتصادی بیشتری نسبت به سایر گیاهان زراعی مورد استفاده در غذای انسان (از نظر تولید پروتئین بیشتر) دارند، تولیدات دامی در آینده از جنبه رفع فقر جوامع، به خصوص جوامع روستایی، نقش و ارزش راهبردی بیشتری خواهند یافت.

تولید دام دارای پتانسیل زیادی برای استفاده مؤثر و سودمند از آب در بخش کشاورزی می‌باشد. اگر در این بخش فعالیت‌های لازم از نظر بهبود بهره‌وری آب محصولات غلات دانه‌ای و علوفه‌ای انجام پذیرد، این زیر بخش (یعنی تولید دام) نقش کلیدی در افزایش بیشتر بهبود بهره‌وری آب و افزایش بیشتر ارزش افزوده در بخش کشاورزی ایفا خواهد نمود. همچنین با اصلاح منابع تغذیه دام، افزایش بهره‌وری خود دام و بهبود شرایط چرا و نوشیدن آب توسط دام، امکان افزایش بهره‌وری آب دامی و به دنبال آن بهره‌وری آب در بخش کشاورزی به میزان زیادی (حتی تا چهار برابر) فراهم خواهد شد.

بهره‌وری آب تولیدات دامی با بهره‌وری آب بعضی از محصولات زراعی، به خصوص هنگامی که محصولات دامی با مصرف بقایای گیاهی و یا سایر فرآورده‌ها و محصولات جانبی کشاورزی که عملاً آبی مستقیماً برای تولید آنها صرف نشده، تولید شده باشند، برابری می‌نماید. این موضوع نقش مهم استفاده از زائدات و بقایای گیاهی برای خوراک دام و ضرورت افزایش تحقیقات و فعالیت‌های ترویجی مرتبط را برجسته می‌نماید.

تولیدات دامی نقش مهمی در امنیت غذایی و معیشت جوامع روستایی کشور دارند. در کشور به بهبود بهره‌وری آب محصولات زراعی توجه کافی شده است ولی توجه به موضوع بهبود بهره‌وری آب در زیربخش دام از مجموعه بزرگ تولیدات کشاورزی، مغفول مانده است. لذا مطالعه و تحقیق بیشتر در خصوص بهره‌وری آب دامی، روش‌های اندازه‌گیری و برآورد واقعی این شاخص و راهکارهای بهبود آن باید در دستور کار تحقیقات و فعالیت‌های توسعه‌ای-اجرایی و ترویجی آینده کشور قرار گیرد.

پی‌نوشت

1- Food and Agriculture Organization (FAO)

۲- شاید یکی از دلایل آن وقوع خشکسالی‌های شدید و کمبود تولید علوفه در مراتع کشور در این سال‌ها بوده باشد (مؤلف).

۳- یکی از دلایل رشد کم سرانه مصرف گوشت قرمز طی سال‌های گذشته، می‌تواند افزایش زیاد قیمت این فرآورده دامی باشد (مؤلف).

- Drastig K., Prochnow A., Kraatz S., Klauss H., and Plöchl M. 2010. Water footprint analysis for the assessment of milk production in Brandenburg (Germany). *Advances in Geoscience*, 27: 65–70.
- FAO. 2018a. Shaping the future of livestock: Sustainably, responsibly, efficiently. The 10th Global Forum for Food and Agriculture (GFFA). Berlin. 18–20 January 2018.
- FAO. 2018b. Water use of livestock production systems and supply chains – Guidelines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy.
- Goodland R. and Pimental D. 2000. Environmental Sustainability and Integrity in Natural Resources Systems. In D. Pimental, L. Westra and R. Noss, eds., *Ecological Integrity*. Washington, D.C.: Island Press.
- Hailelassie A., Peden D., Gebreselassie S., Amede T., Wagnenew A. and Taddesse G. 2009. Livestock water productivity in the Blue Nile Basin: Assessment of farm scale heterogeneity. *Rangeland Journal*, 31(2): 213–222.
- Hoekstra A. and Hung P. 2003. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series 11. Delft, Netherlands: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Institute for Water Education.
- ILRI. 2006. Livestock water an effective use of water in developing countries. International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya. <http://www.ilri.cgiar.org/enews/view/default.htm>.
- Irfan Z.B and Mondal M. 2016. Water footprint analysis in dairy industry in India. *International Journal of Environmental Science and Development*, 7(8): 591–594.
- Kamalizadeh A, Rajabbaigy M. and Kiasat A. 2008. Livestock production systems and trends in livestock industry in Iran. *Journal of agriculture and social sciences*, 4(4): 183–188.
- Keller A. and Seckler D. 2005. Limits to the productivity of water in crop production. *California Water Plan Update*, (4): 178–197.
- Kijne J., Tuong T., Bennett J., Bouman B. and Oweis T. 2002. Ensuring food security via improvement in crop فضایی، ج. ۱۳۹۴. برنامه راهبردی شیر. گزارش پژوهشی، موسسه تحقیقات علوم دامی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، گزارش پژوهشی، موسسه تحقیقات علوم دامی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شماره فروست ۴۷۹۴۹، مورخ ۱۴ مهر ۱۳۹۴.
- قره‌داغی، ع.ا.، اسد زاده، ن.، بروفه، ک.، رضایی، م.، صادقی‌پناه، ا.، عبادی، ز.، غلامی، ح.، فضایی، ح.، و ولایتی، ع. ۱۳۹۲. برنامه راهبردی افزایش کمی و کیفی پایدار تولید گوشت قرمز. گزارش پژوهشی، موسسه تحقیقات علوم دامی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شماره فروست ۴۳۶۸۰، مورخ ۲۶ مهر ۱۳۹۲.
- Abebe A. 2015. Production and reproduction performances of livestock and their implications on livestock water productivity in Mixed crop-livestock systems in the highlands of Blue Nile basin: A case study from Fogera, Diga and Jeldu districts (Ethiopia). *Journal of Resources Development and Management*, Vol. 10.
- Aamoum A. 2015. Water footprint of cow milk production: Case Study of a Finnish farm. Bachelor's thesis in Natural Resources Degree Programme in Sustainable Coastal Management, Raseborg, NOVA University of Applied Science, Finland.
- Beaton G. 1991. Human nutrient requirement estimates: Derivation, interpretation and application in evolutionary perspective. *Food, Nutrition and Agriculture*, 1(2/3): 3–15.
- Chapagain A. and Hoekstra A. 2003. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between Nations in Relation to International Trade of Livestock and Livestock Products. In A.Y. Hoekstra, ed., *virtual water trade*. In Proc. of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Value of Water Research Report Series 12. Delft, Netherlands: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Institute for Water Education.
- Claypool D., Delaney R., Ditterline R. and Lockerman R. 1997. Genetic improvement of Alfalfa to conserve water. In Proc. of the 36th North American Alfalfa Improvement Conference, 2–6 August, Bozeman, Mont.
- Cook S.E., Andersson M.S. and Fisher M.J. 2009. Assessing the importance of livestock water use in basins. *The Rangeland Journal*, 31: 195–205.

- Ethiopia. Nairobi (Kenya): ILRI: 57-65.
- Peden D., Tadesse G. and Misra A.K. 2007. Water and livestock for human development. In: 'Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture' (Ed. D. Molden):485-514. (Earthscan: London and International Water Management Institute: Colombo.
- Peden D., Tadesse G. and Hailelassie A. 2009. Livestock water productivity: implications for sub-Saharan Africa. *The Range land Journal*, 31: 187-193.
- Postel S. 2001. Growing more food with less water. *Scientific American- SCI AMER*, 284(2):46-51.
- Rehman A., Jingdong L., Chandio A.A. and Hussain I. 2017. Livestock production and population census in Pakistan: Determining their relationship with agricultural GDP using econometric analysis. *Information Processing in Agriculture*, 4: 168-177.
- Renault D. and Wallender W. 2000. Nutritional water productivity and Diets. *Agricultural Water Management*, 45 (3): 275-296.
- Saeed I. and El-Nadi A. 1998. Forage sorghum yield and water use efficiency under variable irrigation. *Irrigation Science*, 18: 67-71.
- Sala O., Parton W., Joyce A. and Lauenroth W. 1988. Primary production of the Central Grasslands of the United States. *Ecology*, 69 (1): 40-45.
- Sigman M., Whaley S., Kamore M., Bwibo N. and Neumann C. 2005. Supplementation increases physical activity and selected behaviors in rural Kenyan school-children. CRSP Research Brief 05-04-CNP. University of California, Global Livestock Collaborative Research Support Program, Davis, Calif.
- SIWI (Stockholm International Water Institute), IFPRI (International Food Policy Research Institute), IUCN (World Conservation Union), and IWMI (International Water Management Institute) 2005. Let it Reign: The new water paradigm for global food security. Final report to CSD-13. Stockholm: Stockholm International Water Institute.
- Trevor Wilson R. 2007. Perceptions, practices, principles and policies in provision of livestock water in Africa. *Agricultural Water Management*, 90: 1-12.
- water productivity. Challenge Program on Water and Food: Background Paper 1. IWMI (International Water Management Institute), Colombo, Sri Lanka, 1-42.
- Legesse G., Ominski K., Beauchemin K., Pfister S., Martel M., McGeough E., Hoekstra A., Kroebe R., Cord-eiro M. and McAllister T.A. 2017. Quantifying water use in ruminant production: a review. *Journal of Animal Science*, 95: 2001-2018.
- Mekonnen S., Descheemaeker K., Tolera A. and Amede T. 2011. Livestock water productivity in a water stressed environment in Northern Ethiopia. *Expl Agric*, 47(S1): 85-98.
- Mekonnen M.M. and Hoekstra A.Y. 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, 15: 401-415.
- Molden D. and Sakthivadivel R. 1999. Water accounting to assess uses and productivity of water. *International Journal of Water Resources Development*, 15: 55-71.
- Molden D.J., Oweis T.Y., Steduto P., Kijne J.W., Hanjra M.A. and Bindraban P.S., ... Zwart S. 2007. Pathways for increasing agricultural water productivity. In: 'Water for Food, Water for Life: Insights from the Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture' (Ed. D. J. Molden.): 279-314, <https://doi.org/10.4324/9781849773799>.
- Neumann C., Bwibo N., Murphy S., Sigman M., Whaley S., Allen L., Guthrie D., Weiss R., and Demment M. 2003. Animal source foods improve dietary quality, micronutrient status, growth and cognitive function in Kenyan school children: Background, study design and baseline findings. *Journal of Nutrition*, 133 (11): 3941S-3949S.
- Nierenberg D. 2005. Happier meals: Rethinking the global meat industry. *Worldwatch Paper 171*. Washington, D.C.: Worldwatch Institute.
- Pallas P. 1986. Water for animals. Land and Water Development Division. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy.
- Peden D., Tadesse G., Mammo M. 2003. Improving the water productivity of livestock: An opportunity for poverty reduction. In: McCornick, P.G.; Kamara, A.B.; Tadesse, G. (eds.). *Integrated water and land management research and capacity building priorities for*

Article Type: Research/Case Study

نوع مقاله: پژوهشی/مطالعه موردی

Optimization of Flood Control Systems by Combining Discrete Differential Dynamic Programming and Genetic Algorithm

M. Behrouz¹, S. Alimohammadi^{2*}, A.M. Keshvarifard³

1,2&3- PhD of Civil Engineering, Associate Professor & MA of Civil Engineering, Faculty of Civil, Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: s_alimohammadi@sbu.ac.ir)

Received: 15-06-2019

Accepted: 26-11-2019

بهینه سازی سامانه های کنترل سیلاب با ترکیب برنامه ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی و الگوریتم ژنتیک

معصومه بهروز^۱، سعید علیمحمدی^{۲*}، امیرمحمد کشوری فرد^۳

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دکتری، دانشیار و کارشناس ارشد، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی.

*(نویسنده ی مسئول، E-Mail: s_alimohammadi@sbu.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۳/۲۵

تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۹/۰۵

Abstract

The present study is aimed to optimum design the one of the structural methods of flood control (Levees) based on dynamic programming (DP). In order to accelerate computing time, a model was created based on the combination of discrete differential dynamic programming and genetic algorithm (GA-DDDP). The objective function of this model is to minimize the total costs, including the cost of constructing the structure and residual damage cost. For this purpose, the length of the studied river was divided into three reaches and the optimal dimensions of the four sections were obtained as output results. Modeling and running was done by coding in MATLAB software and the results showed that the running time of GA-DDDP combined model is just 11% of the time to running the classic dynamic planning model. Also in this study, the results of the four-section model were compared with the simpler single-section model (equivalent section). The results show that the simplification of model to one section causes the increasing costs to about 20%.

Keywords: Flood Control, Levee, Optimization, Discrete Differential Dynamic Programming, Genetic Algorithm.

چکیده

پژوهش حاضر به طرح بهینه یکی از روش های سازه ای کنترل سیلاب (گوره ها) بر مبنای برنامه ریزی پویا (DP) پرداخته است. به منظور تسریع زمان محاسبات، مدلی بر اساس ترکیب برنامه ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی و الگوریتم ژنتیک (GA-DDDP) ایجاد شد. تابع هدف این مدل کمینه کردن هزینه کل شامل هزینه احداث سازه و خسارت باقیمانده می باشد. به این منظور، طول رودخانه مورد مطالعه به سه بازه تقسیم شد و ابعاد بهینه چهار مقطع آب گذاری به عنوان نتایج خروجی به دست آمد. مدل سازی و اجرای آن با کدنویسی در نرم افزار متلب انجام شد و نتایج نشان داد زمان اجرای مدل ترکیبی GA-DDDP تنها ۱۱ درصد زمان اجرای مدل برنامه ریزی پویای کلاسیک می باشد. همچنین در این مطالعه، نتایج مدل چهارمقطعی با مدل ساده تر تکمقطعی (مقطع معادل) مقایسه شد. نتایج حاکی از آن است که ساده سازی مسئله به حالت تک مقطعی، افزایش هزینه ها (حدود ۲۰ درصد) را به دنبال دارد.

واژه های کلیدی: کنترل سیلاب، گوره، بهینه سازی، برنامه ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی، الگوریتم ژنتیک.

تغییرات آن قرار دارد و به همین دلیل سیستم‌های رودخانه‌ای که بر مبنای مهندسی بنا شده است نیز تحت تأثیر سیل قرار گرفته و حتی تخریب شده‌اند. Zhu و Lund (۲۰۰۹) یک تئوری اقتصادی-مهندسی برای طراحی ابعاد گوره شامل ارتفاع و میزان عقب‌نشینی گوره ارائه کرد و ارتباط بین ارتفاع و عقب‌نشینی گوره و هزینه‌ها و ریسک‌های موجود را بر اساس این تئوری نشان داد. Kai و همکاران (۲۰۱۶) روش‌های کنترل و مدیریت سیلاب در رودخانه Huaihe را بررسی کردند. آن‌ها نشان دادند مدیریت و کنترل سیلاب در حوضه این رودخانه اهمیت حیاتی در توسعه اجتماعی و اقتصادی دارد. Hui و همکاران (۲۰۱۶) آنالیز مبنی بر ریسک را بر روی شکست گوره‌ها ناشی از ناپایداری و شکست ژئوتکنیکی انجام داد و ابعاد بهینه ارتفاع گوره و عرض تاج گوره را به منظور جلوگیری از این شکست‌ها تحلیل کرد. نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد در بهینه‌سازی گوره با استفاده از این روش احتمال شکست ناشی از ناپایداری باتوجه به ارتفاع گوره مشخص می‌شود. درحالی‌که احتمال شکست ژئوتکنیکی بر مبنای تأثیر مشترک ارتفاع گوره و عرض تاج گوره مشخص خواهد شد. همچنین وی نشان داد دامنه تغییرات عرض تاج گوره نسبت به ارتفاع گوره در شرایط بحرانی طراحی بیشتر است. علیمحمدی و همکاران (۱۳۹۲) ابعاد خاکریزهای کناره رودخانه (گوره‌ها) را با استفاده از رویکرد آنالیز ریسک و تحلیل اقتصادی سود-هزینه بهینه‌سازی کردند. آن‌ها سیستم پیشنهادی کنترل سیلاب رودخانه خشک معالی آباد (تنگ سرخ) شیراز را بررسی کردند. نتیجه این مطالعه نشان داد تغییر قیمت واحد زمین بیشترین تأثیر را روی ارتفاع گوره و فاصله آن تا لبه رودخانه گذاشته و میزان این حساسیت بیش از ۱۰۰ درصد است.

Behrouz و Alimohammadi (۲۰۱۶) برای طراحی مبتنی بر ریسک سیستم‌های کنترل سیلاب (گوره) با توجه به عدم قطعیت‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی، ژئوتکنیکی و اقتصادی بر اساس روش شبیه‌سازی مونت کارلو مدلی را ارزیابی کردند. آن‌ها یک مقطع معادل در طول رودخانه در نظر گرفتند و ابعاد بهینه گوره را در دو حالت قطعی و غیرقطعی به‌دست آوردند و نتایج را با یکدیگر مقایسه نمودند. آن‌ها همچنین در این مطالعه میزان اهمیت و تأثیرگذاری هر یک از عدم قطعیت‌ها بر ابعاد بهینه را بررسی کردند.

برنامه‌ریزی پویا^۱ یک روش بهینه‌سازی است که به‌طور وسیعی در بهینه‌سازی سیستم‌های منابع آب استفاده می‌شود، Yakowitz (۱۹۸۲) و Heidari و همکاران (۱۹۷۱) به دلیل مشکلاتی مانند حافظه فراوان مورد نیاز و زمان محاسباتی زیاد که برای استفاده از برنامه‌ریزی پویا با کامپیوترهای دیجیتالی ایجاد می‌شد روش جدیدی را ارائه کردند. مکانیزم این روش به این صورت است که یک مسیر آزمایشی اولیه برای DP انتخاب شده و با هدف

سیل یک بلای طبیعی است و در مقایسه با سایر بلایای طبیعی بیشترین خسارات جانی و مالی را ایجاد می‌نماید. طغیان رودخانه‌ها همه ساله سطح بسیار وسیعی از اراضی کشاورزی، مناطق مسکونی، جاده‌ها، پل‌ها، تأسیسات عمومی و زیربنایی و دیگر زیرساخت‌ها و منابع طبیعی را تهدید می‌کند. این موضوع باعث می‌شود رودخانه‌ها به موازات ایفای نقش حیاتی‌شان به‌عنوان یکی از منابع عمده تأمین آب، به‌عنوان یکی از عوامل طبیعی خسارت‌آفرین برای بشر نیز محسوب شوند.

روش‌های کاهش خسارت سیلاب به‌طور کلی به دو دسته سازه‌ای و غیرسازه‌ای تقسیم می‌شود. روش‌های سازه‌ای، به کلیه فعالیت‌هایی گفته می‌شود که با احداث سازه‌های مهندسی، منجر به کاهش پیک و/یا حجم سیلاب، افزایش ظرفیت رودخانه‌ها، جلوگیری از طغیان رودخانه‌ها، انتقال و هدایت آب اضافی به مناطق دیگر می‌شود و خسارات سیل کاهش می‌یابد. این روش‌ها، به روش‌های سخت‌افزاری در کنترل سیل معروف هستند و عموماً قبل از وقوع سیل به‌کار گرفته می‌شوند. روش‌های غیرسازه‌ای به روش‌هایی گفته می‌شود که نحوه برخورد با مسئله سیل و کاهش خسارات آن بیشتر جنبه نرم‌افزاری و مدیریتی داشته و برای رفع یا تسکین اثرات تخریبی سیلاب، سازه‌های فیزیکی احداث نمی‌شود. از جمله این روش‌ها می‌توان به سامانه‌های هشدار سیل، سازگاری با سیل، و بیمه سیل اشاره نمود.

روش استاندارد طراحی سازه‌های کنترل سیلاب روش ریسک‌مبنا^۱ می‌باشد (USACE, ۱۹۹۱). در این روش هربار سیلابی با دوره بازگشت معین، به‌عنوان سیل طراحی مدنظر قرار گرفته و سازه بر اساس آن طراحی می‌شود. در نهایت دوره بازگشتی که کمترین هزینه کل (هزینه اجرایی به‌علاوه خسارت باقیمانده) را داشته باشد، به‌عنوان طرح بهینه در نظر گرفته می‌شود.

در این مطالعه، طراحی بهینه خاکریزهای کنترل سیلاب (گوره‌ها) که یکی از روش‌های سازه‌ای کنترل سیلاب می‌باشند، با استفاده از ترکیب روش‌های الگوریتم ژنتیک^۲ و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی^۳ (GA-DDDP) بررسی شده است.

از گذشته تا کنون مطالعه گوره‌ها مورد توجه بوده است. Shafiei و همکاران (۲۰۰۵) ارتفاع و عقب‌نشینی گوره را با تحلیل اقتصادی سود-هزینه با استفاده از الگوریتم ژنتیک بهینه‌یابی کردند. آن‌ها نشان دادند طراحی اقتصادی سیستم گوره شامل برقراری تعادل بین هزینه‌های ساخت گوره (ارتفاع گوره)، ارزش زمین در پهنه سیلاب دشت و خسارات سیل در اثر ظرفیت ناکافی کانال می‌باشد. Dettinger و Florsheim (۲۰۰۷) تأثیرات آب و هوا بر شکست گوره‌ها و خسارت وارد بر آن را بررسی کردند. آن‌ها نشان دادند سیل تحت تأثیر آب و هوا و

مشخص شدن مسیر بهینه معادله بازگشتی بلمن^۵ در همسایگی این مسیر اجرا می‌شود. سپس از این مسیر بهینه به عنوان مسیر اولیه در گام بعدی استفاده می‌شود تا نتیجه نهایی حاصل شود. این روش برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی (DDDP) نامیده می‌شود. Chow و همکاران (۱۹۷۵) زمان و حافظه مورد نیاز برای حل مسائل DP و DDDP را بررسی کردند و در تحقیقات خود مقایسه تجاری بین سیستم‌های حافظه هسته‌ای با سرعت بالا و حافظه‌های با سرعت پایین را انجام دادند. Heidari و Jamshidi (۱۹۷۷) برای به‌دست آوردن سیاست‌های بهره‌برداری بهینه از سیستم منابع آب در استان خوزستان ایران از DDDP استفاده کرد. Tung و Mays (۱۹۸۱) روشی برای تعریف ریسک و قابلیت اطمینان در سیستم‌های کنترل سیلاب (گوره) ارائه کردند و عدم قطعیت‌های هیدرولوژیکی و هیدرولیکی را در توابع خسارت مورد انتظار سالانه در نظر گرفتند. آن‌ها مدل‌هایی برای بررسی سازگاری اقتصادی بین هزینه‌های پروژه و میزان خسارت ناشی از سیل توسعه دادند و با استفاده از الگوریتم DP و DDDP ابعاد بهینه گوره را به‌دست آوردند. Li و همکاران (۱۹۷۷) یک رویکرد جدید برای بهینه‌سازی سیستم‌های زهکشی شهری ارائه کردند. این روش شامل انتخاب و طراحی بهینه یک طرح با توسعه مدل DDDP و اجرا بر روی یک مورد مطالعاتی مشخص بود. نتایج نشان داد انتخاب این طرح بهینه باعث صرفه‌جویی در هزینه‌های ساخت می‌شود. Hsieh و Yang (۲۰۰۷) مدلی را از ترکیب DDDP و یک مدل بدون بعد کیفی مخزن برای مطالعه بر روی حوزه مخزن Fei-Tsui در شمال تایوان ایجاد کردند. تابع هدف در این مدل به‌دست آوردن بهترین شیوه مدیریت در راستای حداقل کردن هزینه‌های ساخت و ساز و نگهداری و تعمیرات سیستم بود. Cheng و همکاران (۲۰۱۴) از الگوریتم برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی به منظور بهره‌برداری از سیستم‌های برق‌آبی بزرگ مقیاس استفاده کردند. آن‌ها نشان دادند برخلاف اینکه الگوریتم DDDP یک روش کلاسیک برای کاهش مشکل ابعاد در بهره‌برداری در سیستم‌های برق‌آبی می‌باشد اما زمان محاسبات با افزایش تعداد مخازن به‌صورت تصاعدی افزایش یافته است. Li و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند بهینه‌سازی سیستم‌های برق‌آبی بزرگ با هدف تعیین دبی و یا میزان آب مورد نظر برای تولید حداکثر برق با وجود قیود محدود کننده یک مسئله پیچیده غیرخطی با ابعاد بسیار زیاد است. در این مطالعه برای حل مشکل بهینه‌سازی سیستم‌های برق‌آبی بزرگ از روشی بر مبنای الگوریتم DDDP استفاده شده است. Feng و همکاران (۲۰۱۷) بر روی بهینه‌سازی عملکرد سیستم‌های برق‌آبی مطالعه کردند و دریافتند مشکل ابعاد مسئله یک چالش بزرگ برای بهره‌برداری بهینه از سیستم‌های برق‌آبی است، زیرا هزینه محاسبات با افزایش ابعاد به‌طور چشمگیری افزایش پیدا

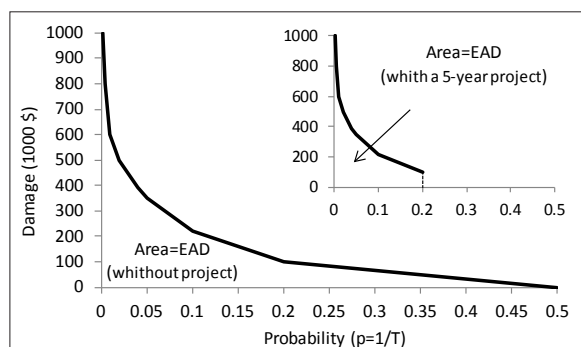
می‌کرد. آنها بیان کردند DDDP روشی مناسب برای کاهش مشکلات ابعادی است و به‌منظور بهبود عملکرد DDDP یک روش جدید به نام برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی متعامد (ODDDP) معرفی کردند. Huang و همکاران (۲۰۰۲) الگوریتم ژنتیک (GA) بر پایه برنامه‌ریزی پویای تصادفی برای بهره‌برداری از سیستم‌های چند مخزنه را ارائه کرد. هدف وی از ارائه این روش مقابله با مشکلات ابعادی سیستم‌های چند مخزنه بود. Tospornsampan و همکاران (۲۰۰۵) با استفاده از الگوریتم ژنتیک و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی برای بهره‌برداری از مخازن روشی به نام (GA-DDDP) ارائه کردند و از این روش برای بهینه‌سازی بهره‌برداری در سیستم چند مخزنه Mae-klong تایلند استفاده کردند. در مقاله حاضر سعی شده است روش ارائه شده توسط Tospornsampan بر روی رودخانه اجرا شود.

مواد و روش‌ها

سازه‌های کنترل سیلاب بر اساس روش ریسک-مبنا طراحی می‌شوند (USACE, ۱۹۹۱). سود اقتصادی پروژه‌های کنترل سیلاب عبارت است از کاهش خسارات سیلاب در منطقه پتانسیل خطر و به‌طور کمی می‌توان سود حاصل از اجرای یک پروژه کنترل سیلاب را بر اساس نمودار احتمال-خسارت مطابق شکل (۱) بیان نمود. به‌منظور طراحی به روش ریسک-مبنا باید مقدار خسارت مورد انتظار سالانه (EAD) مشخص شود. این مقدار برابر مساحت زیر منحنی خسارت-احتمال است و آن را می‌توان با استفاده از انتگرال‌گیری عددی بر اساس روش ذوزنقه‌ای محاسبه نمود:

$$E[D] = \sum_{j=1}^n \frac{[D(q_j) + D(q_{j+1})]}{2} [F(q_{j+1}) - F(q_j)] \quad (1)$$

که در آن $E[D]$ خسارت مورد انتظار سالانه، $D(q)$ خسارت سیل مورد انتظار با دبی پیک q ، $F(q)$ مقدار تابع توزیع تجمعی به ازای مقدار دبی پیک q ، $(p=1-F(q))$



شکل ۱- نمودار احتمال-خسارت

۱- فرمول‌بندی مسئله

در صورتی که بازه رودخانه در منطقه پتانسیل خسارت همگن نباشد، به منظور افزایش دقت مدل، می‌توان آن را به چند بازه کوچکتر همگن تقسیم‌بندی نمود. در این مطالعه، رودخانه موردنظر به سه بازه تقسیم شده است. شکل (۲) مقطعی از رودخانه به همراه سیلاب دشت و گوره را نمایش می‌دهد. پارامترهای مورد استفاده در این طراحی در شکل (۲) نشان داده شده است. اگرچه این شکل فرم ساده شده مقطع واقعی است اما سعی شده تا حد امکان جزئیات آن (از جمله دو طرف رودخانه به صورت یک دوزنقه با شیب متفاوت) در نظر گرفته شود. شیب اراضی مجاور رودخانه در دو طرف متفاوت است و فاصله گوره‌ها و هندسه آن‌ها نیز در دو طرف یکسان نیست. هر مدلی که ارائه می‌شود مبتنی بر یک سری فرضیات است که باید در ابتدای تهیه مدل مورد توجه قرار گرفته و مدل بر اساس آن فرمول‌بندی شود. مهمترین فرضیاتی که در ارائه مدل بهینه‌سازی

در این مطالعه استفاده شده است، به شرح ذیل می‌باشد:

۱- در صورت انجام طرح کنترل سیلاب با سیل طراحی T ساله، به منطقه پتانسیل خسارت از سیلاب‌های با دوره بازگشت کمتر از T سال (با احتمال $(1/T)$) هیچگونه خسارتی وارد نمی‌شود (شکل ۱).
۲- شرایط مقطع آب‌گذری و سیلاب‌دشت به صورت استاتیک (بدون اعمال تغییرات آینده) در نظر گرفته شده است (تغییر کاربری اراضی سیلاب‌دشت در آینده در نظر گرفته نشده است).
۳- طراحی گوره بر اساس حداکثر دبی سیل طراحی در ابتدای منطقه پتانسیل، صورت گرفته است.

۴- برای محاسبه جریان عبوری از مقاطع رودخانه از فرمول مانینگ استفاده شده است.

۵- هزینه اجرایی ساخت گوره به صورت حاصل ضرب هزینه واحد حجم گوره در حجم گوره در نظر گرفته شده است.

۶- رابطه تراز-خسارت معلوم و ثابت فرض می‌شود.

۷- طول رودخانه به چند بازه تقسیم شده و فرض شده هر بازه همگن است.

۸- مقطع سیلاب‌دشت در هر بازه مطابق شکل (۲) در نظر گرفته شده است.

۲- فرمول‌بندی مدل بهینه‌سازی

تابع هدف در این مسئله به صورت حداقل کردن هزینه کل، در نظر گرفته شده است، بنابراین داریم:

$$\min Z = \text{Tcost} \quad (2)$$

$$\text{Tcost} = \text{Acost} + \text{DR} \quad (3)$$

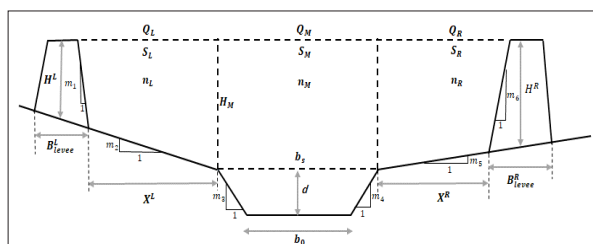
$$\text{Acost} = \text{CRF} \times (C_{\text{levee}} + C_{\text{land}}) \quad (4)$$

$$\text{CRF} = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (5)$$

$$C_{\text{levee}} = f_1(\text{UPRC}_{\text{levee}}, A_{\text{levee}}, L, H_L, H_R, m_1, m_6) \quad (6)$$

$$C_{\text{land}} = f_2(\text{UPRC}_{\text{land}}, X_L, X_R, L, B_{\text{levee}}, B, m_1, m_6) \quad (7)$$

که در آن Tcost مجموع هزینه‌های معادل سالانه طرح می‌باشد. Acost هزینه سالانه طرح، شامل هزینه ساخت و هزینه تملک اراضی، DR خسارت باقی‌مانده در منطقه پتانسیل خطر، Cland ضریب بازگشت سرمایه، Clevee هزینه احداث گوره و هزینه تملک اراضی مجاور رودخانه، Alevee مساحت گوره، L طول بازه، H_L ارتفاع گوره سمت چپ، H_R ارتفاع گوره سمت راست، m_1 شیب کناره گور در ساحل راست، m_6 شیب کناره گوره در ساحل چپ، X_L فاصله لبه گوره چپ تا پای رودخانه، X_R فاصله لبه گوره راست تا پای رودخانه، B_{levee} قاعده گوره و B عرض فوقانی گوره است. Alimohammadi و Behrouz (۲۰۱۶) جزئیات مربوط به توابع f_1, f_2 را ارائه نمودند.



شکل ۲- مقطع آب‌گذری در منطقه پتانسیل خطر Behrouz و Alimohammadi (۲۰۱۶)

۳- محدودیت‌ها

طراحی گوره بر اساس حداکثر دبی هیدروگراف سیل طراحی T ساله، ورودی به منطقه پتانسیل خطر صورت می‌گیرد، بنابراین باید مجموع دبی عبوری از مقطع میانی و کرانه‌های چپ و راست با دبی طراحی برابر شود. قیود مربوط به نحوه مدل‌سازی مقطع رودخانه و گوره در منطقه پتانسیل خطر به شرح ذیل می‌باشد. برای هر یک از مقاطع:

$$Q_T = Q_L + Q_M + Q_R \quad (8)$$

$$Q_L = f_3(S_L, X_L, H_L, m_1, m_2, n_L) \quad (9)$$

$$Q_M = f_4(S_M, b_0, b_s, d, H_m, m_3, m_4, n_m) \quad (10)$$

$$Q_R = f_5(S_R, X_R, H_R, m_5, m_6, n_R) \quad (11)$$

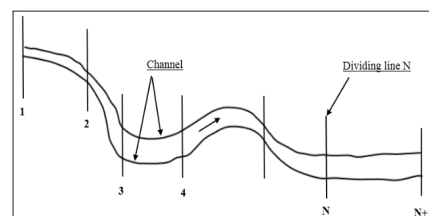
$$\text{Setback} = X_R + b_s + X_L \quad (12)$$

Q_T دبی طراحی گوره با دوره بازگشت T سال، Q_M, Q_R, Q_L به ترتیب دبی عبوری از سیلاب‌دشت در سمت چپ و راست رودخانه و دبی عبوری از مقطع اصلی رودخانه، S_M, S_R, S_L شیب طولی سیلاب‌دشت در ساحل چپ و راست و مقطع اصلی رودخانه، m_2 شیب متوسط عرضی سیلاب‌دشت در سمت راست، m_3 شیب عرضی کناره رودخانه در سمت راست، m_4 شیب عرضی کناره رودخانه در سمت چپ، m_5

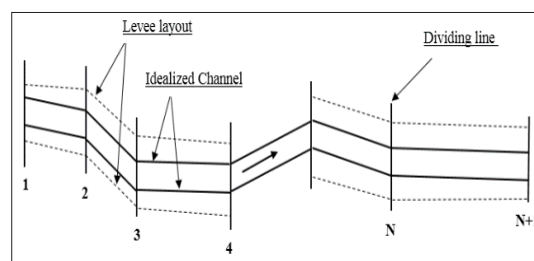
شیب متوسط عرضی سیلاب‌دشت در سمت چپ، b_0 عرض کف رودخانه، b_s عرض فوقانی مقطع گوره، H_M فاصله لبه رودخانه تا بالای گوره، n_L ، n_R ، n_M به ترتیب ضریب زبری مانینگ در مقطع اصلی، ساحل راست و چپ می‌باشد. توابع f_3 ، f_4 و f_5 نیز فرمی از معادله مانینگ برای مقاطع مرکب می‌باشد.

۴- برنامه‌ریزی پویا (DP)

در برنامه‌ریزی پویا (DP) مسئله بهینه‌سازی به یک فرآیند تصمیم‌گیری چند مرحله‌ای تبدیل می‌شود. به‌طور کلی در بسیاری از مسائل، که در آن‌ها رشته‌ای از تصمیم‌های مرتبط با یکدیگر مطرح باشد، غالباً از برنامه‌ریزی پویا که ماهیت آن روش ریاضی است استفاده می‌شود (Hillier و Lieberman، ۲۰۱۴). طراحی گوره بر اساس الگوریتم DP توسط Mays و Tung (۱۹۸۱) ارائه شده است. برای طراحی گوره به این روش با توجه به فرضیات ذکر شده، طول رودخانه به چند بازه تقسیم می‌شود. بازه‌ها از نظر هیدرولیکی همگن بوده و دارای ارزش یکسان زمین می‌باشند. شکل‌های (۳ و ۴) پیکربندی مقاطع گوره در رودخانه تحت شرایط واقعی و شرایط ایده‌آل را نشان می‌دهد.



شکل ۳- نحوه تقسیم رودخانه به چند بازه و انتخاب مقاطع (Tung و Mays، ۱۹۸۱)



شکل ۴- پیکربندی رودخانه و طرح گوره تحت شرایط ایده‌آل

روش حل این مسائل با پیدا کردن جواب بهینه مربوط به کلیه حالت‌های مرحله آخر (در روش پسرو یا Backward) یا اول (در روش پیشرو یا Foreward) آغاز می‌شود. در مسائل مختلف برنامه‌ریزی پویا، شکل دقیق معادله برگشتی تا حدی با هم تفاوت دارد. فرض کنید در روش پسرو $S_n(i)$ متغیر حالت سیستم در ابتدای مرحله i و $X_n(j)$ متغیر تصمیم در انتهای مرحله n باشد، $(n=1,2,...,N; i=1,2,...,I_n; j=1,2,...,J_n)$ اگر در مرحله n و

حالت $S_n(i)$ متغیر تصمیم $X_n(j)$ انتخاب شده باشد در این صورت $f_n(S_n(i), X_n(j))$ به ازای تمام مقادیر j را با $f_n(S_n(i))$ نشان می‌دهیم. در این صورت رابطه بازگشتی به‌صورت ذیل خواهد بود:

$$f_n^*(S_n(i)) = \min[C(S_n(i), X_n(j)) + f_{n+1}^*(X_n(j))] \quad (۱۳)$$

روش حل پسرو با استفاده از رابطه بازگشتی، از مرحله‌ای به مرحله قبل اعمال می‌شود. در هر مرحله سیاست‌های بهینه در رابطه با تمام حالت‌های آن مرحله مشخص می‌شود و سرانجام سیاست بهینه اولین مرحله تعیین خواهد شد. برای سیستم مورد نظر دو متغیر حالت شامل فاصله و ارتفاع گوره‌ها در نظر گرفته شده است. ماتریس حالت ورودی، S_n با مجموعه‌ای از فاصله‌ها و ارتفاع‌ها در پایان مرحله n نشان داده می‌شود.

$$S_n = (W_n, H_n) \quad (۱۴)$$

$$W_n, n = 1, \dots, N_W \quad H_n, n = 1, \dots, H_W$$

که در آن S_n ماتریس حالت ورودی با مجموعه‌ای از فاصله‌ها و ارتفاع‌ها است. N_W تعداد فاصله‌های احتمالی ممکن و N_H تعداد ارتفاع‌های احتمالی ممکن برای گوره می‌باشد. حالت خروجی، مجموعه‌ای از فاصله‌ها و ارتفاع‌های ممکن در پایین‌دست گوره در مرحله n می‌باشد. برای ماتریس خروجی نیز مانند ماتریس ورودی داریم:

$$\tilde{S}_n = (\tilde{W}_n, \tilde{H}_n) \quad (۱۵)$$

فضای حالت خروجی به فضای حالت ورودی، تصمیمات اتخاذ شده و روابط عملکردی که تابع انتقال نامیده می‌شوند، بستگی دارد. متغیرهای تصمیم مستقل در هر مرحله، تغییرات در فاصله و ارتفاع می‌باشد که می‌توانند مقادیری مثبت و یا منفی داشته باشند. فضای تصمیم در مرحله n ، که با D_n تعریف می‌شود شامل دو متغیر تصمیم می‌باشد، که و صورت زیر تعریف می‌شود:

$$D_n = (d_n^W, d_n^H), n = 1, 2, \dots, N_s \quad (۱۶)$$

که در آن N_s شماره مرحله (بازه) می‌باشد و مقدار افزایش (یا کاهش) مقادیر فاصله یا ارتفاع گوره به‌عنوان تفاوت حالات ورودی و خروجی (مرحله n و مرحله $n+1$) تعریف می‌شود. تابع انتقال، حالت‌های ورودی در یک مرحله معین با متغیرهای تعیین شده را به خروجی تبدیل می‌کند. برای مرحله n تابع انتقال به‌صورت زیر می‌باشد:

$$\tilde{S}_n = (\tilde{X}_n, \tilde{H}_n) = (X_n, H_n) + (d_n^X, d_n^H) \quad (۱۷)$$

تابع انتقال، به متغیرهای حالت مقدار می‌دهد، که این امر امکان محاسبه ظرفیت گوره در هر مقطع را فراهم می‌نماید. این اطلاعات و قیود با یکدیگر استفاده قرار می‌شوند و یک فضای تصمیم امکان‌پذیر را در هر مقطع تعریف می‌کنند. ارزیابی مقادیر تابع هزینه به هدف طراحی بستگی دارد، تابع هدف

مورد نظر در این مطالعه حداقل کردن هزینه کل می‌باشد. حالت‌های ورودی در مرحله $n+1$ به متغیرهای ورودی در مرحله n بستگی دارد و محاسبه تابع هزینه به صورت بازگشتی انجام می‌شود. بیشترین و کمترین مقادیر عرض و ارتفاع برای گوره و همچنین مقدار افزایش در هر حالت مشخص می‌باشد. پس از مشخص کردن فضای حالت برای سیستم، مراحل بهینه‌سازی آغاز می‌شود. هنگامی که مراحل محاسباتی برای آخرین مرحله از سیستم کامل شد، هزینه مربوط به حالت خروجی در آخرین مرحله حداقل هزینه کل سیستم می‌باشد. سپس فرایند برنامه‌ریزی پویا ادامه پیدا می‌کند تا بهترین حالت سیستم مشخص شود.

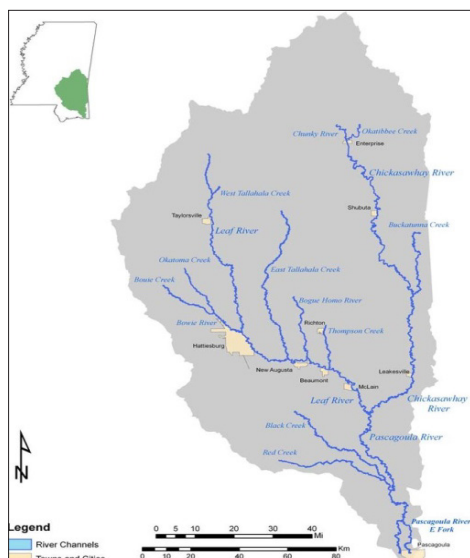
۵- برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی (DDDP)

Hall (۱۹۶۴) از گونه‌ای از مدل DP به نام برنامه‌ریزی پویای جزئی^۵ در مطالعات بهره‌برداری از مخزن استفاده نمود. سپس Heidari و همکاران (۱۹۷۱) این مدل را به صورت سیستماتیک ارائه کرد و آن را برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی (DDDP) نامید. DDDP یک روش تکراری است که معادله بازگشتی آن از برنامه‌ریزی پویا تبعیت می‌کند (Yen and Mays, ۱۹۷۵). از روش DDDP می‌توان به عنوان جایگزینی برای DP در طراحی گورها بهره برد. در این روش ابتدا یک مسیر اولیه^۶ فرض می‌شود و سپس در اطراف این مسیر اولیه با استفاده از ارتفاع‌های مختلف و حریم‌های عرضی گوناگون حالت‌های مختلف در نظر گرفته شده و راهرو^۷ رسم می‌شود. ادامه روند مانند برنامه‌ریزی پویا در داخل هر راهرو انجام می‌گیرد. پس از پیدا کردن مسیر بهینه در تکرار اول، از آن به عنوان مسیر آزمایشی اولیه (مسیر اولیه) در تکرار بعدی استفاده می‌شود و راهرو جدید حول این مسیر تشکیل می‌شود. این روند تا مسیر بهینه نهایی ادامه پیدا می‌کند، در این روند داخل راهرو افزایش مقدار حالت‌ها در مرز بالایی و پایینی مسیر به اندازه Δ_H و Δ_W می‌باشد، که منجر به تشکیل راهرو جدید می‌شود. این تکرارها (مشخص شدن جواب در هر بار تکرار و انتخاب این جواب به عنوان مسیر اولیه در مرحله بعد) تا زمانی که میزان کاهش تابع هدف (مجموع هزینه‌های ساخت و خسارات ناشی از سیلاب) حداقل شود، ادامه پیدا می‌کند یا به عبارتی جواب نهایی در دو مرحله متوالی یکسان باشد. جزییات این روش در شکل (۵) نشان داده شده است.

۶- ترکیب الگوریتم ژنتیک و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی (GA-DDDP)

یکی از روش‌های انعطاف‌پذیر جهت حل مسائل پیچیده، بهینه‌سازی مبتنی بر هوش جمعی می‌باشد که با الهام از

سیستم‌های بیولوژیکی و فیزیکی موجود در طبیعت به وجود آمده است. در این روش تعداد زیادی ذره در فضای مساله پخش شده و به طور همزمان به دنبال جواب بهینه می‌گردند. این روش‌ها را الگوریتم‌های تکاملی می‌نامند (Rao, ۲۰۰۹). در این میان، الگوریتم ژنتیک از اولین و موفق‌ترین الگوریتم‌های تکاملی محسوب می‌شود (Goldberg و Richardson, ۱۹۸۷). الگوریتم ژنتیک شامل عملگرهای کدگذاری^۱، ارزیابی^{۱۱}، انتخاب^{۱۲}، ترکیب^{۱۳} و جهش^{۱۴} است. ابتدا متغیرهای مساله کدگذاری می‌شوند. سپس در مرحله ارزیابی تابع برازندگی^{۱۵} از روی تابع هدف، هر رشته را با یک مقدار عددی ارزیابی می‌کند و کیفیت آن را مشخص می‌کند. هر چه کیفیت رشته جواب بیشتر باشد مقدار برازندگی جواب بیشتر است و احتمال مشارکت برای تولید نسل بعدی افزایش خواهد یافت. در مرحله انتخاب یک جفت از کروموزوم‌ها برگزیده می‌شوند تا با هم ترکیب شوند. در عملگر ترکیب نسل قدیمی کروموزوم‌ها با یکدیگر مخلوط و ترکیب می‌شوند و نسل تازه‌ای از کروموزوم‌ها را به وجود می‌آورند. به این ترتیب عملگر جهش جواب‌های ممکن دیگری را تولید می‌کند. این عملگر روی هر یک از کروموزوم‌های حاصل از عملگر ترکیب اثر می‌کند (Coley, ۱۹۹۹). در این مطالعه با هدف کاهش زمان حل محاسبات، مدل‌سازی انجام گرفته از طریق روش برنامه‌ریزی پویا، از روش دیگری که از ترکیب الگوریتم ژنتیک و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی به وجود آمده استفاده شده است، تا از مزایای این دو روش استفاده شود و نقاط ضعف آن‌ها نیز برطرف شود. اگرچه DDDP در محاسبه بسیار کارآمد است و می‌تواند یک راه حل همگرا ایجاد کند اما زمان زیادی برای پیدا کردن مسیر اولیه صرف می‌شود و همچنین دشواری این امر در مسائل پیچیده بسیار مشهود است. از سوی دیگر، GA می‌تواند بسیاری از پاسخ‌های خوب نزدیک به بهینه را تولید کند، اما برای به دست آوردن دقیق پارامترهای بهینه زمان زیادی لازم است. بنابراین باید به دفعات زیاد با تغییر پارامترها این الگوریتم اجرا شود تا به جواب بهینه دست یافت. رویکرد پیشنهادی GA-DDDP به این صورت است که ابتدا مدل بهینه‌سازی برای تعیین ابعاد گوره با توجه به تابع هدف و محدودیت‌ها از طریق الگوریتم ژنتیک حل می‌شود. چون برای پیدا کردن پارامترهای مناسب در این روش زمان اضافی لازم نیست، با استفاده از GA یک راه حل قابل قبول (صرف نظر از همگرایی) به دست خواهد آمد. سپس جواب به دست آمده از این قسمت شامل ارتفاع و فاصله گوره است به عنوان جواب اولیه (Initial Trajectory) در ساختار برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی وارد می‌شود. به این ترتیب تا زمانی که نتیجه نهایی حاصل شود، روند حل مانند حل مسئله عادی با روش DDDP ادامه پیدا می‌کند.



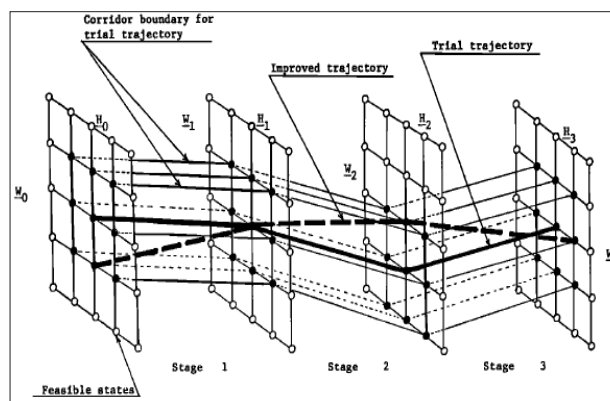
شکل ۶- موقعیت رودخانه لیف و شهر هاتیزبرگ در ایالت می‌سی‌سی‌پی (<https://www.researchgate.net>)



شکل ۷- بازه‌های در نظر گرفته شده در طول مسیر رودخانه (<https://www.usgs.gov>)

۱- داده‌های ورودی مدل

شکل (۸) منحنی فراوانی سیلاب را در محدوده مورد مطالعه نشان می‌دهد. دوره بازگشت ۵۰ سال به‌عنوان دوره بازگشت طراحی سیستم انتخاب شده است. دبی پیک متناظر با این دوره بازگشت برابر ۲۴۱۰ متر مکعب بر ثانیه می‌باشد.

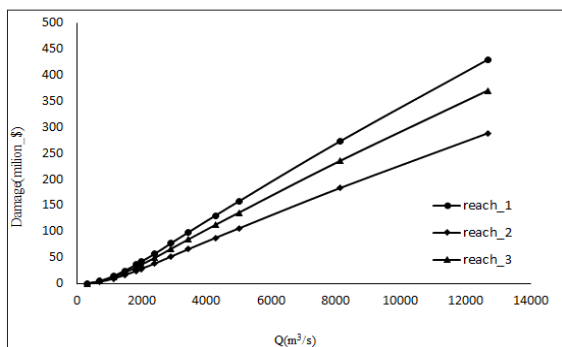


شکل ۵- مختصات مسیر و وراهر و ترسیم شده از DDDP برسیستم گوره (Mays و Tung، ۱۹۸۱)

مطالعه موردی

به‌منظور مدل‌سازی و بررسی نتایج حاصل از اجرای آن به اطلاعات مختلفی از جمله توابع فراوانی سیلاب، دبی-اشل و اشل-خسارت در منطقه پتانسیل خطر احتیاج است. به‌منظور انجام مطالعه موردی از داده‌های رودخانه لیف در شهر هاتیزبرگ ایالت می‌سی‌سی‌پی آمریکا استفاده شده است. اطلاعات این رودخانه توسط Corry و Jones (۱۹۸۱) و Behrouz و Alimohammadi (۲۰۱۶) و (۲۰۱۸) ارائه شده است. شهر هاتیزبرگ^{۱۶} چهارمین شهر بزرگ ایالت می‌سی‌سی‌پی در کشور آمریکا می‌باشد. جمعیت آن در سرشماری سال ۲۰۱۰ ایالات متحده برابر ۴۶۰۰۰ نفر بوده است. این شهر چندین مرتبه جاری شدن سیل را تجربه کرده است. از جمله این سیل‌ها، چهار سیل بزرگ در طول صد سال گذشته است.

برخی از این سیل‌ها (از جمله سیل سال ۱۹۶۱) خسارات قابل توجهی را به همراه داشتند. خسارت وارده از آن سیل در این ایالت بدون در نظر گرفتن نرخ تورم در حدود ۳٫۲۵ میلیون دلار برآورد شده است (Wilson، ۱۹۶۶). اکثر خسارات سیل در امتداد رودخانه لیف^{۱۷} و شاخه‌های متعدد آن از جمله رودخانه بوئی^{۱۸} رخ داده است. سیلاب‌دشت‌ها در شهر هاتیزبرگ نسبتاً توسعه یافته است و شامل ترکیبی از سازه‌های مسکونی و تجاری می‌باشند. به‌این‌دلیل وقوع سیل، خسارات جانی و مالی زیادی ایجاد می‌کند (Storm، ۲۰۱۲). شکل (۶) موقعیت شهر هاتیزبرگ و رودخانه لیف در ایالت می‌سی‌سی‌پی نشان می‌دهد. مدل‌سازی بر روی بازه‌ای از رودخانه به طول ۵۱۷۴ متر انجام شده است. این محدوده به سه بازه همگن به طول‌های $L_1=2042$ ، $L_2=1371$ و $L_3=1761$ متر تقسیم شده است. شکل (۷) بازه‌های در نظر گرفته شده در طول رودخانه را نشان می‌دهد.

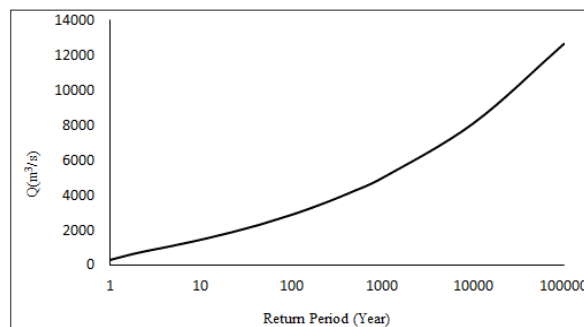


شکل ۱۰- منحنی‌های اشل-خسارت در بازه‌های اول، دوم و سوم

جدول ۲- داده‌های ورودی متغیر در مقاطع مختلف

پارامتر	مقطع-۱	مقطع-۲	مقطع-۳	مقطع-۴
m_2	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۵	۰/۰۲۵۵	۰/۰۰۲۱
m_3	۰/۱۳	۰/۱۲۹۷	۰/۲۱۷۲	۰/۱۶۳۵
m_4	۰/۰۵۶۵	۰/۱۰۵۰	۰/۲۱	۰/۴۲۵
m_5	۰/۰۲۸۶	۰/۱۲۹	۰/۰۱۰۴	۰/۰۱۲۷
b_0 (m)	۳۰/۴۸	۴۵/۷۶	۵۶/۲۶	۷۵/۸۹
d (m)	۳/۹۶	۴/۴۱۹	۷/۰۱	۵/۱۸
n_1	۰/۱۷۵	۰/۱۰۵	۰/۱۴	۰/۱۴
n_R	۰/۱۷۵	۰/۱۰۵	۰/۱۴	۰/۱۷۵
S	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۳

DP یک الگوریتم بهینه‌سازی گسسته است. بنابراین قبل از حل مدل لازم است متغیرهای حالت مسئله گسسته‌سازی شوند. در این مسئله متغیرهای حالت عبارتند از X_L ، H_L و X_R (با معلوم بودن این سه، مقدار H_R مشخص خواهد شد). مقادیر گسسته X_L و X_R عبارت است از ۲۰، ۳۰، ۴۰، ...، ۲۰۰ (هر کدام ۱۹ مقدار) و مقادیر گسسته ارتفاع H_L عبارت است از ۲، ۴، ۶، ...، ۲۰ (۱۱ مقدار) بنابراین در مجموع به تعداد $3971 (11 \times 19 \times 19)$ حالت وجود خواهد داشت (با معلوم بودن پارامترهای X_L ، H_L و X_R می‌توان H_R را محاسبه نمود). نحوه مدل‌سازی به این صورت است که ابتدا تمامی حالات ممکن برای مقادیر X_L ، H_L و X_R به عنوان ورودی برای هر چهار مقطع در نظر گرفته می‌شوند و بر اساس حالات به دست آمده کلیه مقادیر مانند دبی ورودی در هر مقطع، قیمت زمین، هزینه ساخت گور، میزان خسارت و مجموع هزینه‌ها برای تمامی حالات محاسبه شده سپس به شیوه برنامه‌ریزی پویای پس‌رو بر حسب هزینه‌های محاسبه شده، بهترین حالت مقادیر، ابتدا برای مقطع چهار، سپس مقطع سوم در ادامه برای مقطع دوم و در پایان برای مقطع اول به عنوان جواب بهینه انتخاب می‌شود. سپس سایر پارامترها مانند H_R و B_{levee} که تابعی از مقادیر X_L ، H_L و X_R هستند، محاسبه می‌شوند.

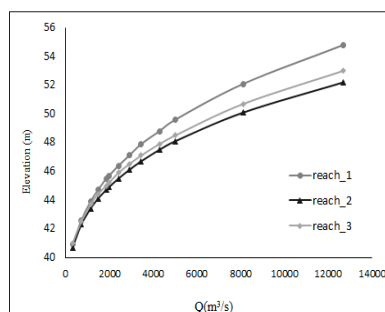


شکل ۸- منحنی دبی-فراوانی (دوره بازگشت) در بازه مورد مطالعه (Behrouz و Alimohammadi، ۲۰۱۶) باتوجه به مطالعات پیشین (Behrouz و Alimohammadi، ۲۰۱۶)

باتوجه به اینکه در بازه‌های مختلف این مدل مشخصات هیدرولیکی متفاوت لحاظ شده است، منحنی دبی اشل در هر بازه متفاوت خواهد بود. منحنی‌های دبی-اشل و اشل-خسارت در بازه‌های مختلف رودخانه در شکل‌های (۹ و ۱۰) ارائه شده است. سایر ورودی‌های مدل در جداول (۱ و ۲) آورده شده است (برای تعریف پارامترها در این جداول به شکل (۱) مراجعه شود). در این جدول $UPRC_{levee}$ و $UPRC_{land}$ به ترتیب هزینه واحد حجم ساخت گور و هزینه زمین در منطقه پتانسیل خطر، m_1 و m_6 شیب کناره‌های گور در کرانه چپ و راست رودخانه، B اندازه قاعده گور و n_m ضریب زبری مانینگ بستر رودخانه می‌باشد.

جدول ۱- داده‌های ورودی ثابت در همه بازه‌ها (مقاطع)

پارامتر	واحد	مقدار
$UPRC_{levee}$	(\$/m³)	۱۵
$UPRC_{land}$	(\$/m²)	۳
m_1	-	۲
m_6	-	۲
B	(m)	۴
n_m	-	۰/۰۳۵



شکل ۹- منحنی‌های دبی-اشل در بازه‌های اول، دوم و سوم (Behrouz و Alimohammadi، ۲۰۱۶)

نتایج حاصل از اجرای مدل در جدول (۳) ارائه شده است. هزینه لازم جهت اجرای سازه گوره با ابعاد بهینه در بازه اول، دوم و سوم به ترتیب برابر ۴۰۵۲۴۰، ۴۲۳۸۴۰ و ۶۷۲۸۱۰ دلار خواهد بود. لازم به ذکر است برای محاسبه هزینه مقطع معادل در هر بازه، خصوصیات هندسی بازه برابر میانگین خصوصیات هندسی مقاطع بهینه حاصل در ابتدا و انتهای آن بازه در نظر گرفته شده است (Mays و Tung، ۱۹۸۱).

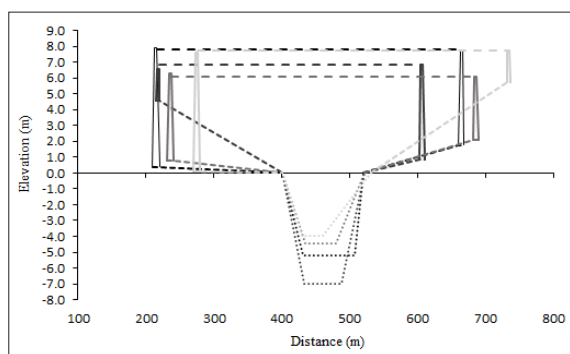
در حل به روش GA-DDDP ابتدا با استفاده از الگوریتم ژنتیک مدل حل شده، سپس از نتایج آن به عنوان مسیر اولیه در DDDP استفاده شده است. باتوجه به کاهش تعداد حالات ورودی مدل، می توان انتظار داشت ابعاد ماتریس های تشکیل شده برای محاسبه مقادیر هزینه و سایر مجهولات کاهش پیدا کرده و زمان اجرای مدل در الگوریتم جدید کاهش پیدا کند. اجرای مدل GA-DDDP نشان می دهد نتایج حاصل از این روش برابر نتایج به دست آمده از روش DP می باشد. زمان اجرای مدل GA-DDDP (۹۳۸ ثانیه) کمتر از زمان اجرای مدل DP (۸۴۱۶ ثانیه) می باشد. شکل های (۱۱ و ۱۲) ابعاد بهینه و جانمایی مقاطع در طول مسیر رودخانه را به صورت شماتیک نشان می دهند.

جدول ۳- ابعاد بهینه حاصل از مدل سازی

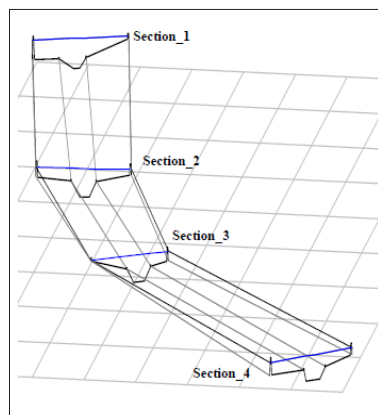
پارامتر	مقطع-۱	مقطع-۲	مقطع-۳	مقطع-۴
H_L (m)	۲	۴	۶	۶
H_R (m)	۷/۵	۵/۵	۲	۷/۵
H_M (m)	۷/۷	۶	۶/۸	۷/۷
X_L (m)	۲۰۰	۱۶۰	۸۰	۱۴۰
X_R (m)	۱۲۰	۱۶۰	۱۸۰	۱۸۰
Setback (m)	۳۵۰	۳۶۵	۳۳۱	۳۹۵
B_{levee}^L (m)	۶	۸	۱۰	۱۰
B_{levee}^R (m)	۱۱/۵	۹/۵	۶	۱۱/۵

میزان تاثیر این پارامترها بر نتایج خروجی بررسی شد. پارامترهای ورودی در نظر گرفته شده برای تحلیل حساسیت شامل $S, i, n, UPRC_{land}$ و $UPRC_{levee}$ می باشند. لازم به ذکر است در بین متغیرهای موجود مقادیر S, n و i به عنوان متغیر مستقل در نظر گرفته شده است و برای تولید مقادیر تصادفی برای این پارامترها از روش تولید اعداد تصادفی مستقل استفاده شده است. درحالی که، دو متغیر $UPRC_{land}$ و $UPRC_{levee}$ به هم وابسته بوده و با استفاده از روش تولید اعداد تصادفی وابسته این دو متغیر تولید شده است. باتوجه به توضیحات ذکر شده ۲۰ سناریو برای تولید پارامترهای یاد شده ایجاد شده که با گزینش این مقادیر به روش نمونه گیری لاتین هایپرکیوب در کنار یکدیگر ۲۰ سناریوی متفاوت برای مقادیر ورودی مدل حاصل شده و مدل به اجزای هر یک از این سناریوها اجرا شده است.

در ادامه، میزان حساسیت پارامترهای X_L, H_L و $Cost$ و $Setback$ به پارامترهای ورودی بررسی شد. نتایج نشان داد، تغییر پارامترهای $UPRC_{land}$ و $UPRC_{levee}$ به ترتیب بیشترین تاثیر را در تعیین نتایج خروجی دارد. تابع توزیع تجمعی تکمیلی (CCDF) برای پارامترهای ورودی در شکل (۱۳) نشان داده شده است.



شکل ۱۱- ابعاد بهینه گوره در مقاطع مختلف

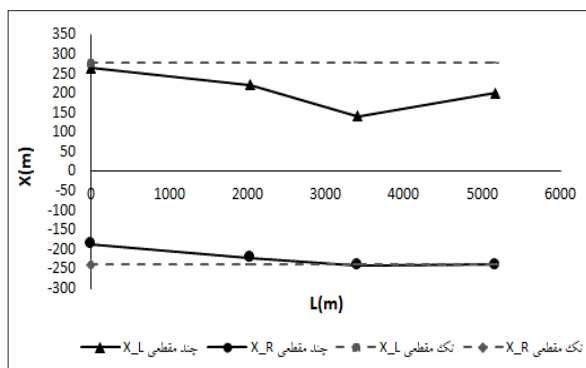


شکل ۱۲- جانمایی گوره ها در طول مسیر رودخانه

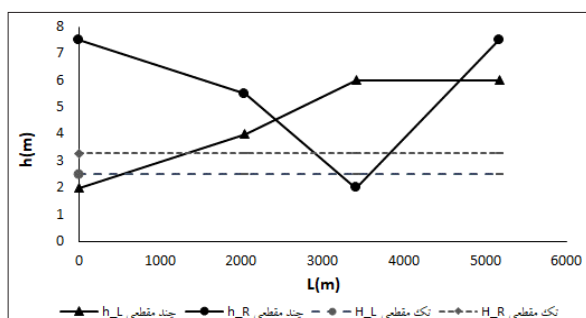
در جدول (۳) H_R و H_L به ترتیب ارتفاع گوره در ساحل سمت چپ و راست رودخانه می باشد، H_M فاصله لبه رودخانه تا بالای گوره، X_R و X_L فاصله لبه گوره تا پای رودخانه به ترتیب در ساحل چپ و راست، $Setback$ مقدار عقب نشینی گوره از کرانه رودخانه B_{levee}^L و B_{levee}^R اندازه قاعده گوره در سمت چپ و راست رودخانه می باشد.

در ادامه، به منظور تحلیل حساسیت داده های ورودی بر نتایج خروجی با استفاده از روش مونت کارلو و استفاده از روش های تولید اعداد تصادفی، تعدادی سناریوی مختلف ایجاد شده و با بررسی نتایج حاصل از اجرای این سناریوها در مدل بهینه سازی

هزینه‌های برآورد شده برای ساخت گوره در حالت تک‌بازه‌ای در حدود ۱/۹ میلیون دلار می‌باشد، درحالی‌که این رقم برای حالت چندبازه‌ای در حدود ۱/۵ میلیون دلار حاصل شده است.

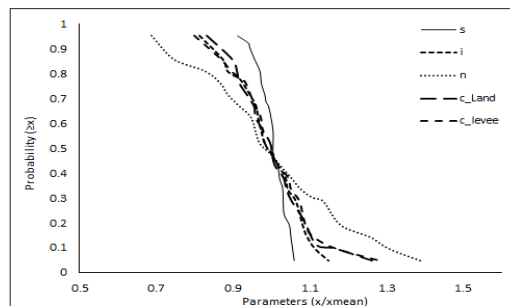


شکل ۱۴- مقادیر فاصله گوره از لبه رودخانه در سمت چپ و راست در حالت تک‌بازه‌ای و چندبازه‌ای



شکل ۱۵- مقادیر ارتفاع گوره در سمت چپ و راست در حالت تک‌بازه‌ای و چندبازه‌ای

از ابتدای بازه اول تا انتهای بازه سوم به‌دست آمده است. تابع هدف مدل بهینه‌سازی حداقل کردن هزینه کل شامل هزینه‌های ساخت گوره، ارزش زمین در منطقه پتانسیل خسارت و خسارات باقیمانده (ناشی از سیلاب‌های با دوره بازگشت بالاتر از سیلاب طراحی که در این مطالعه دوره بازگشت ۵۰ سال در نظر گرفته شده است)، می‌باشد. کدنویسی مدل بهینه‌سازی، در نرم افزار Matlab انجام شده است. به علت متفاوت در نظر گرفتن مقطع سیلاب‌دشت در دو طرف رودخانه و همچنین مقطع اصلی رودخانه، نتایج به‌دست آمده برای ارتفاع گوره در ساحل چپ و راست و میزان عقب‌نشینی گوره در دو ساحل مقادیر متفاوتی از یکدیگر می‌باشد. مدل‌سازی ابتدا بر اساس الگوریتم برنامه‌ریزی پویای کلاسیک انجام شده و سپس از ترکیب برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی و الگوریتم ژنتیک برای حل مدل استفاده شده



شکل ۱۳- منحنی CCDF مربوط به پارامترها

برای مقایسه تأثیر چندبازه‌ای در نظر گرفتن رودخانه با حالت ساده‌تر تک‌بازه‌ای، نتایج مدل فعلی با مدل بهینه‌سازی تک‌بازه‌ای که توسط Behrouz و Alimohammadi (۲۰۱۶) ارائه شده، مقایسه شد. نتایج این مطالعه و مشخصات مقطع معادل در جدول (۴) ارائه شده است.

جدول ۴- ابعاد گوره در مدل تک‌بازه‌ای Behrouz و Alimohammadi (۲۰۱۶)

پارامتر	مقدار	پارامتر	مقدار
H_L (m)	۲/۴۶	X_R (m)	۱۷۸
HR (m)	۳/۲۸	B_{levee}^L (m)	۶/۴۶
H_M (m)	۴/۶۶	B_{levee}^R (m)	۷/۲۸
X_L (m)	۲۱۶	Setback (m)	۴۳۲

شکل‌های (۱۴ و ۱۵) ابعاد گوره در دو حالت تک‌بازه‌ای و چندبازه‌ای را نشان می‌دهند. نتایج نشان می‌دهد مجموع

نتیجه‌گیری

هدف اصلی این مقاله تهیه یک مدل بهینه‌سازی برای تعیین ابعاد بهینه طرح کنترل سیلاب (سازه گوره) می‌باشد بر این اساس لازم است هزینه‌های مورد استفاده در طرح کمینه باشد. در این مطالعه، سعی بر آن است که طرح از لحاظ هزینه و زمان حل مدل بهینه شود. نوآوری مشخص این مقاله ترکیب الگوریتم ژنتیک و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی در طراحی سازه‌های کنترل سیلاب می‌باشد. برخلاف اغلب مطالعات پیشین که در آن‌ها جزئیات مختلف مقاطع لحاظ نمی‌شود، در توسعه مدل‌های این مطالعه با توجه به هندسه واقعی مسئله جزئیات بیشتری در نظر گرفته شده است. در این مطالعه، طول رودخانه به‌صورت سه بازه متوالی در نظر گرفته شده است و به همین دلیل ابعاد بهینه برای چهار مقطع

رودخانه باعث کاهش هزینه‌های اجرایی طرح شده است. لازم به ذکر است برای طراحی به این روش به اطلاعات جامعی در خصوص مشخصات رودخانه نظیر ضریب زبری مانینگ و هزینه‌های اراضی مجاور، و ... نیاز می‌باشد و از یک سو چون این سازه‌ها در حریم رودخانه احداث می‌شوند. در صورتی که مسایل مربوط به حریم و بستر رودخانه رعایت نشده باشد کاربرد این روش‌ها با مشکل مواجه خواهد بود.

ty analysis of flood control measures including epistemic and aleatory uncertainties: Probability theory and evidence theory. *Journal of Hydrologic Engineering*, 23(8): 04018033.

Cheng C., Wang S., Chau K. W. and Wu X. 2014. Parallel discrete differential dynamic programming for multireservoir operation. *Environmental modelling & software*, 57: 152-164.

Chow V.T., Maidment D.R. and Tauxe G.W. 1975. Computer time and memory requirements for DP and DDDP in water resource systems analysis. *Water Resources Research*, 11(5): 621-628.

Coley D.A. 1999. An introduction to genetic algorithms for scientists and engineers. World Scientific Publishing Company, university of Exeter South West England, United Kingdom.

Corry M.L. and Jones J.S. 1981. Design of Encroachments on Flood Plains Using Risk Analysis, Appendix A, Risk Analysis Sample Problem-U.S.11 Crossing Leaf River at Hattiesburg, Ms.

Feng Z.K., Niu W.J., Cheng C. T. and Liao S.L. 2017. Hydropower system operation optimization by discrete differential dynamic programming based on orthogonal experiment design. *Energy*, 126: 720-732.

Florsheim J.L. and Dettinger M.D. 2007. Climate and floods still govern California levee breaks. *Geophysical Research Letters*, 34(22): L22403, doi:10.1029/2007GL031702, 2007

Goldberg D.E. and Richardson J. 1987. Genetic algorithms with sharing for multimodal function optimization. In *Genetic algorithms and their applications: Proceedings of the Second Interna-*

است. نتایج حاصل از اجرای مدل نشان می‌دهد ترکیب الگوریتم ژنتیک و برنامه‌ریزی پویای گسسته دیفرانسیلی باعث صرفه‌جویی قابل ملاحظه‌ای در زمان و هزینه محاسبات شده است. زمان لازم برای اجرای مدل DP کلاسیک برابر ۸۴۱۶ ثانیه و برای مدل ترکیبی GA-DDDP برابر ۹۳۸ ثانیه بوده است. همچنین مقایسه نتایج حاصل از مدل‌سازی تک بازه‌ای و سه بازه‌ای بیانگر این است که در نظر گرفتن سه بازه در طول

پی‌نوشت

- 1- Risk-based
- 2- Genetic Algorithm (Ga)
- 3- Discrete Differential Dynamic Programming (DDDP)
- 4- Dynamic Programming (DP)
- 5- Bellman
- 6- Expecred Annual Damage
- 7- Incremental Dynamic Programming
- 8- Initial trajecrory
- 9- Corridor
- 10- Encoding
- 11- Fitness value
- 12- Selection
- 13- Crossover
- 14- Mutation
- 15- Fitness Function
- 16- Hattiesburg
- 17- Leaf
- 18- Bouie
- 19- Latin Hypercube Sampling
- 20- Complementary Cumulative Distribution Function

منابع

علیمحمدی، س.، رفیعی انزاب، ن. و مرادی، م. ۱۳۹۲. طراحی خاکریزهای کنار رودخانه (گوره‌ها) به روش آنالیز ریسک، مجله آب و فاضلاب، ۲۵(۸۹): ۹۵-۱۱۰.

Behrouz M. and Alimohammadi S. 2016. Risk-based design of flood control systems considering multiple dependent uncertainties. *Water resources management*, 30(13): 4529-4.

Behrouz M. and Alimohammadi S. 2018. Uncertain-

- crete differential dynamic programming for optimization of large-scale hydropower system. *Energy Conversion and Management*, 84: 363-373.
- Mays L.W. and Yen B.C. 1975. Optimal cost design of branched sewer systems. *Water Resources Research*, 11(1): 37-47.
- Rao S.S. 2009. *Engineering optimization: theory and practice*. John Wiley & Sons. university of miami Caral gables, Florida.
- Shafiei M., Bozorg Haddad O. and Afshar A. 2005. GA in optimizing Ajichai flood levee's encroachment. *Proceedings of the 6th WSEAS Int. Conf. on EVOLUTIONARY COMPUTING*, Lisbon, Portugal, June 16-18, 2005: 392-399.
- John B. Storm 2012. *Flood-Inundation Maps for the Leaf River Hattiesburg*, Mississippi, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia
- Tospornsampan J., Kita I., Ishii M. and Kitamura Y. 2005. Optimization of a multiple reservoir system operation using a combination of genetic algorithm and discrete differential dynamic programming: a case study in Mae Klong system, Thailand. *Paddy and Water Environment*, 3(1): 29-38.
- Tung Y.K. and Mays L.W. 1981. Optimal risk based design of flood levee systems. *Water Resources Research*, 17(4): 843-852.
- U.S.Army Corps of Engineers. 1991. *Hydraulic Design of Flood Control Channels*.
- Wilson K.V. 1966 *Flood frequency of streams in Jackson, Mississippi*, open file report, 6 pp., U.S. Geol. Surv., Jackson, Miss.
- Yakowitz S. 1982. Dynamic programming applications in water resources. *Water resources research*, 18(4): 673-696.
- Zhu T. and Lund J.R. 2009. Up or out? economic-engineering theory of flood levee height and setback. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(2): 90-95.
- <https://www.researchgate.net/>
- <https://pubs.usgs.gov/sim/3228/>
- tional Conference on Genetic Algorithms (41-49). Hillsdale NJ: Lawrence Erlbaum.
- Hall W.A. 1964. Optimum design of a multiple-purpose reservoir, *Journal of the Hydraulics Division*, 1964,90(4): 141-149
- Heidari M., Chow V.T., Kokotović P. V. and Meredith D. D. 1971. Discrete differential dynamic programming approach to water resources systems optimization. *Water Resources Research*, 7(2): 273-282.
- Hillier F.S. and Lieberman G.J. 2012. *Introduction to operations research*. McGraw-Hill Science, Engineering & Mathematics. Published by the Tata McGraw Hill Education Private Limited, 7 West Patel Nagar, New Delhi 110 008, Typeset at The Composers, 260, C.A. Apt., Paschim Vihar, New Delhi 110 063 and printed at India Binding House, A-98, Sector - 65, Noida, U.P.
- Hsieh C.D. and Yang W.F. 2007. Optimal nonpoint source pollution control strategies for a reservoir watershed in Taiwan. *Journal of environmental management*, 85(4): 908-917.
- Huang W.C., Yuan L.C. and Lee C.M. 2002. Linking genetic algorithm with stochastic dynamic programming to the long-term operation of a multireservoir system. *Water Resources Research*, 38(12): 1-40.
- Hui R., Jachens E. and Lund J. 2016. Risk-based planning analysis for single levee. *Water Resources Research*, 52(4): 2513-2528.
- Jamshidi M. and Heidari M. 1977. Application of dynamic programming to control Khuzestan water resources system. *Automatica*, 13(3): 287-293.
- Kai W., Deyi C. and Zhaohui Y. 2016. Flood control and management for the transitional Huaihe River in China. *Procedia Engineering*, 154(2016): 703-709.
- Li G. and Matthew R.G. 1990. New approach for optimization of urban drainage systems. *Journal of Environmental Engineering*, 116(5): 927-944.
- Li C., Zhou J., Ouyang S., Ding X. and Chen L. 2014. Improved decomposition-coordination and dis-

Article Type: Conceptual

نوع مقاله: مفهومی

A Framework for Indicator-Based Water Sustainability Assessment

S. Samani^{1*}, R. Roozbahani², A. Kavooosi Heydari³,
H. Kardan Moghaddam⁴

1,2,3&4- PhD in Hydrogeology, PhD in Water Management, PhD in Hydrogeology & PhD in Water Engineering, Research Assistant Professor, Water Research Institute, Ministry of Energy, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: : s.samani@wri.ac.ir)

Received: 26-05-2019

Accepted: 19-10-2019

ارائه چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی از طریق شاخص

سعیده سامانی^{۱*}، رضا روزبهانی^۲، علیرضا کاوسی حیدری^۳،
حمید کاردان مقدم^۴

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دکتری هیدروژئولوژی، دکتری منابع آب، دکتری هیدروژئولوژی و دکتری مهندسی آب، استادیار پژوهشی، موسسه تحقیقات آب، وزارت نیرو، تهران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: s.samani@wri.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۰۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۷/۲۷

Abstract

In order to preserve aquifers, their sustainability assessment against current and future stresses is of vital importance. For this purpose, groundwater sustainability indicators are introduced as measurable variables to provide groundwater system information in a comprehensive way. The indicators can be also served as useful tools to assess sustainability of these natural resources. It should be noted that these indicators are applied to identify sustainability over time (exploitation period) and are not designated to resolve the problem. Every sustainability indicator describes a specific aspect of groundwater systems. These indicators assess groundwater resources sustainability, based on the measurable data to provide information on the quantity and quality of the resources (status and current trends), as well as focusing on social (groundwater accessibility, exploitation and utilisation), environmental (vulnerability and pollution), political, economic, and managerial aspects of the resources. The main objective of this paper is to set up a framework to evaluate the sustainability of groundwater resources, in order to ensure the implementation of sustainable groundwater management across the country and to inform the decision and policymakers on the state of sustainability for a specified groundwater resource. In this regard, 21 indicators are presented in the framework of DPSIR in six categories of quantity and quality, environmental, social, economic, and political aspects of groundwater. With the purpose of integrating the indicators to reach the final number of sustainability, the categorical scaling method has been used with a minimum score of zero (least stable) and a maximum score of 100 (maximum sustainability), and each indicator is divided into five categories.

Keywords: Sustainability assessment, Indicators, Development and exploitation, Groundwater resource.

چکیده

به منظور حفظ و بقای آبخوان‌ها، ارزیابی پایداری آن‌ها در برابر وقایع و تنش‌های کنونی و آینده، ضروری است. بدین منظور شاخص‌های پایداری منابع آب زیرزمینی به عنوان متغیرهای قابل اندازه‌گیری جهت ارائه اطلاعات مربوط به وضعیت سیستم آب زیرزمینی به صورت قابل درک، معرفی می‌گردند. لازم به ذکر است که شاخص‌های پایداری ابزار بسیار مفید برای پایش و ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی در طول زمان (دوره بهره‌برداری) هستند و برای حل مشکل ناپایداری به کار نمی‌روند. هر کدام از شاخص‌های پایداری آب زیرزمینی یک جنبه خاص از سیستم‌های آب زیرزمینی را توصیف می‌کند. این شاخص‌ها، در ارزیابی پایداری آب زیرزمینی بر اساس داده‌های قابل اندازه‌گیری و قابل مشاهده، اطلاعاتی در مورد کمیت و کیفیت منابع آب زیرزمینی (وضعیت و روند موجود) را ارائه می‌دهند و بر روی مسائل اجتماعی (دسترسی آب زیرزمینی، بهره‌برداری و استفاده)، محیط‌زیست (آسیب‌پذیری و آلودگی) و جنبه‌های سیاسی و اقتصادی مدیریت منابع آب زیرزمینی تمرکز دارند. هدف اصلی از این مقاله ارائه چارچوبی جهت ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی در راستای اطمینان از اجرای مدیریت پایدار آب زیرزمینی در سراسر کشور و مطلع کردن تصمیم‌گیرندگان و توسعه‌دهندگان سیاست در مورد وضعیت پایداری آب‌های زیرزمینی می‌باشد. در این راستا ۲۱ شاخص در ۶ بخش کمی آب زیرزمینی، کیفی آب زیرزمینی، محیط‌زیستی، اجتماعی، اقتصادی و سیاسی در قالب چارچوب DPSIR ارائه شده است. جهت یکسان‌سازی نتایج شاخص‌ها و ادغام شاخص‌ها برای رسیدن به عدد نهایی پایداری، از روش مقیاس طبقه‌بندی با حداقل امتیاز صفر (کمترین پایداری) و حداکثر امتیاز صد (بیشترین پایداری) استفاده گردیده است و هر شاخص به پنج دسته طبقه‌بندی شده است.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی پایداری، شاخص، توسعه و بهره‌برداری، منابع آب زیرزمینی.

تشکیل داده شد؛ این گروه مجموعه‌ای از شاخص‌های آب زیرزمینی را، توسعه دادند (Lipponen, ۲۰۰۷). در ضمن در سال ۲۰۱۰، کمیته مدیریت آب (WMC)^۴ شرکت مشاوره زمین‌شناسی Gordon را برای توسعه رویکرد مقدماتی و ارائه چارچوب جهت ارزیابی پایداری آب‌های زیرزمینی به کار گرفت (Gordon, ۲۰۱۱). همه این شاخص‌ها یک هدف مشابه برای اندازه‌گیری پایداری دارند که می‌تواند برای کمک به تصمیم‌گیرندگان و سایر ذینفعان در دستیابی به پایداری استفاده شود. علاوه بر این، شاخص‌ها می‌توانند برای ارزیابی میزان پیشرفت پایداری، مورد استفاده قرار گیرند. شاخص‌های ارزیابی منابع آب زیرزمینی ارائه شده در منابع مختلف روی کمیت منابع آب زیرزمینی، بیلان، کاهش سطح آب زیرزمینی، حجم بهره‌برداری، تغذیه آب زیرزمینی، ارتباط آب‌های زیرزمینی با آب‌های سطحی، به علاوه فاکتورهای مربوط به کیفیت، آلودگی و وضعیت دمای آب زیرزمینی، آسیب‌پذیری ذاتی، وسعت آلودگی، وضعیت شبکه پایش (تراکم چاه‌های مشاهداتی)، وابستگی جمعیت به منابع آب زیرزمینی، تنوع زیستی و فعالیت‌های بیولوژیکی، تغییر در کاربری زمین، فرونشست زمین و ردپای آب زیرزمینی، متمرکز هستند (Hosseini و همکاران، ۲۰۱۹؛ Anbazhagan و Jothbasu, ۲۰۱۶؛ Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵؛ Mattas و همکاران، ۲۰۱۴). به عنوان مثال شاخص زیربنایی پایداری آب زیرزمینی (GSII)^۵ توسط Pandey و همکاران در سال ۲۰۱۱ به عنوان ابزاری برای ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی تعریف شده است. Bui و همکاران در سال ۲۰۱۶، یک سری شاخص‌های محیط‌زیستی را جهت ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی معرفی نموده‌اند. Bui و همکاران در سال ۲۰۱۸ در تحقیقی دیگر به ارزیابی پایداری اجتماعی منابع آب زیرزمینی از طریق معرفی یک سری شاخص در این زمینه پرداخته‌اند. با این وجود شاخص‌های ارائه شده به ندرت به صورت هدفمند و در قالب یک چارچوب کلی برای ارزیابی وضعیت پایداری منابع آب زیرزمینی به کار گرفته شده‌اند. جمع‌بندی مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که در ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی باید پنج هدف اصلی جلوگیری از کاهش منابع آب زیرزمینی (کمیت آب‌های زیرزمینی)، حفاظت آب‌های زیرزمینی از آلودگی (کیفیت آب زیرزمینی)، حفاظت از حیات اکوسیستم، دستیابی به رفاه اقتصادی و اجتماعی و اعمال مدیریت مناسب، دنبال گردد (Gordon, ۲۰۱۱). هدف اصلی این مقاله، ارائه چارچوبی جهت ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی مبتنی بر شاخص، جهت ارزیابی توسعه و بهره‌برداری پایدار از این منابع است. محاسبه این شاخص‌ها امکان اطمینان از اجرای مدیریت پایدار آب زیرزمینی در سراسر کشور و مطلع کردن تصمیم‌گیرندگان و توسعه دهندگان سیاست در مورد وضعیت پایداری آب‌های زیرزمینی را فراهم می‌نماید. در این راستا شاخص‌های ارزیابی پایداری جهت بررسی کمیت،

آب‌های زیرزمینی در بسیاری از مناطق جهان مهم‌ترین منبع تأمین آب هستند که برای مصرف آب شرب، کشاورزی، صنعت و اکوسیستم‌های مرتبط به کار می‌روند. با این حال، فقدان کنترل فعالیت‌های انسانی بر روی آن و تغییرات اقلیمی می‌تواند باعث تخریب این منابع با ارزش گردد. از سوی دیگر، تغییرات کمیت و کیفیت آب زیرزمینی در روندی بسیار آهسته و نامشهود صورت می‌گیرد. بنابراین، ارزیابی رفتار سیستم آبخوان و تغییرات آن در زمان، چالشی غیرقابل اجتناب برای اطمینان از استفاده آب‌های زیرزمینی در یک مسیر پایدار است. با توجه به پتانسیل و اطمینان‌پذیری منابع آب زیرزمینی جهت تأمین آب، بخصوص در مناطق خشک کشور، بهره‌برداری از این منابع در دو دهه اخیر رشد شایانی داشته است. این افزایش برداشت به همراه عدم مدیریت صحیح، مشکلات متعدد کمی و کیفی در کشور از جمله افت سفره و کاهش حجم آبخوان (Du و همکاران، ۲۰۱۳؛ Campos-Gaytan و همکاران، ۲۰۱۴)، کاهش کیفیت آب (Zhai و همکاران، ۲۰۱۳؛ Pophare و همکاران، ۲۰۱۴)، تهاجم جبهه‌های آب شور ساحلی و کویری (Werner و همکاران، ۲۰۱۳؛ Kardan moghaddam و Banihabib, ۲۰۱۷)، افزایش هزینه‌های استحصال آب و نشست زمین (Zhang و همکاران، ۲۰۱۴؛ Jafari و همکاران، ۲۰۱۵) را به همراه داشته است. همچنین بحران منابع آب زیرزمینی، علاوه بر مشکلات بیان شده سبب بروز بحران‌های سیاسی و اجتماعی نیز می‌گردد؛ لذا جهت بهره‌برداری مطمئن از آبخوان بخصوص در شرایط توسعه، شناخت وضعیت فعلی و آتی آبخوان، همچنین ارزیابی وضعیت پایداری آن، بسیار حائز اهمیت است. یکی از معیارهای ارزیابی پایداری و شناخت وضعیت آبخوان، ارائه شاخص است. شاخص یک معیار آماری است که تغییرات نسبی یک یا چند متغیر را نشان می‌دهد. استفاده از شاخص می‌تواند، شناسایی وضعیت سیستم، عوامل تأثیرگذار در شرایط سیستم، تصمیم‌گیری و اولویت‌بندی را برای متولیان آب فراهم سازد (Juwana و همکاران، ۲۰۱۲). به کارگیری شاخص‌های پایداری برای سیستم منابع آب زیرزمینی، شامل شناسایی سیستم، فرآیند انتخاب شاخص، توسعه رابطه شاخص و استفاده واقعی از شاخص برای سنجش ابعاد مختلف پایداری منابع آب زیرزمینی می‌باشد.

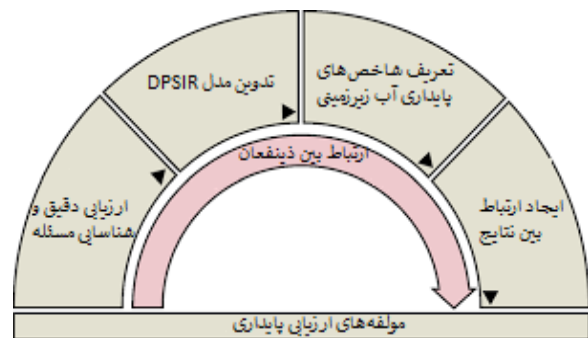
شاخص‌های ارزیابی وضعیت پایداری منابع آب زیرزمینی در چند دهه اخیر، بسیار مورد توجه برنامه‌ریزان و سیاست‌گذاران این حوزه بوده است. جهت شناسایی و توسعه شاخص‌ها در زمینه کلی ارزیابی منابع آب زیرزمینی در سال ۲۰۰۷، پس از معرفی چارچوب DPSIR توسط سازمان بین‌المللی، گروهی از کارشناسان و متخصصان از یونسکو، برنامه بین‌المللی هیدروژئوژیک (IHP)^۱، آژانس بین‌المللی انرژی اتمی (IAEA)^۲ و انجمن بین‌المللی هیدروژئولوژی (IAH)^۳

کیفیت، امنیت و پایداری منابع آب زیرزمینی به عنوان یک منبع استراتژیک برای زندگی (برای مصارف شرب و سایر اهداف بهداشتی) و توسعه اقتصادی (به عنوان مثال کشاورزی، صنعت) و مولفه مهم در بهبود اکوسیستم طبیعی، معرفی می‌گردد. این چارچوب ارزیابی پایداری به عنوان یک ابزار جهت سنجش میزان موفقیت پروژه‌های طرح احیا و تعادل بخشی منابع آب زیرزمینی کشور (که مشتمل بر ۱۵ پروژه اجرائی است و در جلسه پانزدهم شورای عالی آب کشور در تاریخ ۲۵ شهریور ۱۳۹۳ تصویب و سپس عملیاتی گردیده) قابل کاربرد است.

مواد و روش‌ها

• معرفی چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی

مهندسین مشاور Gordon (۲۰۱۱) اولین بار روش GSAA^۶ را برای ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی معرفی نموده‌اند (شکل ۱). در طرح پیشنهادی ایشان، شناسایی و کمی نمودن شاخص‌ها به عنوان نقطه اصلی برای ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی در نظر گرفته شده است.



شکل ۱- مؤلفه‌های ارزیابی پایداری

مراحل و چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی به شرح زیر بیان می‌شود:

۱- ارزیابی دقیق^۷ و شناسایی مسئله^۸: این مرحله به عنوان نقطه شروع در ارزیابی، جهت توصیف وضعیت فعلی مهم است. در توصیف وضعیت فعلی، باید یک رابطه بین موقعیت موجود و هر یک از پنج هدف پایداری آب زیرزمینی، برقرار گردد. در این مرحله از ارزیابی در نظر گرفتن خطرات احتمالی و اولویت‌های اجرایی، می‌تواند مفید واقع شود.

۲- تدوین مدل DPSIR (نیروی محرکه- فشار-وضعیت- تأثیر- پاسخ)^۹: تدوین یک چارچوب جهت سازمان‌دهی اطلاعات و اجرای پروژه‌های ارزیابی پایداری آب زیرزمینی ضروری می‌باشد. مدل DPSIR، یک چارچوب مفید برای تهیه یک مدل منطقی به منظور ارزیابی و پایش پایداری منابع آب در طول زمان

می‌باشد (Kristensen, ۲۰۰۳) (شکل ۲). اجزای مدل DPSIR شامل موارد زیر است (Lipponen, ۲۰۰۷):

- **شاخص نیروی محرکه (D)**: شاخصی است که تحولات اجتماعی، جمعیتی و اقتصادی در جوامع و تأثیرات آن را روی شیوه زندگی، سطح کلی مصرف و الگوهای تولید را توصیف می‌کند. گزینه‌های مدیریتی جدید اعمال شده در راستای بهبود وضعیت، تغییر اقلیم و رشد جمعیت، به عنوان نیروی محرکه در سیستم آبخوان محسوب می‌شوند.

- **شاخص فشار (P)**: این شاخص تحولات مرتبط با فعالیت‌های انسانی که از منابع آب زیرزمینی استفاده می‌کنند و منجر به ورود آلاینده‌ها به منابع آب زیرزمینی می‌شود را شرح می‌دهد. افزایش تقاضا، تغییر سطح آب زیرزمینی و تغییر کیفیت آب زیرزمینی به عنوان عوامل فشار بر آبخوان محسوب می‌شوند.

- **شاخص وضعیت (S)**: شاخصی است که آب‌های زیرزمینی را از لحاظ پدیده‌های فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی در یک منطقه خاص توصیف می‌کند. در این مرحله از مدل، از طریق محاسبه شاخص‌ها، وضعیت فیزیکی و شیمیایی محدوده مطالعاتی مشخص می‌گردد.

- **شاخص تأثیر (I)**: شاخصی است که تأثیر تغییرات در وضعیت پایداری سیستم‌های آب زیرزمینی را توضیح می‌دهد.

- **شاخص پاسخ (R)**: شاخصی است که به واکنش گروه‌ها و افراد جامعه و نیز تلاش‌های دولت برای جلوگیری، جبران، بهبود و یا سازگاری با تغییرات در وضعیت سیستم‌های آب زیرزمینی، اشاره دارد.

جهت روشن شدن این مدل در قالب یک مثال می‌توان آن را تدوین کرد: در صورتی که در یک آبخوان بعد از محاسبه شاخص‌های پایداری، از لحاظ کمی وضعیت ناپایدار تشخیص داده شود، در طرح مدیریتی پایدار، به عنوان مثال اعمال طرح تغذیه مصنوعی می‌تواند به عنوان یک گزینه مدیریتی جدید پیشنهاد گردد. این طرح مدیریتی جدید در مدل DPSIR به عنوان شاخص نیروی محرکه در نظر گرفته می‌شود. بعد از اعمال طرح پیشنهادی، جهت مشاهده میزان موفقیت طرح در طول زمان، نیاز به محاسبه مجدد شاخص‌های پایداری می‌باشد. از طریق شاخص‌های معرف فشار، میزان تغییرات اعمال شده در آبخوان تحت تأثیر طرح تغذیه مصنوعی، از طریق شاخص‌های وضعیت، تعیین وضعیت فیزیکی و شیمیایی محدوده مطالعاتی در طول زمان، از طریق شاخص‌های تأثیر، میزان تأثیر تغییرات در دستیابی به پایداری آبخوان، سنجیده می‌شود. در صورت مشاهده وضعیت پایداری، گزینه مدیریتی اعمال شده به عنوان گزینه مناسب تلقی شده و پایش پایداری در طول زمان جهت اطمینان از دستیابی و حفظ وضعیت مطلوب، ادامه پیدا خواهد کرد و در غیر این صورت نیاز به اعمال طرح جدید مدیریتی و شروع مجدد چرخه در ارزیابی وضعیت پایداری می‌باشد.

۳- تعریف شاخص‌های پایداری آب زیرزمینی: شاخص‌های پایداری برای هر جزء از چارچوب مدل DPSIR قابل تعریف می‌باشند. از طریق پاسخ به سوالات زیر می‌توان شاخص‌های جدید را توسعه داد و آن‌ها را در چارچوب DPSIR به کار برد. وضعیت فعلی آب‌های زیرزمینی چگونه است؟ چرا این وضعیت به وجود آمده است؟ چه اقداماتی برای سیستم مورد نیاز است؟ شاخص‌های وضعیت و تأثیر، جوابگوی سوال اول، شاخص فشار و نیروی محرکه، جوابگوی سوال دوم، و شاخص‌های پاسخ، جوابگوی آخرین سوال خواهد داد. در این مطالعه جهت ایجاد یکپارچگی در شاخص‌ها از روش مقیاس طبقه‌بندی، استفاده شده است. در این روش، برای شاخص‌ها بر اساس معیارهای عددی (ارزش‌ها از ۱ تا ۵) یا کیفی (مانند "بسیار خوب"، "خوب"، یا "ضعیف") مقیاس، تعیین می‌گردد. برای محاسبه امتیاز شاخص‌ها حداقل امتیاز صفر (کمترین پایداری) و حداکثر امتیاز ۱۰۰ (بیشترین پایداری) استفاده شده است و هر شاخص به ۵ دسته طبقه‌بندی شده است.

۴- ایجاد ارتباط بین نتایج: ابزارهای ارتباطی متعددی برای ارتباط نتایج در پروژه ارزیابی پایداری آب وجود دارد که در این جا به دو مورد از آنها اشاره می‌شود:

الف) ترکیب و ادغام ابعاد مختلف شاخص‌های ارزیابی پایداری: شاخص‌ها را می‌توان در یک نمایه ترکیب کرد تا اطلاعات جمع‌بندی شده و هدفمند را برای برنامه‌ریزی، سیاست‌گذاری و مدیریت منابع آب زیرزمینی، فراهم نمایند. این نمایه بدون بعد است و سیستم‌های مختلف وزن‌گذاری و رتبه‌بندی در ساختار آن، قابل اعمال است. این عملکرد منجر به ارائه و انتقال نتایج تحقیق به شیوه‌ای مختصر می‌شود.

ب) استفاده از نقشه، گرافیک و مدل.

۵- ارتباط بین ذی‌نفعان: در چارچوب پروژه ارزیابی پایداری، ذی‌نفعان به عنوان افراد و سازمان‌هایی تعریف می‌شوند که ممکن است تحت تأثیر پروژه قرار گیرند یا اینکه می‌توانند بر اجرای آن تأثیر بگذارند. این گروه شامل افرادی است که در منطقه، مطالعه و زندگی می‌کنند، از جمله اعضای تیم پروژه برنامه‌ریزان، تصمیم‌گیرندگان و مردم هستند. در کل مشارکت ذی‌نفعان باید بخشی از تمام اجزای پروژه ارزیابی پایداری آب زیرزمینی باشد.



شکل ۲- چارچوب DPSIR برای توسعه مدل مفهومی در جهت ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی

• انواع شاخص‌های ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی

از شاخص‌های ارزیابی پایداری برای مشاهده، توصیف، سنجش شرایط واقعی، کمی‌کردن شرایط مورد نظر و مقایسه وضعیت موجود با وضعیت ایده‌آل، استفاده می‌شود. شاخص‌های مزبور می‌توانند نشان‌دهنده وضعیت کمی و کیفی اطلاعات باشند و همچنین می‌توانند برای نشان دادن ابعاد مکانی و زمانی به کار گرفته شوند. این شاخص‌ها به صورت یک داده ساده، یک متغیر یا یک متغیر ساده منتج از یک الگوریتم پیچیده می‌باشند. در مجموع می‌توان گفت که شاخص‌های مزبور، ابزارهای ارزیابی هستند که ساختار و اطلاعات لازم برای ارزیابی وضعیت منابع آب را در اختیار قرار می‌دهند و به اندازه‌گیری میزان پیشرفت در جهت توسعه پایدار کمک شایانی می‌نمایند. در این مقاله ۲۱ شاخص در ۶ بخش کمی آب زیرزمینی، کیفی آب زیرزمینی، محیط‌زیستی، اجتماعی، اقتصادی و سیاسی در قالب چارچوب DPSIR ارائه شده است. شاخص‌های پیشنهادی، هر کدام بر جنبه خاصی از سیستم و یا فرایند آب زیرزمینی که بر اساس داده‌های کمی و کیفی پایه‌ریزی شده، تأکید دارند.

۱- شاخص‌های کمی آب زیرزمینی

الف) شاخص سرانه منابع آب زیرزمینی تجدیدپذیر: این شاخص مقدار کل منابع آب زیرزمینی تجدیدپذیر سالانه نسبت به جمعیت را در سطح ملی یا منطقه‌ای نشان می‌دهد. هدف از این شاخص، برآورد میزان آب شرب بهداشتی، آب برای مصارف کشاورزی (به ویژه برای آبیاری)، صنعت و اکوسیستم موجود در یک منطقه مشخص است (Lipponen, ۲۰۰۷).

$$I_{GW_R} = \frac{GW_R}{\Sigma P} \quad (1)$$

I_{GW_R} : شاخص سرانه منابع آب زیرزمینی تجدیدپذیر؛ GW_R : مقدار کل سالانه منابع آب زیرزمینی تجدیدپذیر (مترمکعب در سال)؛ ΣP : جمعیت ساکن در محدوده مطالعاتی.

به صورت نسبی، مقادیر بزرگتر این شاخص امکان استفاده بیشتر از منابع تجدیدپذیر برای اهداف توسعه را فراهم می‌کند. در چارچوب این شاخص، نیروی محرکه، رشد جمعیت و تغییرات آب و هوایی است که می‌تواند تأثیرات قابل توجهی در زمینه دسترسی به منابع آب زیرزمینی داشته باشد.

ب) شاخص نسبت میزان برداشت آب به تغذیه آب زیرزمینی:

تغذیه طبیعی و مصنوعی از طریق منطقه غیراشباع برای این شاخص به کار برده می‌شود. منابع اصلی تغذیه عبارتند از بارندگی، منابع آب سطحی، تلفات آبیاری و نشت آب از سیستم توزیع آب، تأمین آب شهری و سیستم‌های جمع‌آوری پسماندها. برداشت کل آب‌های زیرزمینی به معنی خروج آب از یک آبخوان با استفاده از چاه، قنات، چشمه و سایر روش‌ها برای هدف تأمین آب عمومی برای استفاده کشاورزی، صنعتی و دیگر مصارف است (Lipponen, ۲۰۰۷).

$$I_{Ab/R} = \left(\frac{\Sigma Ab}{\Sigma R} \right) \times 100 \quad (2)$$

$I_{Ab/R}$: شاخص میزان برداشت و تغذیه آب زیرزمینی؛ ΣAb : مجموع برداشت منابع آب زیرزمینی (مترمکعب در سال)؛ ΣR : مجموع تغذیه منابع آب زیرزمینی (مترمکعب در سال).

سه سناریو برای تفسیر مقادیر این شاخص پیشنهاد شده است: سناریوی اول میزان برداشت کمتر از میزان تغذیه و میزان این شاخص کمتر از ۱۰۰ درصد باشد (وضعیت پایداری)؛ سناریوی دوم میزان برداشت بیشتر از میزان تغذیه و میزان شاخص بیشتر از ۱۰۰ درصد باشد (وضعیت ناپایداری)؛ و در سناریوی سوم میزان برداشت برابر با تغذیه باشد و میزان این شاخص ۱۰۰ درصد باشد، لازم به ذکر است که سناریوی برداشت برابر با تغذیه به معنای توسعه پایدار آب زیرزمینی نیست (امتیازات مربوط به این شاخص در جدول (۱) ارائه شده است).

ج) شاخص سهم آب زیرزمینی در تأمین سایر مصارف آب: این شاخص میزان مشارکت آب‌های زیرزمینی در تأمین آب را برای همه موارد کاربری بیان می‌کند، یعنی میزان تقاضای آب‌های زیرزمینی در مقایسه با کل آب‌های موجود (آب‌های سطحی و زیرزمینی) مورد مقایسه قرار می‌گیرد (Lipponen, ۲۰۰۷).

$I_{GWS} = [\Sigma Ab / (\Sigma GW + \Sigma S)] \times 100$ (۳)
 I_{GWS} : شاخص سهم آب‌های زیرزمینی در تأمین آب برای همه موارد کاربری؛ ΣAb : مجموع برداشت منابع آب زیرزمینی برای همه موارد کاربری (مترمکعب در سال)؛ ΣGW : مجموع منابع آب زیرزمینی موجود (مترمکعب در سال)؛ ΣS : مجموع منابع آب سطحی موجود (مترمکعب در سال).

در این شاخص مقادیر کمتر از ۲۵٪، سهم کم آب زیرزمینی، ۲۵ تا ۵۰٪، سهم متوسط و مقادیر بیش از ۵۰٪، سهم بالای آب زیرزمینی در تأمین آب را نشان می‌دهد (Hirata و همکاران، ۲۰۰۷).

د) شاخص تغییر در ذخیره آب زیرزمینی در مقایسه با دو دوره کوتاه‌مدت و بلندمدت: از دیدگاه کمی، در مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی، کاهش سطح پیزومتริก که منجر به تغییر در ذخیره آب زیرزمینی می‌شود، باید مورد بررسی قرار گیرد (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵). بررسی تغییر در ذخیره آب زیرزمینی در آبخوان در این شاخص، از مقایسه میانگین سطح آب زیرزمینی در یک دوره کوتاه‌مدت و در یک دوره بلندمدت، صورت می‌گیرد. در این مقایسه دو وضعیت ممکن است حاصل شود، در وضعیت اول میانگین سطح آب زیرزمینی در یک دوره بلندمدت بیشتر از میانگین سطح آب زیرزمینی در یک دوره کوتاه‌مدت باشد، که در این صورت محاسبه شاخص از رابطه (۴) انجام می‌شود و در حالت برعکس آن، محاسبه شاخص از طریق رابطه (۵) انجام می‌گیرد.

$$If \bar{H}_S < \bar{H}_L \quad I(\Delta H)_1 = \frac{\bar{H}_S - \bar{H}_{Lmin}}{\bar{H}_L - \bar{H}_{Lmin}} \times 100 \quad (4)$$

$$If \bar{H}_S \geq \bar{H}_L \quad I(\Delta H)_2 = \frac{\bar{H}_S - \bar{H}_L}{\bar{H}_{Lmax} - \bar{H}_L} \times 100 \quad (5)$$

$\bar{H}_L$: میانگین سطح آب زیرزمینی در یک دوره کوتاه‌مدت؛ $\bar{H}_S$: میانگین سطح آب زیرزمینی در یک دوره بلندمدت؛ $\bar{H}_{Lmin}$: حداقل سطح آب زیرزمینی در دوره طولانی‌مدت؛ $\bar{H}_{Lmax}$: حداکثر سطح آب زیرزمینی در دوره طولانی‌مدت.

ه) شاخص آسیب‌پذیری تأمین منابع آب زیرزمینی: این شاخص براساس روند عمومی تغییرات سطح آب در چاه‌های مشاهده‌ای تعیین می‌شود. در این شاخص از روند تغییرات سطح آب‌های زیرزمینی به عنوان یک شاخص آبی، با تعیین اینکه چه تعداد از چاه‌ها در حال افزایش سطح است، چه تعداد بدون تغییر است و چه تعداد در حال کاهش سطح است، استفاده می‌شود. از این رویکرد در ارزیابی پایداری منابع آب در کشور کانادا استفاده شده است (Policy Research Initiative, ۲۰۰۷).

$$I_{SV} = [(r + 0.5n) / \Sigma W] \times 100 \quad (6)$$

I_{SV} : شاخص آسیب‌پذیری تأمین منابع آب زیرزمینی؛ r : تعداد چاه‌هایی که سطح آب افزایش داشته است؛ n : تعداد چاه‌هایی که سطح آب تغییری نداشته است؛ ΣW : کل تعداد چاه‌های موجود.

۲- شاخص‌های کیفی آب زیرزمینی

شاخص‌های کیفی آب زیرزمینی منجر به شناخت وضعیت فعلی و روند کیفیت آب‌های زیرزمینی و تجزیه و تحلیل مشکلات کیفیت آب زیرزمینی در مقیاس زمان و مکان می‌شوند. شاخص‌های مزبور با توجه به استانداردهای آب آشامیدنی، نیازهای آبیاری، استفاده صنعتی و نیز برای شرایط ویژه‌ای از آلودگی‌های طبیعی، توسعه داده شده‌اند. این شاخص‌ها همچنین امکان شناسایی فرایندهایی را که منجر به آلودگی آب‌های زیرزمینی شده‌اند را فراهم می‌آورند.

الف) شاخص تغییر در کیفیت آب زیرزمینی در مقایسه با دو دوره کوتاه‌مدت و بلندمدت: از این شاخص می‌توان برای بررسی تغییر کیفیت هر کدام از آلاینده‌ها در طول زمان در محیط استفاده نمود. برای تحلیل فشار، در این شاخص، میانگین غلظت آلاینده در طول دوره مطالعه با میانگین طولانی‌مدت مقایسه می‌گردد (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵).

$$I_{\Delta Q} = \frac{[\bar{P}_S] - [\bar{P}_L]}{[\bar{P}_S]} \times 100 \quad (7)$$

$I_{\Delta Q}$: شاخص تغییر در کیفیت آب زیرزمینی در مقایسه دو دوره کوتاه‌مدت و بلندمدت؛ $\bar{P}_S$: میانگین غلظت آلاینده در یک دوره کوتاه‌مدت؛ $\bar{P}_L$: میانگین غلظت آلاینده در یک دوره طولانی‌مدت.

ب) شاخص درصد نقاط نمونه‌برداری نسبت به استانداردهای کیفیت: آلودگی منابع آب زیرزمینی به وسیله نیترات دارای منشأ کشاورزی یکی از جدی‌ترین مسائل محیط‌زیستی و سلامت عمومی است که به دلیل فعالیت‌های کشاورزی حاصل می‌شود. شاخص زیر برای ارزیابی وضعیت کیفی آب زیرزمینی از نظر وجود آلاینده نیترات تعریف شده است. البته لازم به ذکر است که این شاخص قابل کاربرد برای بقیه آلاینده‌ها نیز می‌باشد (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵).

همکاران، ۲۰۱۵). شاخص مزبور با محاسبه تعداد نقاط نمونه برداری، که با مقدار استاندارد (کمتر از ۵۰ میلی گرم بر لیتر) مطابقت دارد، ارزیابی می شود (European Commission، ۲۰۰۶).

$$I_{QS} = (\Sigma SSP / \Sigma SP) \times 100 \quad (8)$$

I_{QS} : شاخص درصد نقاط نمونه برداری که با استانداردهای کیفیت در دوره مورد مطالعه مطابقت دارند؛ ΣSSP : تعداد نقاط نمونه برداری که غلظت نیترات در آنها کمتر از ۵۰ میلی گرم در لیتر است؛ ΣSP : کل تعداد نقاط نمونه برداری.

ج) شاخص مشکلات کیفی آب زیرزمینی: شاخص پیشنهادی برای مشکلات کیفی که به صورت طبیعی حاصل می شود به صورت زیر تعریف می شود (Lipponen، ۲۰۰۷):

$$I_{QP} = (\Sigma A_{NQp} / \Sigma A) \times 100 \quad (9)$$

I_{QP} : شاخص مشکلات کیفی آب زیرزمینی؛ ΣA_{NQp} : مجموع مساحت محدوده هایی که در منطقه مطالعاتی، با مشکل کیفیت آب زیرزمینی تحت تأثیر آلاینده های طبیعی مواجه شده اند (مترمربع)؛ ΣA : کل مساحت محدوده مطالعاتی (مترمربع).

شاخص پیشنهاد شده برای آب های زیرزمینی تحت تأثیر آلودگی انسانی نیز بر اساس رابطه زیر می باشد (Lipponen، ۲۰۰۷):

$$I_{QP} = (\Sigma A_{QP} / \Sigma A) \times 100 \quad (10)$$

I_{QP} : شاخص مشکلات کیفی آب زیرزمینی؛ ΣA_{QP} : مساحتی از محدوده مطالعاتی که با افزایش غلظت یک متغیر خاص همراه است (مترمربع)؛ ΣA : کل مساحت محدوده مطالعاتی (مترمربع). در این رابطه، مساحتی از محدوده مطالعاتی که با افزایش غلظت یک متغیر خاص همراه است، در نظر گرفته می شود. در واقع این مساحت، مجموع تمام مناطقی است، که در طول دوره، افزایش غلظت کلرید، نیترات یا EC در آنها تشخیص داده شده است.

۳- شاخص های محیط زیستی

بررسی نقش متقابل آب و عوامل زیست محیطی، نقش مهمی در دستیابی به توسعه پایدار منابع آب خواهد داشت. برای ارزیابی میزان پایداری آب زیرزمینی از نظر زیست محیطی نیز شاخص هایی به شرح زیر ارائه شده است.

الف) شاخص آسیب پذیری آب های زیرزمینی: آسیب پذیری نوعی خصوصیت نسبی و بدون بعد است و به ویژگی های آبخوان، محیط زمین شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (Antonakos و Lambrakis، ۲۰۰۷). ارزیابی آسیب پذیری آب های زیرزمینی به روش های مختلفی صورت می گیرد. یکی از روش های متداول برای ارزیابی آسیب پذیری ذاتی آبخوان، روش دراستیک است که استفاده از آن بسیار مرسوم است (Vrba و Zaporozec، ۱۹۹۴). در این روش هفت عامل یا مشخصه قابل اندازه گیری برای سیستم هیدروژئولوژیکی برآورد می شود (Evans و Myers، ۱۹۹۰). این عوامل شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه، محیط آبخوان، محیط خاک،

توپوگرافی یا شیب سطح زمین، مواد تشکیل دهنده ناحیه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی هستند. بعد از تعیین مناطقی که مستعد آلودگی هستند، از رابطه زیر برای محاسبه شاخص آسیب پذیری استفاده می شود (Lipponen، ۲۰۰۷):

$$I_V = (\Sigma A_V / \Sigma A) \times 100 \quad (11)$$

I_V : شاخص آسیب پذیری منابع آب زیرزمینی؛ ΣA_V : مساحتی از محدوده مطالعاتی که پتانسیل آسیب پذیری بالایی دارد (مترمربع)؛ ΣA : کل مساحت محدوده مطالعاتی (مترمربع).

ب) شاخص ریسک: در هر ناحیه از محدوده مطالعاتی، نوع استفاده از زمین متغیر می باشد و تأثیر آلاینده ها بر اساس نوع کاربری در قسمت های مختلف، متفاوت است. ترکیب نقشه کاربری اراضی با نقشه میزان آسیب پذیری هر مکان، میزان ریسک را به وجود می آورد. تعیین میزان ریسک یعنی مشخص کردن این موضوع که ورود آلودگی در منطقه با توجه به نوع کاربری زمین به چه میزان آلودگی است. برای پهنه بندی ریسک پذیری در یک آبخوان، نیاز به تعیین کاربری اراضی در محدوده آبخوان می باشد. در نقشه کاربری اراضی، بالاترین امتیاز به باغات، سپس به زمین های کشاورزی، زمین های مسکونی، مرتع و در نهایت به جنگل تعلق می گیرد. بعد از ادغام این دو نقشه در محیط نرم افزار GIS، بر اساس جدول (۱) می توان قسمت های مختلف آبخوان را از لحاظ پایداری در زمینه این شاخص امتیاز بندی نمود (Remesan و Panda، ۲۰۰۸).

ج) شاخص استرس: این شاخص برای انعکاس انواع فشارهای اعمال شده بر روی اکوسیستم طراحی شده است. با توجه به نظر سازمان همکاری و توسعه اقتصادی، ۶۰ درصد از جریان آب تجدید پذیر برای سلامت اکوسیستم ضروری است، به همین دلیل در رابطه این شاخص (رابطه ۱۲)، مصرف بالاتر از ۴۰ درصد به عنوان امتیاز صفر در نظر گرفته شده است (Policy Research Initiative، ۲۰۰۷).

$$I_S = [(0.4 - (C / GW_R)) / 0.4] \times 100 \quad (12)$$

I_S : شاخص استرس؛ C: مقدار آب مصرفی سالانه (مترمکعب)؛ GW_R : منابع آب زیرزمینی تجدید پذیر (مترمکعب).

د) شاخص میانگین تغییرات سطح مناطق کشاورزی و جمعیت شهری: فشار بر محیط زیست بر مبنای تغییر در بخشی از اراضی مورد استفاده برای کشاورزی و تغییر جمعیت ساکن در طول دوره مطالعه، مورد ارزیابی قرار گرفته است. با توجه به نتایج مطالعات (Hunsaker و Levine، ۱۹۹۵)، نسبت مناطق شهری و کشاورزی با کیفیت منابع آب مرتبط است. رشد جمعیت یکی از عناصر مهم تأثیرگذار در پایداری طولانی مدت منابع آب می باشد. محاسبه این شاخص از طریق روابط زیر انجام می شود (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵):

$$\Delta_{AA} = (AA_{End} - AA_{Start}) / AA_{Start} \times 100 \quad (13)$$

$$\Delta_P = (P_{End} - P_{Start}) / P_{Start} \times 100 \quad (14)$$

$$I_{VAP} = (\Delta_{AA} + \Delta_P) / 2 \quad (15)$$

$$I_{NC} = (V_{NC} / V_C) \times 100 \quad (17)$$

I_{NC} : شاخص نسبت تأمین منابع غیر متعارف آب در منطقه مطالعه به منابع آب متعارف؛ V_C : حجم منابع آب متعارف در محدوده مطالعاتی (مترمکعب)؛ V_{NC} : حجم منابع آب غیر متعارف مورد استفاده در محدوده مطالعاتی (مترمکعب).

۴- شاخص‌های اجتماعی

بررسی تأثیر آب در عوامل اجتماعی، نقش مهمی در مدیریت منابع آب و دستیابی به توسعه پایدار خواهد داشت. با توجه به اهمیت توسعه پایدار، کمی کردن این مفهوم توسط شاخص‌های مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی با در نظر گرفتن ملاحظات اجتماعی به شرح زیر صورت می‌گیرد.

الف) شاخص وابستگی جمعیت به آب‌های زیرزمینی: این شاخص مربوط به وابستگی جمعیت به آب‌های زیرزمینی است و از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود.

$$I_{Dp} = (GW_{ps} / \Sigma P) \times 100 \quad (18)$$

I_{Dp} : شاخص وابستگی جمعیت به آب‌های زیرزمینی؛ GW_{ps} : جمعیتی که برای تأمین آب برای مصارف عمومی وابسته به منابع آب زیرزمینی هستند؛ ΣP : کل جمعیت موجود در محدوده مطالعاتی.

مقادیر کمتر از ۲۰٪ در این شاخص وابستگی کم، مقادیر ۲۰ تا ۸۰٪، وابستگی متوسط و مقادیر بیش از ۸۰٪، نمایانگر وابستگی بالای جمعیت به آب‌های زیرزمینی است (Hirata و همکاران، ۲۰۰۷).

ب) شاخص وابستگی جمعیت کشاورزان به آب زیرزمینی: این شاخص برای نشان دادن اهمیت آب‌های زیرزمینی در مناطق روستایی و درآمد خانوار طراحی شده است و درصد جمعیت یک محدوده مطالعاتی که برای معیشت و درآمد خانوار به آب‌های زیرزمینی وابسته هستند را نشان می‌دهد (Lipponen، ۲۰۰۷).

$$I_{Df} = (\Sigma GW_f / \Sigma P) \times 100 \quad (19)$$

I_{Df} : شاخص وابستگی جمعیت کشاورزان به آب زیرزمینی؛ ΣGW_f : جمعیتی از کشاورزان که برای تأمین آب کشاورزی وابسته به منابع آب زیرزمینی هستند؛ ΣP : کل جمعیت موجود در محدوده مطالعاتی.

ج) شاخص محدودیت آب: این شاخص نمایانگر تعداد افرادی است که در محدوده مطالعاتی با محدودیت آب مواجه شده‌اند و با رابطه زیر محاسبه می‌گردد (Bui و همکاران، ۲۰۱۸).

$$I_R = (\Sigma RP / \Sigma P) \times 100 \quad (20)$$

I_R : شاخص محدودیت آب؛ ΣRP : تعداد جمعیتی که در محدوده مطالعاتی با محدودیت منابع آب زیرزمینی روبرو شده است؛ ΣP : کل جمعیت در محدوده مطالعاتی.

د) شاخص تمایل افراد برای مشارکت در طرح‌های مدیریتی: این شاخص پاسخ جامعه را به شرایط و مقررات کنونی وضع شده

I_{VAP} : شاخص میانگین تغییرات سطح مناطق کشاورزی و جمعیت شهری؛ Start: جمعیت و مساحت مناطق کشاورزی در زمان آغازین دوره مطالعاتی؛ End: جمعیت و مساحت مناطق کشاورزی در زمان پایانی دوره مطالعاتی؛ AA: مساحت زمین‌های کشاورزی (متر مربع)؛ Δ_{AA} : تغییرات در مساحت زمین‌های کشاورزی؛ Δ_P : تغییرات جمعیت.

ه) شاخص مشکلات اضافه برداشت منابع آب زیرزمینی: هر گونه بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی که منجر به کاهش میزان ذخیره حجم آب می‌شود. در مبحث ارزیابی پایداری، مسئله اساسی تعیین میزان حجم آبی است که بدون ایجاد اثرات غیر قابل برگشت روی کمیت، کیفیت آب‌های زیرزمینی و اکوسیستم منطقه، قابل برداشت گردد. یک شاخص قابل اعتماد برای تخلیه آب‌های زیرزمینی، باید مشکلات احتمالی تخلیه همراه با کاهش سطح آب را شناسایی کند. این مشکلات شامل: کاهش سطح آب زیرزمینی (با افزایش هزینه پمپاژ و کاهش آبدی چاه و چشمه در آبخوان)، تغییر جریان پایه (پایش از طریق رودخانه مرتبط با آب سطحی)، تغییر کیفیت آب زیرزمینی و فرونشست زمین هستند (Lipponen، ۲۰۰۷). شاخص مشکلات اضافه برداشت منابع آب زیرزمینی از طریق رابطه (۱۶) محاسبه می‌گردد.

$$I_{Dp} = (\Sigma \Delta_{Dp} / \Sigma A) \times 100 \quad (16)$$

I_{Dp} : شاخص مشکلات اضافه برداشت منابع آب زیرزمینی؛ $\Sigma \Delta_{Dp}$: مساحتی از محدوده مطالعاتی که با مشکلات اضافه برداشت منابع آب زیرزمینی مواجه شده است (مترمربع)؛ ΣA : کل مساحت محدوده مطالعاتی (مترمربع).

و) شاخص درصد حوضه تحت پوشش گیاهی طبیعی: وضعیت محیط‌زیستی در محدوده مطالعاتی از طریق شاخص درصد حوضه تحت پوشش گیاهی طبیعی (Av) تعریف می‌شود (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵). در این شاخص اگر درصد حوضه تحت پوشش گیاهی طبیعی کمتر از ۵ درصد باشد، امتیاز صفر است و اگر این درصد بالاتر از ۴۰ درصد باشد، امتیاز به ۱۰۰ خواهد رسید. شاخص مزبور به روش سنجش از دور قابل برآورد می‌باشد.

ی) شاخص نسبت تأمین منابع آب غیرمتعارف به منابع آب متعارف: هدف این شاخص، نسبت تأمین منابع آب غیر متعارف به منابع آب متعارف، ارزیابی پاسخ جامعه در رابطه با جبران کمبود آب از طریق استفاده از منابع آب غیر متعارف در محدوده مطالعاتی است (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵). پساب تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، شوری‌زدایی، بارورسازی ابرها، استخراج آب از مه، استحصال آب باران و آب‌های زیرزمینی ژرف از جمله منابع آب غیرمتعارفی هستند که امروزه در مبحث مدیریت کمی و کیفی منابع آب، به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک، اهمیت ویژه‌ای دارند. شاخص مورد بحث از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود.

در زمینه مدیریت منابع آب نشان می‌دهد و بیانگر میزان تمایل افراد جامعه برای شرکت در برنامه‌های مدیریتی است (Bui و همکاران، ۲۰۱۸).

$$I_W = (\Sigma WP / \Sigma P) \times 100 \quad (21)$$

I_W : شاخص تمایل افراد برای مشارکت در طرح‌های مدیریتی؛ ΣWP : تعداد جمعیتی که در محدوده مطالعاتی تمایل به مشارکت در طرح‌های مدیریتی منابع آب دارند؛ ΣP : کل جمعیت در محدوده مطالعاتی.

۵- شاخص‌های اقتصادی

الف) شاخص تغییر در هزینه‌های مدیریتی منابع آب در طول دوره مطالعه: در این شاخص میزان سرمایه‌گذاری در زمینه مدیریت منابع آب آبخوان در طول دوره مطالعه از طریق رابطه (۲۲) مورد بررسی قرار می‌گیرد (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵).

$$I_{exp} = (WRMexp_{End} - WRMexp_{Start}) / WRMexp_{Start} \times 100 \quad (22)$$

I_{exp} : شاخص تغییر در هزینه‌های مدیریتی منابع آب در طول دوره مطالعه؛ $WRMexp_{Start}$: میزان سرمایه‌گذاری در زمینه مدیریت منابع آب آبخوان در ابتدای دوره مطالعاتی؛ $WRMexp_{End}$: میزان سرمایه‌گذاری در زمینه مدیریت منابع آب آبخوان در انتهای دوره مطالعاتی.

ب) شاخص تأمین هزینه‌های مدیریتی: این شاخص مربوط به سرمایه‌گذاری سالانه در مقایسه با هزینه برآورد شده مورد نیاز مدیریت منابع آب است و توجه دولت در تأمین بودجه در بخش توسعه منابع آب را نشان می‌دهد (Bui و همکاران، ۲۰۱۷). محاسبه این شاخص از طریق رابطه (۲۳) صورت می‌گیرد.

$$I_1 = S/E \times 100 \quad (23)$$

I_1 : شاخص تأمین هزینه‌های مدیریتی؛ S : میزان هزینه سالانه صرف شده در زمینه مدیریت پایدار منابع آب در محدوده مطالعاتی؛ E : میزان هزینه برآورد شده در زمینه مدیریت پایدار منابع آب در محدوده مطالعاتی.

۶- شاخص سیاسی

الف) شاخص ظرفیت سازمانی حوضه: وضعیت سیاسی در محدوده مطالعاتی از طریق شاخص ظرفیت سازمانی حوضه تعریف شده است. این شاخص به صورت توصیفی در پنج دسته از بسیار ضعیف (۰) تا عالی (۱۰۰) در نظر گرفته می‌شود. اگر قوانین مدیریت منابع آب مناسب وجود داشته باشد، اما آنها هنوز اجرا نشده یا تنظیم نشده‌اند، نمره متوسط (۵۰) اختصاص داده می‌شود. امتیازات مربوط به این شاخص در جدول (۱) ارائه گردیده است (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵).

• نحوه تعیین میزان پایداری منابع آب زیرزمینی با استفاده از شاخص‌ها

بعد از انتخاب و محاسبه شاخص، نیاز به کلاسه‌بندی مقادیر محاسباتی جهت طبقه‌بندی وضعیت پایداری آبخوان‌ها است. برای ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی با استفاده از شاخص‌های پایداری، امتیازات صفر تا ۱۰۰ برای هر شاخص تعیین گردیده است. امتیاز صفر، بیانگر کمترین میزان پایداری و امتیاز ۱۰۰ معادل بیشترین میزان پایداری در شاخص مورد نظر است. جدول (۱)، دسته‌بندی کمی انواع شاخص‌های ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی را ارائه می‌دهد. توضیحات لازم در مورد محاسبات هریک از شاخص‌ها و جایگاه آن‌ها در ساختار مدل DPSIR ادامه ارائه شده است.

جدول ۱- دسته‌بندی کمی انواع شاخص‌های ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی (نحوه محاسبه شاخص‌ها در روابط ۱ تا ۲۳ ارائه شده است)

نوع شاخص	شاخص پایداری	واحد	چارچوب DPSIR	امتیازات	۱۰۰ (پایداری)	۷۵	۵۰	۲۵	۰ (ناپایدار)
وضعیت منابع آب زیرزمینی	شاخص سرانه منابع آب زیرزمینی تجدیدپذیر	m ³ /inhab/year	نیروی محرکه	$I_{GWR} < 500$	$I_{GWR} \geq 1700$	$1000 \leq I_{GWR} < 1700$	$500 \leq I_{GWR} < 1000$	-	$I_{GWR} < 500$
	شاخص میزان برداشت و تغذیه آب زیرزمینی	Percent	وضعیت	$I_{Ab/R} > 100$	$I_{GWR} \leq 20$	$20 < I_{GWR} \leq 40$	$40 < I_{GWR} \leq 70$	$70 < I_{GWR} \leq 100$	$I_{Ab/R} > 100$
	شاخص سهم آب زیرزمینی در تأمین سایر مصارف آب	Percent	وضعیت-تأثیر	$I_{GWR} > 50$	$I_{GWR} \leq 25$	-	$25 < I_{GWR} \leq 50$	-	$I_{GWR} > 50$
	شاخص تغییر در ذخیره آب زیرزمینی	Percent	فشار	$I_{\Delta H_1} \leq 40$	$I_{\Delta H_2} \geq 60$	$20 < I_{\Delta H_2} < 60$	$I_{\Delta H_1} \geq 80$ or $I_{\Delta H_2} \leq 20$	$40 < I_{\Delta H_1} < 80$	$I_{\Delta H_1} \leq 40$
	شاخص آسیب‌پذیری تأمین منابع آب زیرزمینی	Percent	تأثیر	$I_{SV} \leq 20$	$I_{SV} > 80$	$60 < I_{SV} \leq 80$	$40 < I_{SV} \leq 60$	$20 < I_{SV} \leq 40$	$I_{SV} \leq 20$

ادامه جدول ۱- دسته‌بندی کمی انواع شاخص‌های ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی

نوع شاخص	شاخص پایداری	واحد	چارچوب DPSIR	امتیازات	۱۰۰ (پایداری)
کیفیت آب زیرزمینی	شاخص تغییر در کیفیت آب زیرزمینی	Percent	پاسخ	$I_{\Delta Q} \geq 20$	$I_{\Delta Q} < -20$
	شاخص درصد نقاط نمونه برداری نسبت به استانداردهای کیفیت	Percent	وضعیت	$I_{QS} \leq 20$	$60 < I_{QS} \leq 80$
	شاخص مشکلات کیفی آب زیرزمینی	Percent	وضعیت-تأثیر	$I_{QP} > 80$	$20 < I_{QP} \leq 40$
	شاخص آسیب پذیری منابع آب زیرزمینی	Percent	وضعیت	$I_V > 80$	$20 < I_V \leq 40$
	شاخص ریسک	Percent	وضعیت	$R_i > 80$	$R_i \leq 20$
	شاخص استرس	Percent	فشار	$I_s \leq 20$	$60 < I_s \leq 80$
محیط زیست	شاخص میانگین تغییرات سطح مناطق کشاورزی و جمعیت شهری	Percent	فشار	$I_{VAP} \geq 20$	$0 \leq I_{VAP} < 5$
	شاخص مشکلات اضافه برداشت منابع آب زیرزمینی	Percent	وضعیت-تأثیر	$I_{DP} > 80$	$20 < I_{DP} \leq 40$
	شاخص درصد حوضه تحت پوشش گیاهی طبیعی	Percent	وضعیت	$I_{Av} \leq 5$	$25 < I_{Av} \leq 40$
	شاخص نسبت تأمین منابع غیرمتعارف آب در منطقه مطالعه به منابع آب متعارف	Percent	پاسخ	$I_{NC} = 0$	$10 < I_{NC} \leq 20$
اجتماعی	شاخص وابستگی جمعیت به آب‌های زیرزمینی	Percent	نیروی محرکه	$I_{Dp} > 80$	$20 < I_{Dp} \leq 40$
	شاخص وابستگی جمعیت کشاورزان به آب زیرزمینی	Percent	نیروی محرکه	$I_{Df} > 80$	$20 < I_{Df} \leq 40$
	شاخص محدودیت آب	Percent	فشار	$I_R > 90$	$10 < I_R \leq 40$
	شاخص تمایل افراد برای مشارکت در طرح‌های مدیریتی	Percent	پاسخ	$I_W \leq 20$	$60 < I_W \leq 80$

ادامه جدول ۱- دسته‌بندی کمی انواع شاخص‌های ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی

نوع شاخص	شاخص پایداری	واحد	چارچوب DPSIR	امتیازات	۱۰۰ (پایداری)	۷۵	۵۰	۲۵	۰ (ناپایدار)
اقتصادی	شاخص تغییر در هزینه‌های مدیریتی منابع آب	Percent	پاسخ	$I_{exp} \leq -10$	$I_{exp} > 20$	$10 < I_{exp} \leq 20$	$0 < I_{exp} \leq 10$	$-10 < I_{exp} \leq 0$	
	شاخص تأمین هزینه‌های مدیریتی	Percent	پاسخ	$I_I \leq 20$	$I_I > 90$	$60 < I_I \leq 90$	$40 < I_I \leq 60$	$20 < I_I \leq 40$	
سیاسی	شاخص ظرفیت سازمانی حوضه	-	تأثیر	خیلی ضعیف	عالی	خوب	متوسط	ضعیف	

• روش‌های ترکیب و ادغام شاخص‌ها

همان‌طور که در بخش‌های قبل ذکر شد، یکی از مراحل چارچوب ارزیابی پایداری منابع آب بعد از ارزیابی و شناسایی مسئله، تعریف شاخص‌ها و تعیین وضعیت آن‌ها در چارچوب DPSIR، ایجاد ارتباط بین نتایج است. چندین ابزار ارتباطی برای ارتباط نتایج در ارزیابی پایداری منابع آب وجود دارد که یکی از آن‌ها، ترکیب و ادغام ابعاد مختلف شاخص‌های ارزیابی پایداری است. شاخص‌ها را می‌توان در یک نمایه ترکیب کرد تا اطلاعات جمع‌بندی شده و هدفمند را برای برنامه‌ریزی، سیاست‌گذاری و مدیریت آب زیرزمینی فراهم نمایند. این نمایه بدون بعد است و سیستم‌های مختلف وزن‌گذاری و رتبه‌بندی در ساختار آن قابل اعمال است.

۱- در نظر گرفتن وزن یکسان برای همه شاخص‌ها

در این بخش، ادغام شاخص‌ها از طریق یک روش میانگین‌گیری ساده برای رسیدن به عدد نهایی در ارزیابی پایداری، با استفاده از رابطه (۲۴) انجام می‌گردد (Senent-Aparicio و همکاران، ۲۰۱۵؛ Policy Research Initiative، ۲۰۰۷):

$$I_F = (I_{HQ} + I_{Hq} + I_E + I_S + I_c + I_p) / 7 \quad (24)$$

I_F : شاخص نهایی ارزیابی پایداری؛ I_{HQ} : شاخص هیدروژئولوژی کیفی؛ I_{Hq} : شاخص هیدروژئولوژی کمی؛ I_E : شاخص محیط‌زیست؛ I_S : شاخص اجتماعی؛ I_c : شاخص اقتصادی؛ I_p : شاخص سیاسی.

۲- در نظر گرفتن وزن‌های متغیر برای هر یک از شاخص‌ها

در این روش از طریق روابط زیر، عدد نهایی در ارزیابی پایداری حاصل می‌شود (Bui، ۲۰۰۷، Policy Research Initiative):

$$I_i = \sum W_{Sub} I_{ij} \times Sub_{I_{ij}} \quad (25)$$

$$I_F = \sum W I_i \times I_i \quad (26)$$

$$0 \leq W_{Sub} I_{ij}, W I_i \leq 1 \quad (27)$$

$W_{Sub} I_{ij}$: وزن شاخص I_{ij} در زیرمجموعه I_i . منظور از زیرمجموعه، شاخص‌های موجود در هر مجموعه از شاخص‌های هیدروژئولوژی، محیط‌زیست، اجتماعی، اقتصادی و سیاسی است؛ $Sub_{I_{ij}}$: مقدار شاخص I_{ij} در زیرمجموعه I_i ؛ I_i : شاخص

پایداری در کل زیرمجموعه I_i ؛ I_F : شاخص نهایی ارزیابی پایداری. روش‌های متعددی برای محاسبه وزن شاخص در روابط بالا وجود دارد. یکی از این روش‌ها، روش مقایسه زوجی (AHP) می‌باشد (Bui و همکاران، ۲۰۱۶، ۲۰۱۷ و ۲۰۱۸). روش AHP توسط Saaty در سال ۱۹۸۰ ارائه گردید. این روش امکان کمی کردن مساله به صورت ساختار سلسله مراتبی چند سطحی را فراهم می‌کند و در ضمن امکان بررسی سناریوهای مختلف با توجه به محدوده مطالعاتی را به مدیران می‌دهد.

مدل آنتروپی شانون یکی دیگر از روش‌های وزن‌دهی می‌باشد. این مدل برگرفته از تئوری اطلاعات می‌باشد و اولین بار توسط Shannon در سال ۱۹۸۴ ارائه گردیده است. تکنیک وزن‌دهی آنتروپی شانون یکی از مهم‌ترین تکنیک‌های تصمیم‌گیری کمی است که می‌تواند در بسیاری از موارد تصمیم‌گیری گروهی و غیرگروهی، به کار گرفته شود.

۳- ادغام شاخص‌هایی که در طول زمان محاسبه شده‌اند

اگر هدف، ارزیابی پایداری منابع آب در دوره‌های زمانی مختلف باشد، شاخص‌های پایداری در زمان‌های مورد نظر محاسبه می‌شود و در نهایت عدد پایداری نهایی برای مجموعه‌ای از شاخص‌ها در زمان‌های مختلف از طریق روابط زیر محاسبه خواهد شد (Wang و Wu، ۲۰۰۶):

$$I_j \quad (j = 1, 2, 3, \dots, m) \quad (28)$$

$$I_i = (I_{i1}, I_{i2}, I_{i3}, \dots, I_{in}) \quad (29)$$

$$i_{ij} = \frac{I_{ij}}{\sum_{j=1}^m I_{ij}} \quad (30)$$

$$I_F = \sqrt{\sum_{i=1}^n i_{ij}^2} \quad (31)$$

n : تعداد شاخص‌ها؛ m : مولفه زمان؛ I_{ij} : مقدار شاخص I_i در زمان j ؛ I_F : شاخص نهایی پایداری.

با استفاده از این روش می‌توان شاخص پایداری را در زمان‌های مختلف به صورت جداگانه محاسبه کرد و به عنوان مثال می‌توان روند طرح احیا و تعادل‌بخشی را در طول زمان‌های مختلف ارزیابی نمود.

پایداری در یک محدوده مطالعاتی در مقوله مرتبط با شاخص خواهد بود. علاوه بر این از طریق ادغام نتایج شاخص‌ها با روش‌های وزن‌دهی، می‌توان به میزان پایداری کلی در محدوده مطالعاتی مورد نظر پی برد. شاخص‌های ارائه شده در این مطالعه در مقیاس آبخوان، حوضه آبریز و کل کشور قابل کاربرد می‌باشند. پیشنهاد می‌گردد شاخص‌های ارائه شده برای محاسبه میزان پایداری تمامی آبخوان‌های کشور به کار گرفته شود تا بتوان طبقه‌بندی صحیحی از وضعیت پایداری منابع آب زیرزمینی موجود در دست داشت. تهیه طبقه‌بندی مزبور می‌تواند به ارتقای هدفمند و اولویت‌بندی شده پروژه‌های طرح احیا و تعادل‌بخشی آب‌های زیرزمینی کمک شایانی نماید.

پی‌نوشت

- 1- Intergovernmental Hydrological Programme (IHP)
- 2- International Atomic Energy Agency (IAEA)
- 3- International Association of Hydrogeologists (IAH)
- 4- Water Management Committee (WMC)
- 5- Groundwater Sustainability Infrastructure Index (GSII)
- 6- Groundwater Sustainability Assessment Approach
- 7- Jurisdictional Assessment
- 8- Issue Identification
- 9- DPSIR (Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses)
- 10- Analytical Hierarchy Process

search), 72(5): 137- 146.

- Bui N.T., Kawamura A., Amaguchi H., Du Bui D., Truong N.T. and Nam H. 2017. Economic Sustainability Assessment of Groundwater Resources: Case Study of Hanoi, Vietnam. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 6: 624-633.
- Bui N.T., Kawamura A., Amaguchi H., Du Bui D., Truong N.T. and Nakagawa K. 2018. Social sustainability assessment of groundwater resources: A case study of Hanoi, Vietnam. *Ecological indicators*, 93: 1034-1042.
- Campos-Gaytan J.R., Kretschmar T. and Herrera-Oliva C.S. 2014. Future groundwater extraction scenarios for an aquifer in a semiarid environment: case study of Guadalupe Valley Aquifer, Baja California, Northwest Mexico. *Environmental monitoring and assessment*, 186(11): 7961-7985.

ارزیابی رفتار سیستم آبخوان و تغییرات آن در زمان، چالشی غیرقابل اجتناب برای اطمینان از استفاده آب‌های زیرزمینی در یک مسیر پایدار است. این ارزیابی بهتر است که در یک چارچوب سازمان‌یافته با مولفه‌های (۱) شناسایی مسئله؛ (۲) مدل مفهومی DPSIR (نیروی محرکه- فشار-وضعیت- تأثیر- پاسخ)؛ (۳) تعریف شاخص‌های پایداری آب زیرزمینی؛ (۴) ایجاد ارتباط بین نتایج و (۵) ارتباط بین ذینفعان صورت گیرد. از طریق شاخص‌های ارزیابی پایداری می‌توان وضعیت منابع آب زیرزمینی را مورد بررسی قرار داد و با تصمیم‌گیری‌های صحیح مدیریتی، از وقوع خسارات جبران‌ناپذیر به این منابع جلوگیری کرد. این تصمیم‌گیری می‌تواند اهداف پایداری از جمله حفاظت از برداشت بی‌رویه منابع آب زیرزمینی، حفاظت از کیفیت منابع آب زیرزمینی، حفاظت از حیات اکوسیستم موجود، رفاه اقتصادی و اجتماعی و اعمال مدیریت مناسب را به ارمغان آورد. این مطالعه با ارائه ۲۱ شاخص در ۶ بخش کمی آب زیرزمینی، کیفی آب زیرزمینی، محیط‌زیستی، اجتماعی، اقتصادی و سیاسی در قالب مدل DPSIR، چارچوبی را برای ارزیابی پایداری منابع آب زیرزمینی مبتنی بر شاخص‌های مزبور، تبیین نموده است. جهت یکسان‌سازی نتایج شاخص‌ها و ادغام شاخص‌ها برای رسیدن به عدد نهایی پایداری از روش مقیاس طبقه‌بندی با حداقل امتیاز صفر (کمترین پایداری) و حداکثر امتیاز صد (بیشترین پایداری) استفاده گردیده است و هر شاخص به پنج دسته طبقه‌بندی شده است. عدد پایداری محاسبه شده برای هر شاخص به تنهایی قادر به بیان میزان

منابع

- Anbazhagan S. and Jothibas A. 2016. Groundwater sustainability indicators in parts of Tiruppur and Coimbatore districts, Tamil Nadu. *Journal of the Geological Society of India*, 87(2): 161-168.
- Antonakos A.K. and Lambrakis N.J. 2007. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology*, 333(2): 288-304.
- Bui N.T., Kawamura A., Amaguchi H., Du BUI D., and Truong N.T. 2016. Environmental Sustainability Assessment of Groundwater Resources in Hanoi, Vietnam by a simple AHP Approach. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Re-*

- Greece. *Water*, 6(4): 1043-1068.
- Pandey V.P., Shrestha S., Chapagain S.K. and Kazama F. 2011. A framework for measuring groundwater sustainability. *Environmental Science & Policy*, 14(4):396-407.
- Policy Research Initiative. 2007. Canadian Water Sustainability Index (CWSI) project report. Government of Canada.
- Pophare A.M., Lamsoge B.R., Katpatal Y.B. and Nawale V.P. 2014. Impact of over-exploitation on groundwater quality: a case study from WR-2 Watershed, India. *Journal of earth system science*, 123(7): 1541-1566.
- Saaty T. L. 1980. *The Analytical Hierarchy Process, Planning, Priority. Resource Allocation*. RWS Publications, USA.
- Remesan R. and Panda R.K. 2008. Groundwater vulnerability assessment, risk mapping, and nitrate evaluation in a small agricultural watershed: using the DRASTIC model and GIS. *Environmental Quality Management*, 17(4): 53-75.
- Senent-Aparicio J., Pérez-Sánchez J., García-Aróstegui J., Bielsa-Artero A. and Domingo-Pinillos J. 2015. Evaluating groundwater management sustainability under limited data availability in semiarid zones. *Water*, 7(8): 4305-4322.
- Shannon C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bulletin System Technol journal*, 27: 379-423.
- Lipponen A. ed. 2007. *Groundwater resources sustainability indicators*. Paris: UNESCO.
- Vrba J. and Zaporozec A. 1994. *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Heise.
- Wang Z. and Wu Q.I.A.N.G. 2006. Development of groundwater sustainability indicators. *IAHS Publication*, 302, p.29.
- Werner A.D., Bakker M., Post V.E., Vandenbohede A., Lu C., Ataie-Ashtiani B., Simmons C.T. and Barry D.A. 2013. Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 51: 3-26.
- Zhang W., Gao L., Jiao X., Yu J., Su X. and Du S. 2014. Occurrence assessment of earth fissure based on genetic algorithms and artificial neural networks in Su-Xi-Chang land subsidence area, China. *Geosciences Journal*, 18(4): 485-493.
- Zhai Y., Wang J., Huan H., Zhou J. and Wei W. 2013. Characterizing the groundwater renewability and evolution of the strongly exploited aquifers of the North China Plain by major ions and environmental tracers. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 296(3): 1263-1274.
- Du S., Su X. and Zhang W. 2013. Effective storage rates analysis of groundwater reservoir with surplus local and transferred water used in Shijiazhuang City, China. *Water and Environment Journal*, 27(2): 157-169.
- Evans B.M. and Myers W.L. 1990. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. *Journal of Soil and Water Conservation*, 45(2): 242-245.
- European Commission. 2006. *On the Protection of Groundwater against Pollution and Deterioration*; European Commission: Kirchberg, Luxembourg.
- Gordon Groundwater Consultancy (Gordon Report). 2011. *Sustainable Groundwater Management: Preliminary Approach for Assessing the Sustainability of Groundwater*, submitted to CCME Water Management Development Committee, 48 p.
- Hirata R., Suhogusoff A. and Fernandes A. 2007. Groundwater resources in the State of São Paulo (Brazil): The application of indicators. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 79(1): 141-152.
- Hosseini SM., Parizi E., Ataie-Ashtiani B. and Simmons T. 2019. Assessment of sustainable groundwater resources management using integrated environmental index: Case studies across Iran. *Science of the Total Environment*, 676: 792-810.
- Hunsaker C.T., and Levine D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *BioScience*, 45(3): 193-203.
- Kardan moghaddam H. and Banihabib M.E. 2017. Investigation of interference of salt water in desert aquifer (Case study: South khorasan, sarayan aquifer). *Journal of water and soil*. 31(3): 673- 688.
- Kristensen P. 2003. EEA core set of indicators. European Environment Agency.
- Jafari F., Javadi S. and Karimi N. 2015. Forecasting of subsidence due to groundwater over exploitation using MODFLOW and interferometry technique in Radar imagery. 36th IAHR World Congress, Netherlands.
- Juwana I., Muttill N. and Perera B.J.C. 2012. Indicator-based water sustainability assessment, A review. *Science of the Total Environment*, 438: 357-371.
- Mattas C., Voudouris K., and Panagopoulos A. 2014. Integrated Groundwater Resources Management Using the DPSIR Approach in a GIS Environment Context: A Case Study from the Gallikos River Basin, North

Article Type: Conceptual

نوع مقاله: مفهومی

Disambiguating Basic Concepts in Water Management: "Adaptation to Water Scarcity"

A. Mianabadi^{1*}, K. Davary²

1,2- Postdoctoral Researcher and Professor, Water Engineering Department, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.

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

Received: 20-06-2019

Accepted: 31-12-2019

ابهام زدایی از مفاهیم پایه در حوزه مدیریت آب: «سازگاری با کم آبی»

آمنه میان‌آبادی^{۱*}، کامران داوری^۲

۱ و ۲- به ترتیب پژوهشگر پسادکتری و استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: ammianabadi@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۲/۳۱

Abstract

Adaptation to water scarcity is a topic that has received more attention recently by the Ministry of Energy as well as water experts. Providing appropriate solutions and long-term and efficient plans for this issue requires discussion and consensus on the subject. One of the issues that causes consensus to fail in various scientific disciplines is misunderstanding of concepts and lack of common technical reference. To come up with appropriate solutions to water scarcity, it is necessary to understand both "adaptation" and "Scarcity". There are various meanings associated with these two terms that need to be examined in relation to each other and avoid the use of them interchangeably by providing the correct definition of these concepts. This article discusses some of these concepts.

Keywords: Basic concepts, Adaptation, Coping, Mitigation, Water Scarcity, Water shortage.

چکیده

سازگاری با کم آبی مبحثی است که اخیراً توسط وزارت نیرو و متخصصان بخش آب مورد توجه زیادی قرار گرفته است. ارائه راهکارهای مناسب در این زمینه و برنامه‌ریزی بلندمدت و کارآمد برای آن نیازمند گفتگو و اجماع نظر پیرامون موضوع مورد بحث است. یکی از مسائلی که باعث می‌شود، در مباحث مختلف علمی نتوان به اجماع رسید، درک ناصحیح از مفاهیم و نداشتن فرهنگ لغت مشترک است. برای ارائه راهکارهای مناسب سازگاری با کم آبی باید ابتدا درک درستی از دو واژه "سازگاری" و "کم آبی" داشت. مفاهیم مختلفی مرتبط با این دو واژه وجود دارد که باید ارتباط آنها با همدیگر بررسی شده و با شناخت دقیق این مفاهیم، از کاربرد آنها به جای یکدیگر اجتناب شود. در این مقاله برخی از این مفاهیم بررسی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: مفاهیم پایه، سازگاری، سازش، تسکین، کمیابی آب، کمبود آب.

که تاکنون مورد توجه جامعه بوده است، باید به توسعه پایا تبدیل شود. اولین و مهمترین راهکار برای بررسی این مسئله تغییر رویکرد است. رویکرد سیاست‌گذاران نسبت به مسائل، باید به گونه‌ای باشد که همه جوانب یک مسئله در یک سامانه آبی مورد توجه قرار گیرد. اکثر مسائل و مشکلات به وجود آمده ناشی از وجود دیدگاه جزئی‌نگر^۲ است، درحالی‌که یک سامانه در هم تنیده^۳ آبی به دلیل وجود اثرات متقابل و بازخورد بین اجزای مختلف باید از دیدگاه کلی‌نگر^۴ بررسی شود.

همچنین حل مشکلات آب نیازمند مشارکت گرداران^۵ و دستیابی به اجماع نسبی بر روی برنامه احیای تعادل و پایایی است. این فرآیند به شدت نیازمند گفتگو و دیالوگ است. متأسفانه ابهام‌های فراوانی در تعریف مفاهیم مرتبط با مباحث آبی وجود دارد؛ درحالی‌که یکی از ضرورت‌های دستیابی به مفاهیم دیالوگ، داشتن فرهنگ لغات مشترک می‌باشد. در برخی موارد، رویکرد ناصحیح به مسائل ناشی از عدم آگاهی از تعاریف واژه‌ها و اصطلاحاتی است که در منابع مختلف علمی و سیاستی به‌وفور استفاده می‌شود. به این منظور باید ابتدا تعاریف درستی از برخی واژه‌ها در این حیطه ارائه شود.

یکی از مسائل مهم و مورد توجه وزارت نیرو، بحث سازگاری با کم‌آبی است. پیش از وارد شدن به مبحث سازگاری با کم‌آبی و ارائه راهکارهای سازگاری، ابتدا باید با مفاهیم اساسی در این زمینه آشنا شد. در زمینه موضوع سازگاری، مفاهیم مختلفی وجود دارد که باید ارتباط آن‌ها با همدیگر بررسی و با شناخت دقیق این مفاهیم، از کاربرد آن‌ها به جای یکدیگر اجتناب شود. در این مقاله برخی از مفاهیم مهم مرتبط با این بحث بررسی می‌شود.

کمبود آب: کمبود آب، کمبود کمی منابع تامین آب با کیفیت مناسب در یک مکان و زمان مشخص است. این کمبود می‌تواند ناشی از منابع آب ناکافی، فقدان و یا نگهداری نامناسب زیرساخت‌ها و یا تغییرات فصلی یا سالانه اقلیمی باشد (FAO، ۲۰۱۲). دوره‌های همراه با کمبود آب، مقطعی و ناشی از وقایعی چون وقوع خشکسالی و یا قطع موقت آب (کاهش موقت منابع آبی) بوده که منجر به «بحران»^۶ شده و با رفع بحران نیز از بین خواهد رفت. کمبود آب فقط در دوره بحرانی موجب اختلال می‌شود. لازم به ذکر است در چنین شرایطی استفاده از کلمه بحران مصداق دارد، زیرا بحران؛ پیشامدی مقطعی، گذرا، پویا، متغیر و غیر منتظره است.

کمیابی آب: دوره همراه با کمیابی آب، ماندگار و وخیم است و در صورتی که میزان مصارف آب از میزان منابع آب موجود در یک حوضه آبریز تجاوز نماید (FAO، ۲۰۱۲)، این دوره رخ خواهد داد. کمیابی آب، ناشی از دخالت‌های انسانی در استفاده بیش از

کشور ایران از نظر جغرافیایی در منطقه‌ای خشک و نیمه‌خشک قرار گرفته است و یکی از خصوصیات بارز آن مقادیر کم بارش سالانه می‌باشد. در طی سالیان مختلف مردم کشور، با درک این مسئله سعی داشته‌اند خود را با شرایط خشک منطقه وفق داده و راهکارهایی برای استفاده مناسب و بهینه از منابع آب موجود به‌ویژه برای فعالیت‌های کشاورزی پیدا کنند. یکی از موفق‌ترین راهکارهای استفاده بهینه از منابع آبی، حفر قنات‌ها بود، که به شکلی بسیار هوشمندانه و سازگار با اقلیم گرم و خشک ایران توسط ایرانیان باستان انجام می‌شد. انتقال آب در زیر زمین در قنات به شکلی که در معرض نور خورشید و تبخیر قرار نگیرد، یکی از راهکارهای سازگاری با اقلیم گرم و خشک ایران بود. علاوه بر قنات، احداث کانال‌ها (جوی)، یخچال‌ها، مخازن ذخیره آب و ... از جمله فعالیت‌هایی بود که در گذشته برای استفاده بهینه از آب موجود صورت می‌گرفت (Madani و همکاران، ۲۰۱۶).

در سال‌های اخیر با توجه به افزایش جمعیت و توسعه کشاورزی و صنعت روند استفاده از منابع آب موجود به‌ویژه آب‌های زیرزمینی افزایش زیادی داشته و این منبع حیاتی را با کسری آب مخزن روبه‌رو کرده است. در چنین شرایطی نزولات جوی و منابع آب سطحی و زیرزمینی پاسخگوی نیاز آبی بخش‌های مختلف نمی‌باشد، بنابراین باید به دنبال راهکارهای مناسبی برای سازگاری با شرایط کم‌آبی بود، به‌طوری‌که پایایی^۷ سیستم‌های آبی نیز دچار مشکل نشود. به بیان دیگر توسعه افسارگسیخته‌ای

کم‌آبی

منظور از «کم‌آبی»، نبود آب کافی برای تأمین نیازهای موجود در یک جامعه است. در متون علمی بین‌المللی برای این مفهوم دو عبارت «کمبود آب»^۸ و «کمیابی آب»^۹ استفاده شده است. در جدول (۱) اصطلاحات انگلیسی این دو عبارت، معانی ذی‌ربط بر مبنای فرهنگ لغات آکسفورد و کمبریج، تعاریف معمول در متون علمی انگلیسی و معادل پیشنهادی آن‌ها ارائه شده است. به‌طورکلی واژه shortage به شرایطی اطلاق می‌شود که در آن هر «چیز» مورد نظر به قدر کافی در دسترس نباشد، اما واژه scarcity در شرایطی معنا می‌یابد که آن «چیز» به آسانی قابل دسترسی نباشد و یا مقدار آن برای تأمین نیازها کافی نباشد. برای این دو واژه به ترتیب معادل فارسی «کمبود» و «کمیابی» پیشنهاد شد. براین اساس می‌توان دو عبارت «کمبود آب» و «کمیابی آب» را به شکل زیر تعریف نمود:

حد از منابع آب حاصل می‌شود و ظرفیت تجدیدپذیری آن را با چالش مواجه می‌نماید. میزان آب موجود، مقدار آب قابل تخصیص است و شامل آب تجدیدپذیر تحت مدیریت^۱ و آب‌های انتقالی از حوضه‌های دیگر به حوضه موردنظر است. به نظر می‌رسد برای

سازگاری با چنین شرایطی یا باید مصارف آب در حوضه را کاهش و یا منابع آب حوضه را افزایش داد (به‌عنوان مثال انتقال آب از خارج از حوضه آبریز). راهکار اول به اجماع گرداران و راهکار دوم به سرمایه فراوان نیاز دارد که هیچکدام به آسانی در دسترس نیست.

جدول ۱- معنی، تعریف و معادل فارسی کلمات مرتبط با کم‌آبی

معادل فارسی پیشنهادی	کاربرد در متون علمی مرتبط	معنی انگلیسی	کلمه انگلیسی
کمبود	Water shortage: low levels of water supply at a given place and a given time (FAO, 2012)	Cambridge: a situation in which there is not enough of something Oxford: a state or situation in which something needed cannot be obtained in sufficient amounts	Shortage
کمیابی	Water scarcity: an excess of water demand over available supply (FAO, 2012), the lack of sufficient available water resources to meet the demands of water usage within a region (Science daily, 2018)	Cambridge: a situation in which something is not easy to find or get Oxford: the state of being scarce or in short supply (Scarce: insufficient for demand)	Scarcity

سازگاری

در ارتباط با وقایع مختلف غیرمترقبه سه واژه مهم در منابع مختلف علمی و سیاستی وجود دارد، این سه کلمه از نظر مفهومی و کاربردی تفاوت داشته و شامل «سازش»^۱، «تسکین»^۲، و «سازگاری»^۳ می‌باشد. واژه‌های انگلیسی، معادل فارسی و انگلیسی و کاربرد آنها در جدول (۲) ارائه شده است. سازش: واژه سازش یک واژه عمومی برای اقداماتی است که از طریق آنها می‌توان در قالب دو واژه «تسکین» و «سازگاری» با وقایعی چون تغییر اقلیم یا مخاطرات طبیعی سر کرد.

تسکین: واژه تسکین ابتدا در متون علمی در رابطه با مدیریت ریسک مخاطرات طبیعی (به‌طورویژه در رابطه با خشکسالی در حوزه مدیریت منابع آب) مطرح شد. اما در ادامه، این واژه در مبحث تغییر اقلیم نیز وارد شد که شامل هرگونه فعالیت انسانی برای کاهش منابع تولید^۴ یا افزایش مخازن جذب^۴ گازهای گلخانه‌ای است (IPCC, ۲۰۰۱a).

سازگاری: این واژه به‌طورکلی، به معنای تغییر شرایط برای تطبیق یافتن با محیط زندگی و یا تغییرات وقوع یافته است. در لغت نامه دهخدا سازگاری به «عمل سازگار» و «وفق دادن» معنا شده است. این واژه از حوزه علوم زیستی به امانت گرفته شده و ناظر بر هوشمندی ذاتی موجودات زنده است

که محدودیت‌های محیطی را درک نموده و به‌طور مستمر خود را با شرایط متغیر محیطی انطباق می‌دهند. سازگاری، در مباحث مختلف علمی، هرگونه اقدامی که منجر به کاهش اثرات ناخوشایند حوادث غیرمترقبه (مخاطرات طبیعی یا تغییر اقلیم) شود، را در بر می‌گیرد. به‌عبارت‌دیگر، سازگاری شامل شناخت محدودیت‌ها، پذیرش آنها و سپس عمل در دامنه آنها می‌باشد. در علوم طبیعی و اجتماعی، سازگاری را تطبیق با تغییرات محیطی، توانایی برای کاهش خسارات بالقوه، توانایی برای سودبردن از فرصت‌ها، افزایش ظرفیت برای حفظ زندگی و معیشت، و توانایی برای مقابله با پیامدهای مخاطرات محیطی تعریف می‌کنند (Klein و Fussel, ۲۰۰۶). بر اساس تعریف Mitchell و Tanner (۲۰۰۶)، سازگاری، چگونگی آمادگی افراد، گروه‌ها و یا سیستم‌های طبیعی در برابر تغییرات اقلیمی یا محیطی و پاسخ به این تغییرات می‌باشد. امروزه این واژه به‌طور خاص در ارتباط با مباحث تغییر اقلیم به‌کار گرفته می‌شود و طبق تعریف هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، سازگاری در سیستم‌های انسانی، «فرآیند تطبیق با اقلیم واقعی یا موردانتظار و اثرات آن، به‌منظور کاهش آسیب‌ها و استفاده از فرصت‌های مفید آن» می‌باشد (IPCC, ۲۰۰۷؛ ۲۰۱۴). سازگاری نشانه‌ای از هوشمندی و ضرورت دوام و بقا هر توسعه‌ای است.

جدول ۲- معنی، تعریف و معادل فارسی کلمات مرتبط با سازگاری

اصطلاح انگلیسی	معنی انگلیسی	کاربرد در متون علمی مرتبط	معادل فارسی پیشنهادی
Coping (cope)	Cambridge: to deal successfully with a difficult situation Oxford: to deal effectively with something difficult Or to have the capacity to deal successfully with	Coping with climate change Coping with water scarcity: to live in harmony with the environmental conditions specific to and dictated by limited available water resources (Pereira et al., 2002)	سازش
Mitigation	Cambridge: the act of reducing how harmful, unpleasant, or bad something is Oxford: the action of reducing the severity, seriousness, or painfulness of something	Climate change mitigation: An anthropogenic intervention to reduce the sources or enhance the (sinks of greenhouse gases (IPCC, 2001b Natural hazard risk mitigation (drought mitigation-drought risk mitigation-flood risk mitigation): Any structural/physical or non-structural measures undertaken to limit the adverse impacts of the natural hazard	تسکین
Adaptation	Cambridge: the process of changing to suit different conditions or the process in which a living thing changes slightly over time to be able to continue to exist in a particular environment, or a change like this Oxford: the action or process of adapting or being adapted (Adapt: make (something) suitable for a new use or purpose, become adjusted to new conditions)	Climate change adaptation: Adjustment in natural or human systems in response to actual or expected climatic stimuli or their effects, which moderates harm or exploits beneficial opportunities (IPCC, 2001b) Adaptation to water scarcity	سازگاری

شود. بدسازگاری شامل فعالیت‌هایی است که برای پیشگیری یا کاهش آسیب پذیری به پدیده غیرمترقبه انجام می‌شود، اما عملاً باعث افزایش آسیب‌پذیری سایر سیستم‌ها و بخش‌های اجتماعی می‌شود. راهکارهای مربوط به سازش با یک پدیده غیرمترقبه در گذشته می‌توانست مناسب باشد، اما این راهکارها امروزه و در شرایطی که اقلیم در حال تغییر است، کارگشا نیست. به‌عنوان مثال در گذشته، فروش دام‌ها در صورت وقوع خشکسالی‌هایی ممکن بود هر ۵ سال (یا بیشتر) اتفاق بیفتد، می‌توانست به‌عنوان راهکاری کوتاه مدت و فوری برای سازش با خشکسالی در نظر گرفته شود. ولی در حال حاضر که به دلیل تغییر اقلیم، فراوانی وقوع خشکسالی‌ها افزایش یافته است، نمی‌توان از این راهکار استفاده نمود. علاوه بر تفاوت بیان شده فوق، نگارندگان معتقدند که سازش به وضعیت^{۱۶} و یا حالت^{۱۷} یک سیستم اطلاق شده و به این معنی است که یک سیستم در هر لحظه دارای اندکی انعطاف^{۱۸} در

اگرچه بررسی متون مختلف علمی نشان داد تعریف فوق برای سازش به‌عنوان یک واژه عمومی که سازگاری زیرمجموعه‌ای از آن است، تعریف مناسب‌تر و پرکاربردتری است؛ اما در یکی از منابع واژه سازش در مقابل سازگاری قرار گرفته است. بر اساس آنچه در این منبع آمده است (Taylor, ۲۰۱۱)، واژه سازش در حالتی معنا پیدا می‌کند که پدیده غیرمترقبه اتفاق افتاده و تنها می‌توان این پدیده و اثرات آن را به‌وسیله برخی از راهکارهای موقت و کوتاه‌مدت تحمل کرد و هیچگونه برنامه و راهکار خاصی از قبل برای آن پیش‌بینی و برنامه‌ریزی نشده است. بنابراین راهکارهای مربوط به سازش، راهکارهای فوری و کوتاه مدتی است که پس از وقوع پدیده مورد توجه قرار می‌گیرد و در بسیاری از موارد می‌تواند منجر به تخریب منابع شده و معمولاً در صورت عدم موفقیت یک راهکار، جایگزین مناسبی برای آن وجود ندارد. چنین راهکارهایی در برخی موارد می‌تواند در درازمدت منجر به «بدسازگاری»^{۱۵}

مقابل مخاطرات می‌باشد. اما سازگاری فرآیندی^{۱۹} است زمان‌بر و برای افزایش ظرفیت سازش یک سیستم استفاده می‌شود. برخی از موجودات این ظرفیت را دارند که بتوانند در طی این فرآیند خود را به تدریج با شرایط جدید تطبیق دهند و در هر مرحله‌ای از این فرآیند، ظرفیت خاصی از سازش را دارا بوده و یا آن را افزایش دهند. به عنوان مثال افزایش دمای ناگهانی در طی فاصله کوتاهی می‌تواند باعث از بین رفتن برخی از مراتع شود، زیرا این مراتع ظرفیت سازش با شرایط جدید را نداشته و چون فرصت کافی برای سازگارشدن را نیز ندارند، نمی‌توانند خود را با شرایط جدید منطبق سازند. اما انسان می‌تواند با انتخاب بذور سازگار با شرایط جدید طی یک فرآیند مدت‌دار، مراتع را نسبت به شرایط جدید سازگار نموده و قدرت سازش آن را از طریق کاشت گونه‌های گیاهی جدید افزایش دهد.

در زمینه تعاریف و اقدامات مرتبط با تسکین و سازگاری نکته را باید در نظر داشت:

۱- در مبحث تغییر اقلیم، محل اثر اقدامات تسکین و سازگاری متفاوت است (شکل ۱). اقدامات مرتبط با تسکین مربوط به منشا ایجاد تغییرات اقلیمی یعنی گازهای گلخانه‌ای می‌باشد. لذا در این اقدامات کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو مدنظر است. اقدامات سازگاری نیز بر پیامدهای تغییر اقلیم متمرکز است و سعی دارد اثرات منفی آن را کاهش دهد.

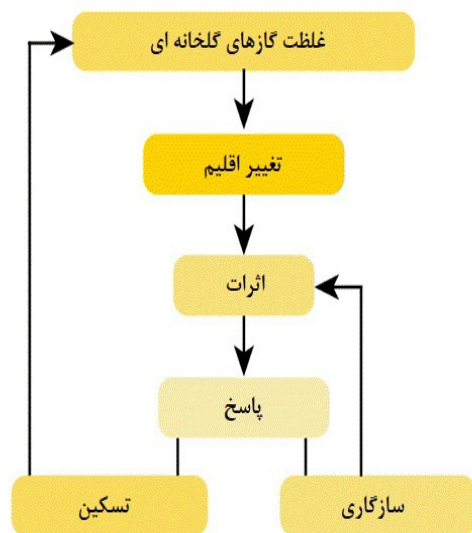
۲- در مبحث مدیریت ریسک مخاطرات طبیعی، واژه تسکین به معنای کاهش احتمال وقوع یک مخاطره طبیعی از طریق شناسایی مخاطره و یا کاهش یا به حداقل رساندن اثرات منفی (جانی و مالی) آن مخاطره می‌باشد. بنابراین در این مبحث، واژه تسکین به نوعی تعریف سازگاری را نیز به همراه دارد که این مسئله می‌تواند باعث سردرگمی باشد.

۳- اقدامات مرتبط با واژه تسکین بر اساس شناخت گذشته بوده و به دنبال کنترل منشأ خطر و کاهش شدت و یا احتمال آن است. دامنه مکانی و زمانی این اقدامات گسترده است. چنین اقداماتی، ایستا و در عین حال بسیار مهم هستند. این نکته را باید در نظر داشت که هرچه اقدامات مربوط به کاهش عوامل موثر بر وقوع مخاطرات طبیعی یا تغییر اقلیم کمتر مورد توجه قرار گیرد، نیاز به اقدامات مربوط به سازگاری با آنها بیشتر خواهد شد (Goklany, ۲۰۰۵).

۴- اقدامات مرتبط با سازگاری بر اساس پیش‌نگری^{۲۰} (آینده)، تلاش دارد ضمن انطباق یافتن به شرایط محیطی موجب کاهش

اثرات^{۲۱} شود؛ لذا دامنه زمانی این اقدامات محدود و دامنه مکانی آن محلی است. این اقدامات رو به آینده و پویا هستند. به این معنا که با در نظر گرفتن پتانسیل‌های موجود در منطقه و یا پتانسیل‌های وارداتی، رویکردی برای توسعه متناسب با ظرفیت‌های طبیعی، اجتماعی، اقتصادی، فرهنگی و... موجود به منظور برآورد نیازهای جامعه تعریف می‌شود. علاوه بر آن، پویایی محیط‌های طبیعی و انسانی نیز رصد شده و به صورت مستمر آمادگی و توانایی تطبیق جامعه با شرایط جدید و حفظ سازگاری آن در نظر گرفته می‌شود. امروزه مبحث «مدیریت تطبیقی»^{۲۲} در علم مدیریت، ناظر بر این نوع سازگاری است. به طور کلی سازگاری با مفهوم «تاب‌آوری»^{۲۳} تقارن معنایی دارد.

۵- اقدامات تسکین و سازگاری از نظر مقیاس مکانی و زمانی و بخش‌های اعمال این اقدامات متفاوت هستند (جدول ۳). اقدامات تسکین در مقیاس جهانی صورت گرفته و اثرات درازمدت دارد، اما اقدامات سازگاری در مقیاس محلی مورد توجه بوده و اثرات آن در کوتاه‌مدت باعث کاهش آسیب‌پذیری می‌شود (Tol, ۲۰۰۵). محل تمرکز اجرای اقدامات تسکین در بخش‌های انرژی، حمل و نقل، صنایع، ضایعات و کشاورزی و جنگل است (جنگل‌ها ظرفیت حذف کربن از جو را دارند و لذا می‌توان از این خاصیت برای اقدامات تسکین استفاده نمود). اجرای اقدامات سازگاری نیز در بخش‌های آب و سلامت، نواحی ساحلی و کشاورزی و جنگل متمرکز است.



شکل ۱- تفاوت محل اثر اقدامات «تسکین» و «سازگاری»

جدول ۳- تفاوت «تسکین» و «سازگاری»

منبع	تقسیم بندی	تسکین	سازگاری
	مقیاس مکانی	جهانی	محلی
	مقیاس زمانی	اثرات دراز مدت به دلیل	اثرات کوتاه مدت در کاهش
Tol (۲۰۰۵)	بخش ^{۲۴}	اینرسی سیستم اقلیمی	آسیب پذیری
		بخش های انرژی، حمل و نقل،	بخش های آب و سلامت
		صنایع و ضایعات	نواحی ساحلی
		کشاورزی و جنگل	کشاورزی و جنگل
	سیستم هدف	همه سیستم ها	سیستم های انتخاب شده
	محدوده اثرگذاری	جهانی	محلی تا منطقه ای
	دوره اثرگذاری	چند قرن	چند سال تا چند قرن
	زمان دستیابی	چند دهه	بلافاصله تا چند دهه
Fussel (۲۰۰۷)	اثر بخشی	قطعی	عموماً با قطعیت کمتر
	مزایای جانبی	بعضی اوقات	اغلب
	جریمه های انتشار گازهای گلخانه ای	معمولاً وجود دارد	نیازی نیست
	مشوق	اثر چندانی ندارد	اثر بسیار زیاد
	پایش اقدامات	نسبتاً آسان	سخت تر

مفاهیم مرتبط با سازگاری با کم آبی

علاوه بر مفاهیم ذکر شده، مفاهیم دیگری در متون علمی، مرتبط با مخاطرات طبیعی و تغییر اقلیم مطرح می شود. رابطه بین این مفاهیم اغلب واضح نبوده و یک واژه ممکن است در متون علمی متفاوت، معانی و یا برداشت های متفاوتی داشته باشد. به منظور جلوگیری از کاربرد نامناسب این کلمات لازم است تمایز این کلمات از یکدیگر و ارتباط آنها با سازگاری روشن شود. در این بخش به طور خلاصه به این مفاهیم پرداخته می شود.

یکی از واژه های مهم در این زمینه واژه «ریسک» است که بنا به تعریف حاصل ضرب احتمال وقوع یک رخداد مخاطره آمیز در اثرات آن رخداد- در صورت وقوع- می باشد. ریسک، حاصل برآیند سه عامل «مخاطره»^{۲۵}، «مواجهه»^{۲۶} و «آسیب پذیری»^{۲۷} است (شکل ۲). مخاطره شامل پدیده های طبیعی مانند سیل خشکسالی است. مواجهه به معنی حضور مردم، حیوانات، گونه ها و اکوسیستم، محیط زیست، سرویس ها، منابع، زیرساخت ها، دارایی های اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در محلی که می تواند تحت تاثیر مخاطرات قرار گیرد، می باشد (IPCC، ۲۰۱۴). آسیب پذیری به معنی میزان گرایش یک سیستم برای تحت تاثیر مخاطرات قرار گرفتن است. آسیب پذیری مفاهیمی چون حساسیت یا قابلیت آسیب دیدن و فقدان ظرفیتهای لازم سازش و سازگاری را شامل می شود (IPCC، ۲۰۱۴). آسیب پذیری نسبت به تغییر اقلیم عبارت

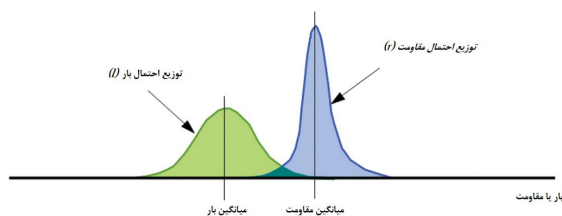
است از حدی که تا آن حد سیستم نسبت به اثرات نامطلوب تغییر اقلیم (شامل تغییرپذیری اقلیمی و رخدادهای حدی) حساس بوده و یا نمی تواند با آن اثرات سازش داشته باشد (IPCC، ۲۰۱۴). در منابع علمی، آسیب پذیری را تابعی از خصوصیات، بزرگی و نرخ تغییر اقلیم، میزان مواجهه سیستم، حساسیت سیستم و ظرفیت سازگاری^{۲۸} آن می دانند (IPCC، ۲۰۱۴). به طوری که هرچه میزان حساسیت سیستم و مواجهه آن بیشتر باشد، آسیب پذیری سیستم نسبت به مخاطرات بیشتر است. توانایی یک سیستم برای تعدیل خسارات، استفاده از فرصت ها و سازش با پیامدهاست. در مقابل، ظرفیت سازگاری بیشتر سیستم نسبت به مخاطرات و ارائه اقدامات مناسب سازگاری باعث کاهش آسیب پذیری سیستم می شود (شکل ۳). نگارندگان معتقدند بین دو اصطلاح ظرفیت سازگاری و ظرفیت سازش^{۲۹} باید تمایز قائل شد. چون ظرفیت سازش حالتی است که یک سیستم به طور ذاتی برای حفظ خود در مواجهه با خطر دارد، که این ظرفیت را می توان با استفاده از اقدامات سازگاری افزایش داد. به عبارت دیگر انتقال از حالت (الف) به حالت (ب) در شکل (۳)، از طریق ارائه راهکارهای مناسب سازگاری (که یک فرآیند زمان بر است)، رخ خواهد داد. به عنوان مثال، اگر گیاهی به طور ذاتی شرایط مقابله با شرایط خشکی را داشته باشد و با همان ظرفیت موجود و بدون تغییر در سازوکار خود، نسبت به خشکی آسیب پذیری کمی داشته باشد، چنین گیاهی دارای ظرفیت سازش با خشکی است. اما

یکی دیگر از واژه‌های مهم در این زمینه، «تاب‌آوری» است. هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، تاب‌آوری را به این شرح تعریف نموده است (IPCC، ۲۰۱۴): «ظرفیت هر سیستم (اجتماعی، اقتصادی و محیطی) برای سازش با یک رخداد، روند و یا یک برهم‌ریختگی مخاطره‌آمیز، و نیز پاسخ به آن رخداد و یا بازسازماندهی آن به نحوی که عملکرد، هویت و ساختار سیستم حفظ شود و در عین حال ظرفیت برای سازگاری، یادگیری و تحول^{۲۰} (تغییر در ویژگی‌های اصلی و پایه سیستم‌های طبیعی و انسانی) نیز در نظر گرفته شود.»

در ارتباط با مفهوم تاب‌آوری، دو واژه «بار»^{۲۱} و «مقاومت»^{۲۲} مطرح می‌شود. مقاومت یا قدرت^{۲۳} یک سیستم، به توانایی آن سیستم برای تحقق رضایت‌بخش اهداف موردنظر بدون شکست^{۲۴} (عدم موفقیت) در صورت وجود تنش^{۲۵} خارجی، گفته می‌شود (Mays، ۲۰۰۵). تنش بار اعمال شده بر سیستم است که می‌تواند به شکل یک بار مکانیکی، تنش‌های محیطی، نرخ جریان، نوسانات دمایی و ... باشد. در صورتی که میزان مقاومت یک سیستم از تنش یا بار کمتر شود، موجب شکست سیستم می‌شود. برای ارزیابی تاب‌آوری هر سیستم، می‌توان از مفاهیم ریسک و قابلیت اطمینان استفاده نمود. قابلیت اطمینان (R) یک سیستم به صورت احتمال بیشتر بودن مقاومت سیستم (r) نسبت به بار وارد شده بر آن (l) تعریف می‌شود (معادله ۱).

$$R = P(r > l) = P(r - l > 0)$$

در مقابل، واژه ریسک به معنای احتمال بیشتر بودن بار اعمال شده به سیستم نسبت به مقاومت آن است. با توجه به شکل (۴) اگر میزان همپوشانی دو تابع توزیع بار و مقاومت بیشتر باشد، احتمال شکنندگی سیستم بیشتر است، زیرا در محدوده قسمت هم‌پوشانی، میزان بار اعمال شده بر سیستم از میزان مقاومت سیستم بیشتر است.

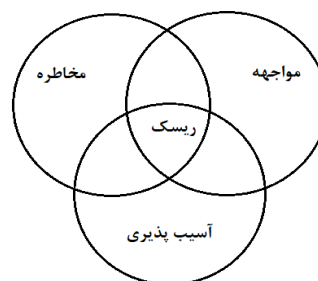


شکل ۴- تابع توزیع بار و مقاومت یک سیستم

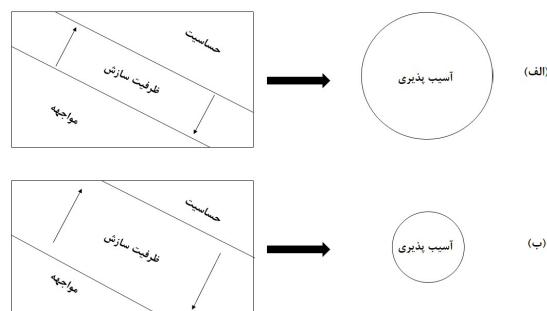
نگارندگان معتقدند که تاب‌آوری را به دو شکل می‌تواند تعریف نمود؛ در شکل اول (که مفهوم عمومی آن است) تاب‌آوری به این معنی است که سیستم بتواند پس از مواجهه با مخاطره، خود را دوباره بازیابی نماید. در چنین حالتی، اصطلاح «برگشت‌پذیری» نیز استفاده می‌شود. در شکل دوم، تاب‌آوری

در صورتی که طی سالیان، به دلیل تغییرات تدریجی شرایط محیطی و کاهش تدریجی بارش در منطقه، بتواند خود را با تغییراتی که در سازوکار خود ایجاد می‌کند، نسبت به شرایط جدید، آسیب‌پذیری خود را کاهش دهد، چنین گیاهی ظرفیت سازش خود را از طریق اقدامات سازگاری افزایش داده است و دارای ظرفیت سازگاری بالایی است.

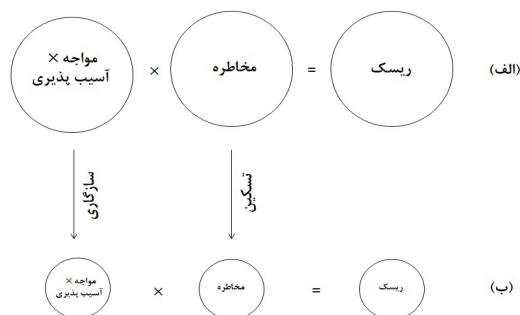
برای مدیریت ریسک باید یا به‌طور کلی با تمرکز بر منشا وقوع مخاطره، احتمال وقوع آن را کاهش داد و یا از میزان مواجهه یا آسیب‌پذیری نسبت به مخاطره کاست. کاهش احتمال وقوع مخاطره از طریق راهکارها و اقدامات مرتبط با تسکین و کاهش مواجهه و آسیب‌پذیری از طریق اقدامات سازگاری امکان‌پذیر است (شکل ۴).



شکل ۲- ریسک و عوامل موثر بر آن



شکل ۳- ارتباط بین ظرفیت سازش، آسیب‌پذیری، مواجهه و حساسیت (Engle، ۲۰۱۱)



شکل ۳- کاهش ریسک با استفاده از اقدامات تسکین و سازگاری

به معنی رفتار عاقلانه و حفظ فاصله از مخاطره است. در شکل اول سیستم یا به خودی خود، ظرفیت سازش بالایی دارد و یا میزان آسیب‌پذیری آن کم است. در شکل دوم، معمولاً از طریق مداخله انسانی می‌توان میزان مواجهه سیستم یا اجزای سیستم با مخاطره را کاهش داد. بر اساس تعریف Vanclay و همکاران (۲۰۰۹)، تاب‌آوری سیستم اکولوژیکی نسبت به تغییر اقلیم نیز به سه حالت تقسیم‌بندی شده است. حالت اول هنگامی است که خود اکوسیستم و افراد موجود در آن نسبت به تنش‌های اقلیمی تاب‌آوری دارند. در حالت دوم و سوم اجزای اکوسیستم از طریق گزینه‌های سازگاری خود را از مواجهه شدن با مخاطره دور می‌کنند. این دور شدن می‌تواند

جمع‌بندی

واژه سازگاری با مخاطرات طبیعی در متون علمی بین‌المللی در حوزه مدیریت منابع آب واژه نسبتاً جدیدی است و در زبان فارسی باتوجه به وجود واژه‌های متعددی که در این زمینه وجود دارد، می‌تواند باعث اشتباه در برداشت مفهوم این واژه شود. در این مقاله سعی شد، با ارائه تعاریف و معادل فارسی مناسب برای این واژه و سایر واژه‌های مرتبط با آن، تمایز بین واژه‌ها مشخص شود تا بتوان به شکل مناسبی آنها را در متون مختلف علمی فارسی استفاده نمود. بر این اساس، واژه سازگاری به‌طور کلی، یک فرآیند زمان‌بر است و به معنای تغییر شرایط برای تطبیق یافتن با محیط زندگی و یا تغییرات وقوع یافته است. در مباحث مختلف علمی مرتبط با مخاطرات طبیعی و تغییرات اقلیمی، کاهش اثرات ناخوشایند حوادث غیرمترقبه را سازگاری می‌نامند. این واژه در کنار کلماتی چون سازش و تسکین استفاده شده و با واژه تاب‌آوری ارتباط پیرامونی دارد که هر کدام تعاریف و کاربردهای خاص خود را داشته و در استفاده از آنها باید دقت لازم به عمل آید و نباید به جای یکدیگر استفاده شوند. در متون علمی مختلف، واژه سازش به هرگونه اقدامی که بتوان از طریق کاهش منشا مخاطره طبیعی و یا کاهش اثرات آن، با وقایعی چون تغییر اقلیم یا مخاطرات طبیعی سر کرد، اطلاق می‌شود. بر اساس این تعریف، واژه سازش هر دو واژه تسکین و سازگاری را در بر دارد. اما نویسندگان این مقاله معتقدند که واژه سازش در واقع حالت یا وضعیت یک سیستم یا افراد یک سیستم است که به طور ذاتی، نسبت به مخاطرات و تغییر شرایط می‌توانند سازش داشته باشند. یک سیستم یا افراد یک سیستم در صورتی که با

به شکل حرکت کوچک‌مقیاس از محیط نامساعد به محیطی با خرداقلیم مساعدتر و یا به شکل جابه‌جایی بزرگ‌مقیاس گونه‌ها به دلیل تغییرات بزرگ‌مقیاس اقلیمی صورت گیرد (Vanclay و همکاران، ۲۰۰۹). باید توجه داشت که تاب‌آوری افراد یک سیستم با تاب‌آوری خود سیستم یا جامعه متفاوت است. در یک جامعه ممکن است برخی از افراد جامعه نسبت به تغییرات حاصل شده آسیب‌پذیر بوده و تاب‌آوری نداشته باشند، اما به دلیل کم بودن آسیب‌پذیری سایر افراد یا وجود ظرفیت ذاتی سازش در آنها، جامعه همچنان نسبت به تغییر شرایط تاب‌آوری دارد. بنابراین تفاوت و گوناگونی در افراد جامعه می‌تواند تاب‌آوری جامعه یا سیستم را افزایش دهد.

تغییرات ناگهانی محیطی روبه‌رو شوند، تا حد نهایی ظرفیت سازش خود، می‌توانند نسبت به تغییرات، سازش نشان داده و در محیط باقی بمانند. در صورتی که ظرفیت سازش سیستم یا افراد سیستم کم باشد، در مقابل تغییرات ناگهانی تاب‌آوری کمی داشته و در نتیجه از بین خواهد رفت. اما در صورتی که سیستم یا افراد سیستم با تغییر تدریجی شرایط محیطی روبه‌رو شوند، به‌گونه‌ای که فرصت برای انجام اقدامات سازگاری که فرآیندی زمان‌بر است داشته باشند، با استفاده از این اقدامات می‌توانند آسیب‌پذیری خود را کاهش داده، ظرفیت سازش خود را بالا برده و تاب‌آوری خود را افزایش دهند. بر این اساس می‌توان گفت مفهوم تاب‌آوری با واژه سازگاری تقارن معنایی دارد. تاب‌آوری ظرفیت یک سیستم برای سازش با وقایع مخاطره‌آمیز است، به‌نحوی که پس از وقوع مخاطره، سیستم بتواند دوباره خود را بازیابی نموده و عملکرد، هویت و ساختار خود را حفظ نماید. در چنین حالتی سیستم یا به خودی خودی ظرفیت سازش بالایی دارد و یا آسیب‌پذیری آن کم است. از سوی دیگر می‌توان تاب‌آوری را حفظ فاصله از مخاطره در نظر گرفت. در این شرایط با مداخله انسانی، مواجهه سیستم با مخاطره و در نتیجه میزان ریسک کاهش یافته و تاب‌آوری افزایش می‌یابد.

با شناخت واژه‌های فوق و کاربرد آنها، می‌توان گفت در مدیریت تطبیقی منابع آب، سازگاری با کم‌آبی فرآیندی زمان‌بر است که باید برای افزایش ظرفیت سازش سیستم، در طی زمان، با توجه به تغییرات رخ داده، با ارائه راهکارهایی برای کاهش آسیب‌پذیری و کم کردن مواجهه با خطر کم‌آبی (آمایش سرزمین)، مورد توجه قرار گرفته و تاب‌آوری سیستم و جامعه را در برابر کم‌آبی افزایش داد.

- Engle N.L. 2011. Adaptive capacity and its assessment. *Global Environmental. Change*, 21: 647–656.
- FAO. 2012. Coping with water scarcity, An action framework for agriculture and food security. Rome, , Italy.
- Fussel H.M. and Klein R.J.T. 2006. Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking. *Climatic Change*, 75: 301–329.
- Fussel H.M. 2007. Adaptation planning for climate change: concepts, assessment approaches, and key lessons. *sustainability Science*, 2(2): 265–275.
- Goklany I.M. 2005. A climate policy for the short and medium term: stabilization or adaptation?. *Energy & Environmen*, 16(3): 667–680.
- IPCC. 2001a. Summary for policymakers, Climate change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report.
- IPCC. 2001b. Climate Change 2001: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II, III to the Third Assessment Report.
- IPCC. 2001c. Summary for policymakers, Climate change 2001, Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report.
- IPCC. 2007. Climate change 2007, Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report.
- IPCC. 2014. Climate change 2014, Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report.
- Madani K., Aghakouchak A. and Mirchi A. 2016. Iran's Socio-economic Drought: Challenges of a Water Bankrupt Nation. *Iranian Studies*, 49(6): 997–1016.
- Mays L.W. 2005. Water resources engineering. John
- 1- Sustainability
 - 2- Reductionism
 - 3- Complex
 - 4- Holism
 - 5- Stakeholders
 - 6- Water Shortage
 - 7- Water Scarcity
 - 8- Crisis
 - 9- Manageable renewable water
 - 10- Coping
 - 11- Mitigation
 - 12- Adaptation
 - 13- Sources
 - 14- Sinks
 - 15- Maladaptation
 - 16- Situation
 - 17- State
 - 18- Flexibility
 - 19- Process
 - 20- Anticipation
 - 21- Impacts
 - 22- Adaptive Management
 - 23- Resilience
 - 24- Sectors
 - 25- Hazard
 - 26- Exposure
 - 27- Vulnerability
 - 28- Adaptive capacity
 - 29- Coping capacity
 - 30- Transformation
 - 31- Load
 - 32- Resistance
 - 33- Strength
 - 34- Failure
 - 35- Stress

- ing/adaptation-versus-coping (visited 12 August 2018).
- Tol R.S.J. 2005. Adaptation and mitigation: trade-offs in substance and methods. *Environmental Science and Policy*, 8:572–578.
- Vanclay F., Leith P. and Fleming A. 2009. Understanding Farming Community Concerns About Adapting to Changed Climate. in “A Spatial Explicit, Indicator-based Methodology for Quantifying the Vulnerability and Adaptability of Natural Ecosystem”, Frankfurt: Peter Lang International Verlag der Wissenschaften.
- Wiley & Sons. *Nature*. New York, United States
- Mitchell T. and Tanner T. 2006. Adapting to Climate Change: Challenges and Opportunities for the Development Community. WMO report.
- Pereira L.S., Cordery I. and Lacovides L. 2002. Coping with water scarcity. *Technical Documents in Hydrology*, 58. Paris.
- Science daily, https://www.sciencedaily.com/terms/water_scarcity.htm (visited 20 September 2018).
- Taylor A. 2011. Distinguishing between coping and adaptation. Available at <https://www.weadapt.org/knowledge-base/adaptation-decision-mak->

Article Type: Applied

نوع مقاله: کاربردی

Investigation of Membrane Bioreactor (MBR) as an Effective Method in Wastewater Treatment

E. Movahed^{1*}, A. Rahnavard²

1,2-PhD Student in Environment Pollution & Assistant Professor, Department of Environment, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran.

*(Corresponding Author Email: E.movahed86@yahoo.com)

Received: 17-02-2019

Accepted: 28-11-2019

بررسی بیوراکتور غشایی (RBM) به عنوان روشی کارا در تصفیه فاضلاب

الهام موحد^۱، آبتین راهنورد^۲

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری آلودگی‌های محیط زیست و استادیار گروه محیط زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن.

*(نویسنده مسئول، (Email: E.movahed86@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۱/۲۸

Abstract

Nowadays, due to strict laws to prevent environmental pollution as well as the importance of recycling and reuse of effluent, the use of processes that can treat wastewater with high efficiency has received special attention. One of the biological and widely used mechanism of domestic and industrial sewage treatment is activated sludge which micro-organisms break down organic matter in the sewage while consuming oxygen. The advantages of this method are simple design, simple guidance, optimal efficiency in organic matter removal and less sensitivity to seasonal variations in temperature. After demonstrating the proper performance of the activated sludge in the treatment of variety of sewages, various adjustments and changes were made to adapt this process to different requirements. The disadvantages of conventional activated sludge method are the need to relatively high electrical and mechanical equipment, operational problems, the need for relatively high space for the construction of the wastewater treatment plant and low efficiency in the separation of all suspended organic matter. Membrane bioreactor (MBR) is a method to solve the problems of activated sludge especially reducing the steps of the purification process (removal of sedimentation and disinfection) and increasing the efficiency of reducing organic pollutants. Despite the use of an active sludge reactor, the separation of sludge from water is done by a membrane microfiltration system. This system has been highly efficient for domestic and industrial wastewater treatment and has received special attention in recent years.

Keywords: Microfiltration, Ultrafiltration, Membrane process.

چکیده

امروزه باتوجه به قوانین سخت گیرانه جلوگیری از آلودگی محیط زیست و همچنین اهمیت بازچرخانی و استفاده مجدد از پساب، استفاده از فرآیندهایی که قادر باشند فاضلاب را با کارایی بالا تصفیه نمایند، مورد توجه ویژه‌ای قرار گرفته است. یکی از مکانیسم‌های بیولوژیکی و پر کاربرد تصفیه فاضلاب خانگی و صنعتی، لجن فعال است. میکروارگانیسم‌ها ضمن مصرف اکسیژن، مواد آلی موجود در فاضلاب را تجزیه می‌نمایند. از مزایای این روش طراحی آسان، راهبری ساده، راندمان مطلوب در حذف مواد آلی و حساسیت کمتر در برابر تغییرات دمایی فصلی است. پس از اثبات کارایی مناسب لجن فعال در تصفیه انواع فاضلاب‌ها برای سازگار کردن این فرآیند با نیازمندی‌های متفاوت، اصلاحات و تغییرات مختلفی بر روی آن انجام شد. از معایب روش لجن فعال متعارف، نیاز به تجهیزات برقی و مکانیکی نسبتاً زیاد، مشکلات بهره برداری، نیاز به فضای نسبتاً زیاد برای احداث تصفیه‌خانه و راندمان پایین در جداسازی تمام مواد آلی معلق معمولی می‌باشد. روش بیوراکتور غشایی (MBR)، روشی برای رفع مشکلات لجن فعال به‌ویژه کاهش مراحل فرایند تصفیه (حذف ته‌نشینی و گندزدایی) و افزایش راندمان کاهش آلاینده آلی است که علی‌رغم استفاده از راکتور لجن فعال، مرحله جداسازی لجن از آب توسط یک سیستم میکروفیلتراسیون غشایی انجام می‌شود. این سیستم برای تصفیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی کارایی بالایی داشته و سال‌های اخیر توجه ویژه‌ای به آن شده است.

واژه‌های کلیدی: میکروفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون، فرآیند غشایی.

استفاده می‌شود. شکل‌های مختلفی از فرآیند لجن فعال که به این منظور ایجاد شده‌اند شامل: لجن فعال متعارف، هوادهی گسترده، راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)، تثبیت قه‌اسی و بیوراکتور غشایی (MBR) می‌باشد.

از معایب روش لجن فعال معمولی: ۱- نیاز به تجهیزات برقی و مکانیکی نسبتاً زیاد، ۲- مشکلات بهره‌برداری، ۳- نیاز به فضای نسبتاً زیاد برای احداث تصفیه‌خانه باتوجه‌به ماهیت فرایند، ۳- راندمان پایین در جداسازی تمام مواد آلی معلق (لجن) می‌باشد. یکی از روش‌هایی که بر اساس لجن فعال و برای رفع مشکلات این روش به‌ویژه کاهش مراحل فرایند تصفیه (حذف ته‌نشینی و گندزدایی) و نیز به‌دست آوردن راندمان بسیار بالا در کاهش مواد آلاینده آلی ابداع و توسعه پیدا کرد، روش بیوراکتور غشایی است. این فرآیند شامل یک راکتور بیولوژیکی شبیه فرآیند لجن فعال است، با این تفاوت که عملیات جداسازی لجن از آب توسط یک سیستم میکروفیلتراسیون (غشا) انجام می‌شود. شکل (۱) نمونه‌ای از بیوراکتور غشایی مورد استفاده در تصفیه فاضلاب می‌باشد. این فرآیند از اوایل دهه ۱۹۹۰ میلادی در تکنولوژی و کاربرد آن پیشرفت گسترده‌ای داشت و به‌خصوص برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی مقرون به‌صرفه‌تر و در سال‌های اخیر میزان استفاده از آن افزایش یافته است. اولین نصب سیستم و راه‌اندازی تجاری بیوراکتور غشایی در دهه ۷۰ و ۸۰ میلادی با پیکربندی بر اساس جریان جانبی توسط شرکت Dorr-Oliver ساخته شد. این سیستم از ورق‌های مسطح با فیلتراسیون صفحه‌ای تشکیل شده بود و در معرض فشار بالا با مقدار ۳/۵ بار در ورودی عمل می‌کرد و دارای نرخ پایین جریان و بازده متوسط نفوذپذیری بود. بنابراین نصب و راه‌اندازی اولین سیستم بزرگ بیوراکتور غشایی در مقیاس کامل برای تصفیه فاضلاب کارخانه جنرال موتور در منسفیلد ایالات متحده در اوایل سال ۱۹۹۰ انجام شد (Devendra Dohare و همکاران، ۲۰۱۴). یاماموتو و همکارانش در سال ۱۹۸۹ بیوراکتور غوطه‌ور را در فرآیندی که مدول غشایی در مخلوط مایع تحت فشار مکش قرار داشت ابداع کردند (Naghizade و همکاران، ۲۰۰۸). Guo و همکاران (۲۰۱۰) با استفاده از سیستم بیوراکتور غشایی توانستند تا ۶۰٪ نیترات و فسفات را حذف نمایند. Rodriguez و همکاران (۲۰۱۴) با استفاده از سیستم ترکیبی غشایی مقدار آلاینده‌های نیتروژنی و فسفوری را تا ۷۰٪ حذف کردند. Izadi و همکاران (۲۰۱۹) با بررسی کارایی بیوراکتور غشایی با بستر ثابت (FBMBR) در حذف آلاینده‌های پساب بازیافت کاغذ، کارایی بالای این سیستم در حذف آلاینده‌های فاضلاب را نشان دادند. Wu و همکاران (۲۰۲۰) یک غشا جدید برای ارتقا کیفی و رفع ایراد گرفتگی غشا در سیستم فتوبیوراکتور غشایی (MPBR) تولید کردند و کارایی بالای غشا جدید استفاده شده در این سیستم را نشان دادند.

باتوجه‌به وجود قوانین سخت‌گیرانه در مورد کیفیت پساب‌ها و همچنین مشوق‌ها و کمک‌های تخصیص یافته از طرف دولت‌ها، سازمان‌ها و شرکت‌ها روزبه‌روز بر اهمیت روش‌های نوین تصفیه فاضلاب افزوده می‌شود. همچنین امروزه به‌دلیل گستردگی منابع آب آشامیدنی و جلوگیری از آلودگی آنها، تصفیه فاضلاب امروزی ضروری است. از سوی دیگر باتوجه‌به پدیده خشکسالی دهه اخیر کشور، بازچرخانی و استفاده مجدد از پساب اهمیت بسیاری دارد. ازاین‌رو امروزه استفاده از فرآیندهایی که قادر باشد فاضلاب را تصفیه و به کیفیت مناسب برای بازچرخانی برساند، مورد توجه سازمان‌ها و شرکت‌های دولتی و خصوصی قرار گرفته است. یکی از مکانیسم‌های تصفیه فاضلاب، تصفیه بیولوژیکی است، در این روش از موجودات زنده برای تصفیه استفاده می‌شود و یک مکانیسم مؤثر برای حذف مواد آلاینده آلی، مواد جامد معلق یا مواد محلول درپساب است. سیستم‌های لجن فعال، برکه تثبیت و راکتور بیولوژیکی غشایی (MBR) نمونه‌ای از روش‌های بیولوژیکی هوازی می‌باشد (Judd, ۲۰۱۰).

یکی از زیرمجموعه‌های روش تصفیه بیولوژیک، سیستم‌های تصفیه هوازی بارشد معلق می‌باشد که در آن میکروارگانیسم‌های فاضلاب به حالت معلق در سیستم باقی می‌ماند و اغلب به‌صورت هوازی فعالیت می‌کنند. فرایند لجن فعال و فرایندهای اصلاح شده از رایج‌ترین فرایندهای رشد معلق هوازی مورد استفاده برای تصفیه ثانویه فاضلاب می‌باشد. این فرآیند از حدود ۱۰۰ سال پیش به‌طور مؤثر و گسترده‌ای برای تصفیه انواع فاضلاب‌های شهری و صنعتی به‌کار گرفته شده است. در این روش شرایط لازم برای حیات و فعالیت یک توده بیولوژیکی ناشی از اجتماع میکروارگانیسم‌ها و به‌خصوص باکتری‌ها فراهم می‌شود. میکروارگانیسم‌ها ضمن مصرف اکسیژن، مواد آلی موجود در فاضلاب را تجزیه می‌نمایند. ازاین‌رو در این فرآیند برای پیشبرد روند تصفیه فاضلاب، ضروری است تمام شرایط برای رشد و تکثیر هر چه بهتر آنها فراهم شود. ازجمله مزایای این روش طراحی آسان، راهبری ساده، بازدهی مناسب در حذف مواد آلی و حساسیت کمتر در برابر تغییرات دمایی فصلی می‌باشد. پس از اثبات کارایی بسیار بالا فرآیند لجن فعال در تصفیه انواع فاضلاب، به دلیل غیرکاربردی بودن این روش برای هر نوع شرایط بهره‌برداری، اصلاحات و تغییرات مختلفی بر روی فرآیند انجام گرفته و انواع مختلفی از فرآیند لجن فعال به‌کار گرفته شد. این تغییرات برای سازگار کردن این فرآیند با نیازمندی‌های مختلف از سیستم تصفیه می‌باشد. امروزه از این فرآیند حتی برای تصفیه انواع فاضلاب‌های صنعتی که قابلیت تصفیه بیولوژیکی دارند،



شکل ۱- نمونه‌ای از بیوراکتور غشایی مورد استفاده در تصفیه فاضلاب

افزایش جمعیت و مصرف روز افزون منابع منجر به تولید ضایعات و پساب بیشتری توسط بشر شده است. به‌طوری‌که پساب‌ها و چگونگی دفع آنها از چالش‌های بشر در عصر جدید می‌باشد. بنابراین تصفیه پساب‌ها به طریقی که خود منجر به معضل جدیدی نشود سال‌هاست که مورد تحقیق و پژوهش قرار دارد (Suzuki و همکاران، ۱۹۹۷).

باتوجه‌به کاستی در روش‌های موجود و هزینه‌بر بودن آنها، در این تحقیق روشی جدید با هزینه پایین و کارایی بالاتر جهت حذف ترکیبات فسفر و نیتروژن‌دار برای تصفیه فاضلاب خانگی مورد بررسی قرار خواهد گرفت. کاربرد ریزجلبک‌ها برای تصفیه پساب‌ها دارای مزایای متعددی است

بیوراکتورهای غشایی

فرایند لجن فعال جهت حذف میکروارگانیسم‌های اضافی و ترکیبات جامد ایجاد شده نیازمند مراحل ته‌نشینی و زلال‌سازی است. این فرایندها زمان‌بر می‌باشند و ترکیبات جامد را به‌صورت کامل حذف نمی‌کنند. در صورتی‌که این فرایندها بهترین عملکرد را داشته باشند، باز هم مقداری از ترکیبات جامد (چیزی در حدود ۵ میلی‌گرم در هر لیتر) به‌صورت معلق در آب باقی خواهد ماند. در اواخر دهه ۶۰ میلادی و زمانی‌که غشاهای میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون به‌صورت تجاری در دسترس قرار گرفتند، شرکت Inc Olivier-Dorr فرایند مبتنی بر لجن فعال جدیدی را معرفی نمود و در آن به‌جای استفاده از زلال‌سازها و حوضچه‌های ته‌نشینی از یک نوع غشاهای پلیمری استفاده می‌کرد. این فرایند که در آن زمان از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه نبود، بعدها تحت عنوان فرایند/ فناوری بیوراکتور غشایی نام‌گذاری شد. بیوراکتورهای غشایی با پیشرفت‌های چشم‌گیری که در چند دهه اخیر تجربه کرده‌اند، امروزه بسیار شناخته شده است. این بیوراکتورها به‌منظور تصفیه فاضلاب‌های شهری یا پساب‌های صنعتی به‌صورت گسترده استفاده می‌شود. این فرایند در کنار کاهش زمان فرایند تصفیه (تا حدود ۱۰ ساعت در مقایسه با فرایند لجن فعال) و حذف نیاز به زلال‌ساز، از غشاهای میکرو و اولترافیلتراسیون

که از مهمترین آنها می‌توان به عدم ایجاد خطرات زیست‌محیطی با تکیه بر اصول اکوسیستم‌های طبیعی، فناوری ساده، کارایی بالا، عدم ایجاد آلودگی ثانویه در صورت استفاده از توده زیستی تولیدی و توانایی ریزجلبک‌ها در بازچرخش موثر مواد مغذی (نیتروژن، فسفر و سایر آلاینده‌ها) موجود در پساب ثانویه اشاره کرد (قرنجیک و همکاران، ۱۳۸۱؛ Sayadi و همکاران، ۲۰۱۱).

در این پژوهش از مزیت میکروجلبک به‌عنوان مصرف‌کننده آلاینده‌ها به‌عنوان بیوکاتالیست و مکمل روش بیوراکتور غشایی استفاده می‌شود. در واقع به‌طور همزمان از سیستم میکروجلبک به‌منظور تصفیه تکمیلی فاضلاب شهری استفاده خواهد شد و زیست‌توده تولید می‌شود. طی فرایند رشد جلبک‌ها، مواد مغذی فسفات و نیترات غنی شده است و از آن در مصارفی مانند خوراک دام، مواد دارویی و آرایشی و رنگدانه می‌توان استفاده نمود.

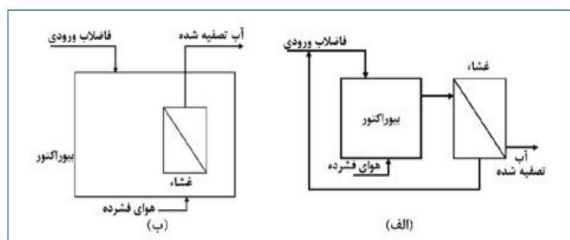
باتوجه‌به اهمیت استفاده روش‌های جدید تصفیه فاضلاب به‌خصوص در مناطق شهری و صنعتی با فضای کم و نیاز به راندمان بالا در کشور و ضرورت آگاهی از ویژگی‌های روش‌های مذکور، در ادامه سازوکار تصفیه، معایب، مزایا و عملکرد بیوراکتور غشایی بحث خواهد شد.

بهره می‌برد. همچنین به اعمال فشار کم (انرژی کم) نیاز دارد و قادر است تمام توده‌های میکروب و باکتریایی را از آب جدا نمایند. به‌این‌ترتیب ظرفیت گندزدایی بسیار بالایی را برای سیستم به ارمغان می‌آورند. همچنین به دلیل حذف حوضچه‌های ته‌نشینی و زلال‌سازی مساحت کمتری برای سامانه‌های بیوراکتور غشایی در مقایسه با سایر روش‌های مشابه مورد نیاز است. راکتورهای غشایی زیستی شامل یک راکتور بیولوژیکی با بیومس معلق و یک جداکننده جامد با فیلترهای غشایی از نوع میکرو فیلتراسیون و اولترافیلتراسیون است و مختصراً بیوراکتور غشایی نامیده می‌شود. برای تصفیه با سیستم بیوراکتورها، ممکن است با رشد هوازی یا بی‌هوازی معلق از زیست‌توده‌های فعال استفاده شوند. هدف از ترکیب یک راکتور و یک میکروفیلتراسیون استفاده به‌عنوان یک مجموعه فرآیندی کاراً جهت تصفیه فاضلاب می‌باشد (شکل ۲) (Bornare و همکاران، ۲۰۱۴). در این سیستم‌ها فیلتراسیون غشایی جایگزین فرآیندهای ته‌نشینی، فیلتر شنی و گندزدایی به‌کار رفته در روش‌های مرسوم لجن فعال می‌باشد. این سیستم‌ها به‌طور گسترده آزمایش شده‌اند و نتایج بر اثربخشی حذف آلاینده‌های آلی و معدنی بوده است. از جمله مزایای راکتورهای غشایی سهولت کنترل فعالیت‌های بیولوژیکی، پساب خروجی با کیفیت بالا و عاری از باکتری و پاتوژن‌ها، نیاز به فضای کم و تحمل نرخ بارگذاری بالا می‌باشد (Quadros و همکاران، ۲۰۱۰).

به علت مشکلات مربوط به گرفتگی و لایروبی غشا، کاربرد بیوراکتورهای غشایی غوطه‌ور به بیوراکتورهای غشایی هوازی محدود شده است. در بیوراکتورهای غشایی هوازی، لایروبی هوا به کمک هوادهی و به منظور محدود کردن تشکیل کیک روی سطح غشا و کاهش دفعات تمیز کردن نیاز است (Mehrnia و همکاران، ۲۰۱۱). در شکل (۳) نمایی از مقطع بیوراکتور غشایی غوطه‌ور ترسیم شده است.

۲- بیوراکتور غشایی خارجی^۳

گروه دوم پیکربندی این سیستم‌ها، شامل سیستم بیوراکتور غشایی خارجی می‌شود. این سیستم‌ها شامل چرخشی از مخلوط مایع بین راکتور و ماژول غشایی است که در بیرون محفظه راکتور قرار دارد و معمولاً غشا آن از نوع مسطح پلیمری می‌باشد (Wenten, ۲۰۰۹). هر دو پوسته داخلی و خارجی غشا در این پیکربندی استفاده می‌شود. نیروی محرکه فشاری به وسیله سرعت بالای جریان متقاطع در امتداد صفحات غشا ایجاد می‌شود (Amar و همکاران، ۲۰۰۷). در فرآیند بیوراکتور غشایی از نوع جریان جانبی ابتدا خوراک وارد بیوراکتور می‌شود و پس از خروج از آن وارد غشاهایی که در مسیر تعبیه شده، می‌شود. در این حالت فاز تراوش شده به عنوان آب مطلوب می‌باشد و فاز باقی‌مانده مجدداً به راکتور بازگردانده می‌شود. در شکل (۳) شماتیک بیوراکتور غشایی خارجی و غوطه‌ور ترسیم شده است.

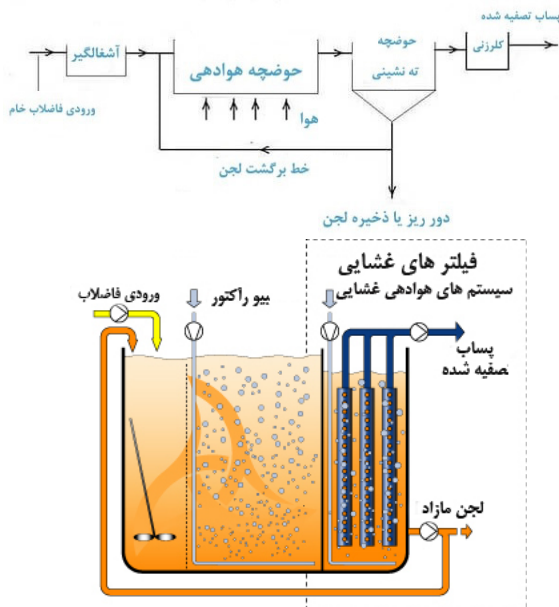


شکل ۳- بیوراکتور غشایی خارجی و غوطه‌ور

• انواع ساختار غشاهای مورد استفاده در سیستم بیوراکتور غشایی سه ساختار اصلی سیستم‌های بیوراکتور غشایی که بیش از همه استفاده می‌شوند عبارتند از (شکل ۴):

- ماژول‌های غوطه‌ور الیاف توخالی
- ماژول‌های غوطه‌ور قاب و صفحه‌ای
- ماژول‌های جریان جانبی و لوله‌ای

در صنایع مختلف از غشاهای الیاف توخالی به سبب مزایای متعدد آن در سیستم‌های غشا غوطه‌ور، به شدت استقبال شده است. سطح زیاد این نوع از غشاها امکان بهره‌مندی از جریان بالای مورد نیاز را فراهم می‌کند. علاوه بر این در بین الیاف به‌منظور جلوگیری جرم‌گرفتگی با طراحی ماژول‌های مناسب



شکل ۲- فرآیند لجن فعال متعارف (بالا) و فرایند بیوراکتور غشایی (پایین)

• ساختار بیوراکتور غشایی

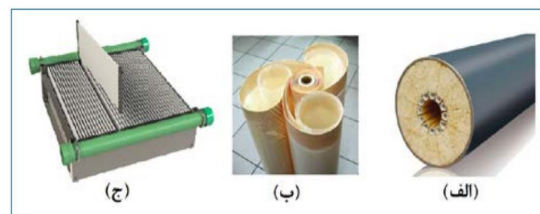
تفاوت اصلی بین بیوراکتور غشایی و کارخانه‌های تصفیه سنتی فاضلاب که از لجن فعال برای گام نهایی تصفیه استفاده می‌کردند، استفاده از غشا برای جداسازی جامدات و تصفیه فاضلاب می‌باشد. بیوراکتورهای غشایی می‌توانند در هر دو نوع رشد متصل و معلق توسعه پیدا کنند و علاوه بر این بیوراکتورهای غشایی هیبریدی در سال‌های اخیر پیشرفت چشمگیری داشتند (Devendra Dohare و همکاران، ۲۰۱۴).

بیوراکتورهای غشایی از دو بخش عمده بیولوژیکی و مدول غشایی تشکیل می‌شود. در واحد بیولوژیکی تشکیل شده در بیوراکتور، میکروارگانیسم‌های قرار داده شده تجزیه بیولوژیکی ترکیبات را به عهده دارند و در مدول غشایی عمل جداسازی فیزیکی ترکیبات از آب انجام می‌شود (Wenten, ۲۰۰۹). به‌طور کلی سیستم‌های بیوراکتور غشایی در دو نوع پیکربندی می‌شوند:

۱- بیوراکتور غشایی مستغرق^۲

بیوراکتور غشایی مستغرق، سیستم‌های بیوراکتور غشایی غوطه‌ور نامیده می‌شوند و در این نوع از پیکربندی، مدول غشایی در داخل راکتور قرار می‌گیرد. نیروی محرکه اصلی آن فشار بوده و در سراسر غشا اعمال می‌شود. در فرآیندهای هوازی از دیفیوزر قرار داده شده در پایین غشا برای تمیز کاری سطح فیلتراسیون استفاده می‌شود و در درازمدت جهت شستشوی شیمیایی کاربرد دارد (Amar و همکاران، ۲۰۰۷).

به راحتی می توان هوادهی را انجام داد. به طور کلی می توان نتیجه گرفت که غشا الیاف توخالی غوطه ور به جهات مختلف مزایای متعددی دارد و باتوجه به توانایی شرکت در زمینه ساخت ماژول های الیاف توخالی، تولید این ماژول ها پر اهمیت می شود (Amar و همکاران، ۲۰۰۷).



شکل ۴- انواع ساختار غشایی (الف: جانبی و لوله ای، ب: الیاف توخالی، ج: قاب و صفحه ای)

۱۵. در دمای معمولی انجام می شوند، بنابراین می توان از آنها در محلول های حساس به گرما به خصوص در صنایع غذایی، دارویی و بیوتکنولوژی به راحتی استفاده نمود.
۱۶. بسیاری از جداسازی هایی که با استفاده از غشا انجام می شود، با هیچ یک از سایر روش ها قابل دستیابی نیست (Buzatu و Lavric، ۲۰۱۱).

۱۷. حذف کامل جامدات
۱۸. ضد عفونی کردن پساب تصفیه شده
۱۹. جداسازی زمان ماند هیدرولیکی و زمان ماند لجن
۲۰. قابلیت بارگذاری بیشتر و زمان ماند لجن طولانی تر
۲۱. تولید لجن به مقدار کمتر و یا حتی صفر
۲۲. فعال شدن سریع سیستم
۲۳. مصرف انرژی کمتر (Jelic و همکاران، ۲۰۱۲).

• **معایب فرآیندهای غشایی (Drews و همکاران، ۲۰۰۵)**
۱. جرم گرفتگی، مقاومت اضافه در مسیر جریان اگر به راحتی قابل رفع نباشد، این روش را برای عملیات نامناسب خواهد کرد (Aslam و همکاران، ۲۰۱۷؛ Pierre و همکاران، ۲۰۰۶).
۲. تغییر سرعت جریان محصول بر اثر تغییر غلظت خوراک
۳. کم بودن تجربه و همچنین شرکت های مرتبط در زمینه فرآیندهای غشایی در مقایسه با سایر فرآیندها
۴. باتوجه به اینکه در این نوع جداسازی نیاز به خوراک با فشار بسیار بالا داریم، لذا هزینه های ثابت و عملیاتی برای دستیابی به این منظور در این بخش از فرآیند بسیار بالا است.
۵. آزمایشات نشان دادند تراوش پذیری بالا و انتخاب پذیری زیاد به ندرت با هم فراهم می شوند و این یکی از مشکلات طراحی فرآیندهای غشایی می باشد (Murco و همکاران، ۲۰۱۲).

• عملکرد بیولوژیکی MBR

سیستم های بیوراکتورهای غشایی جایگزین مناسبی برای لجن فعال متعارف می باشد و از این طریق باعث بهبودی جداسازی لجن و پساب خروجی می شوند.
سیستم های MBR قادر به تولید پسابی با کیفیت عالی: ($P = 0.15 \text{ mg/L}$ و $N = 2.2 \text{ mg/L}$) گندزدایی کامل باکتری ها، کاهش قابل ملاحظه ویروس ها، حذف فلزات سنگین، حذف درصد زیادی از میکروآلاینده های آلی مانند آفت کش ها و PAHs می باشد (Kim و Aileen، ۲۰۰۷).
غشا موجود در MBR از خروج جامدات بیولوژیکی و جامدات محلول با وزن ملکولی بالا، از بیوراکتور جلوگیری می کند و تقریباً تمام مواد آلی در داخل MBR به آب و دی اکسید کربن تبدیل می شود. در سیستم های MBR هیچ گونه وسیله متحرکی وجود ندارد و هوادهی سیستم با استفاده از هوادهی دیفیوژری انجام می شود.

• مزایای فرآیندهای غشایی

۱. نگهداری تمام مواد معلق جامد و بیشتر مواد حل شده به صورت انتخابی در بیوراکتور (Drew و همکاران، ۲۰۰۵).
۲. توانایی نگهداری تمام باکتری ها و ویروس ها
۳. امکان کنترل جمعیت میکروبی و انعطاف پذیری آن در طی فرآیند
۴. غلظت بالای ذرات معلق مخلوط مایع
۵. قابلیت تصفیه فاضلاب در فضای کم
۶. کاهش چشمگیر پارامترهای میکروبی در خروجی
۷. زمان ماند کم (Amaral Filho و همکاران، ۲۰۱۶؛ پژوم شریعتی و همکاران، ۱۳۸۳)
۸. دامنه عملکرد فرآیندهای غشایی شامل انواع اندازه ذرات، از ذرات مولکولی تا ذرات قابل رویت با چشم غیرمسلح می باشد، بنابراین گستردگی این فرآیند به لحاظ کاری بسیار زیاد خواهد بود.
۹. از آنجایی که در این نوع جداسازی به تغییرات فازی نیاز نیست، انرژی مورد نیاز بسیار کم خواهد بود.
۱۰. فرآیند غشایی فرآیند بسیار ساده ای است، چون فاقد قطعات متحرک است.
۱۱. غشاها خاصیت انتخاب پذیری دارد.
۱۲. انواع بسیار پلیمرها و مواد غیرآلی می توانند به عنوان غشا به کار روند، بنابراین می توان انتخاب نوع غشا را به نحوه مشخص و مناسبی کنترل نمود.
۱۳. در مقایسه با سایر تجهیزات جداسازی، جای کمتری اشغال می کنند، هزینه سرمایه گذاری کمتری دارند، از نظر عملیاتی ساده تر است و هزینه نگهداری و کنترل آنها کمتر است.
۱۴. ضخامت غشا بسیار کم است و لذا انتقال جرم در طول آن با سرعت انجام می شود.

• سازندگان غشاهای MBR

شرکت ژاپنی Toraywater به عنوان زیرمجموعه‌ای از هلدینگ بین‌المللی Toray شناخته شده است و یکی از شرکت‌های معتبر در حوزه محصولات و فناوری‌های تصفیه آب و فاضلاب به‌شمار می‌آید. از جمله حوزه‌های اصلی فعالیت این شرکت، طراحی و ساخت غشاهای مختلف می‌باشد. یک دسته از محصولات تجاری این شرکت با نام تجاری MEMBRAY در بازار شناخته می‌شوند، در بر گیرنده چند سری از غشاهایی است که در بیوراکتورهای غشایی استفاده می‌شود. شرکت BASF، شرکتی بزرگ است و در این حوزه اقدام به طراحی و ساخت غشاهای ارتقا یافته به وسیله فناوری نانو نموده است. غشاهای اولترافیلتراسیون با برند تجاری Multibore که حق اختراع آنها توسط این شرکت به ثبت رسیده است از جنس پلیمرهایی بر پایه پلی‌اتر سولفون ساخته می‌شوند. شرکت Water GE به عنوان زیر مجموعه‌ای از شرکت مادر Electrics General در صنعت آب فعالیت دارد و محصولات مختلفی در این حوزه به بازار عرضه می‌نماید. یکی از این محصولات که با نام تجاری ZeeWeed ۵۰۰ در بازار به فروش می‌رسد، غشاهای مبتنی بر الیاف توخالی جهت ساخت بیوراکتورهای غشایی است. در کنار شرکت‌های خارجی که در حوزه ساخت بیوراکتورهای غشایی مبتنی بر غشاهای ارتقا یافته به وسیله فناوری نانو فعالیت می‌کنند، در داخل کشور نیز اقداماتی در این حوزه صورت پذیرفته است. یکی از شرکت‌های فعال داخلی، شرکت دانش بنیان ایفا پژوهش است که در سال ۱۳۸۲ تأسیس شده و به صورت ویژه در حوزه بیوراکتورهای غشایی فعالیت می‌کند.

نتیجه‌گیری

باتوجه به سخت‌گیرانه‌تر شدن استانداردهای آلودگی و استفاده مجدد از پساب در سال‌های اخیر، استفاده از سیستم‌های MBR در دنیا گسترش یافته است. مطالعات نشان داده است، استفاده از این سیستم به خصوص برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی مقرون به صرفه‌تر بوده و در سال‌های اخیر میزان استفاده از آن افزایش یافته است. باتوجه به اهمیت استفاده روش‌های جدید تصفیه فاضلاب به خصوص در مناطق شهری و صنعتی با فضای کم و نیاز به راندمان بالا در ایران، آگاهی از ویژگی‌های این روش‌ها (مانند سازوکار تصفیه) و بررسی معایب و مزایای آن اهمیت بالایی دارد.

مزایای استفاده از سیستم MBR موارد ذیل می‌باشد:

- ۱- تأمین اکسیژن محلول به منظور تجزیه کامل مواد آلی،
 - ۲- ایجاد نیروی حرکتی به منظور حرکت مارپیچی فاضلاب در نتیجه افزایش زمان تماس و افزایش تجزیه میکروبی،
 - ۳- حذف جامدات موجود در سیستم بدون شستشوی معکوس و حذف لجن،
 - ۴- عدم تولید بوهای نامطلوب با جایگزینی جداسازی جامدات به وسیله ته‌نشینی ثقیلی در حوضچه ته‌نشینی ثانویه با جداسازی غشایی.
- در این سیستم مشکلاتی از قبیل حجیم شدگی رشته‌ای لجن، ته‌نشینی لخته و جداسازی جامدات برطرف شده وجود دارد و غلظت MLSS حوضچه هوادهمی توسط بارگذاری جامدات در حوضچه ته‌نشینی ثانویه کنترل نمی‌شود. سیستم‌های MBR می‌توانند در غلظت‌های MLSS بسیار بالاتر از فرآیندهای لجن فعال متداول (۱۰۰۰ تا ۱۵۰۰ mg/L) بهره‌برداری شوند. اگرچه غلظت‌های بالای MLSS در فرآیند MBR گزارش شده است، اما به نظر می‌رسد غلظت‌های MLSS بین ۶۰۰۰ تا ۸۰۰۰ mg/L هزینه کمتر باشد. میزان فلاکس غشا که عبارت است از میزان جرم یا حجم عبوری از سطح غشا، یک پارامتر مهم طراحی و بهره‌برداری است که بر اقتصاد فرآیند تأثیر می‌گذارد و هر چه غلظت ۲ طرف غشا (برحسب m/L MLSS) بالاتر باشد، میزان فلاکس کمتر خواهد بود. هر چه کاربرد MBR بیشتر شود، اطلاعات بیشتری در مورد میزان فلاکس غشا در طولانی مدت و طول عمر غشا در دسترس قرار می‌گیرد (Metcalf, ۲۰۰۳). در این روش غشا با ایجاد یک سد کامل در برابر عبور جامدات معلق، معایب مخزن ته‌نشینی بر طرف می‌شود و خروجی باکیفیت بالاتری نسبت به لجن فعال تولید می‌کند (جدول ۱) (Visvanathan, ۲۰۰۰).

جدول ۱- مقایسه کیفیت پساب بین لجن فعال و بیوراکتورهای غشایی

پارامتر	پساب بیوراکتور غشایی	پساب لجن فعال متعارف
	میلی‌گرم بر لیتر (%)	میلی‌گرم بر لیتر (%)
SS	<۲ (۹۹)	۲۵ (۷۳/۲)
BOD ₅	۴ (۹۵/۸)	۱۹ (۸۲/۳)
COD	۲۷ (۸۷/۵)	۶۶ (۷۷/۲)
TN	۹/۲ (۷۳/۷)	۱۵/۹ (۵۴/۵)
TP	۲/۴ (۳۶/۱)	۳/۴ (۸/۶)

Amaral Filho J., Azevedo A., Etchepare R. and Rubio J. 2016. Removal of sulfate ions by dissolved air flotation (DAF) following precipitation and flocculation. *International Journal of Mineral Processing*, 149: 1-8.

Aslam M., Gharfi A., Lesage G., Heran M. and Kim J. 2017. Membrane bioreactors for wastewater treatment: A review of mechanical cleaning by scouring agents to control membrane fouling. *Chemical Engineering Journal*, 307: 897-913.

Bornare V., Kalyanraman R. and Sonde R. 2014. Chapter 10— Application of anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for low-strength wastewater treatment and energy generation, in: V.V.R.M. Bhandari (Ed.), *Ind. Wastewater Treat. Recycl. Re-use*, ButterworthHeinemann, Oxford, 399-434.

Buzatu P. and Lavric V. 2010, Submerged Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment: Optimal Operating Strategy, *Chemical Engineering Transactions*, 21: 1039-1044.

Devendra Dohare E.R. and Rohit Trivedi E.R. 2014. A Review on Membrane Bioreactors: An Emerging Technology for Industrial Wastewater Treatment. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, 4(12): 226-236.

Drews A., Evenblij H. and Rosenberger S., 2005. "Potential and drawbacks of microbiology-membrane interaction in membrane bioreactors". *Environmental Progress*, 24(4): 426-433.

Guo X.M., Trably E., Latrille E., Carrere H. and Steyer J.-P. 2010. Hydrogen production from agricultural waste by dark fermentation: a review. *international journal of hydrogen energy*, 35(19): 10660-10673.

Izadi, A., Hosseini M., NajafpourDarzi G., NabiBidhendib G.R. and PajoumShariati F. 2019. "Performance of an integrated fixed bed membrane bioreactor (FBMBR) applied to pollutant removal from paper-recycling wastewater." *Water Resources and Industry*, 21(100111):1-8.

Judd S. 2010. *The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and*

از جمله مزایای بیوراکتور غشایی: ۱- فشردگی و نیاز به فضای کمتر، ۲- تولید لجن کمتر و ۳- کیفیت پساب عالی از نظر مواد عالی و میکروارگانیسم‌ها و ۴- قابلیت نصب آسان می‌باشد. با در نظر گرفتن مواردی مانند هزینه‌های تعویض غشا، کنترل گرفتگی آن و افزایش هزینه انرژی، در مجموع MBR روشی با قابلیت بالا و مقرون به صرفه برای تصفیه فاضلاب در مناطق شهری و صنعتی کشور و با هدف دستیابی به پساب با کیفیت عالی معرفی می‌شود.

پی‌نوشت

- 1- Membrane Bioreactor
- 2- Submerged bioreactor
- 3- External bioreactor

منابع

پژوم شریعتی، ف.، ذکایی، ف. و یغمایی س. ۱۳۸۳. نگرشی بر بیوراکتورهای غشایی جهت استفاده در تصفیه پساب‌ها به روش بیولوژیک. دانشگاه امیرکبیر. دانشکده مهندسی شیمی. تهران.

قرنجیک، ب. م.، کیا مهر، ه. و حسینی، م. ر. ۱۳۸۷. برآورد میزان زیتوده جلبک‌های دریایی منطقه بین جزر و مدی دریای عمان (سواحل استان سیستان و بلوچستان). *مجله علمی شیلات ایران*، ۱۷(۴): ۱۱۰-۱۱۱.

ABDEL-KADER A. M. 2007. A review of Membrane Bioreactor (MBR) technology and their applications in the wastewater treatment systems. In *Eleventh International Water Technology Conference, IWTC11 Sharm El-Sheikh, Egypt*, 269-278.

Aileen N.L. and Kim S. 2007. A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters, *Desalination Journal*, 212: 261-281.

Amar C. F. L., East C.L., Gray J., Iturriza-Gomara M., Maclure E.A and McLauchlin J. 2007. Detection by PCR of eight groups of enteric pathogens in 4,627 faecal samples: re-examination of the English case-control infectious intestinal disease study (1993-1996). *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 26: 311-323.

- Tejero I. 2014. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: a pilot-scale study. *Bioresource technology*, 152: 212-219.
- Suzuki H., Yoneyama Y. and Tanaka T. 1997. Acidification during anaerobic treatment of brewery wastewater. *Water science and technology*, 35(8): 265-274.
- Sayadi M.H., Ghatnekar S.D. and Kavian M.F. 2011. Algae a promising alternative for biofuel. *Proceedings of the international academy of ecology and environmental sciences*, 1(2): 112-124.
- Visvanathan C., Aim R. B. and Parameshwaran K. 2000. Membrane separation bioreactors for wastewater treatment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 30(1): 1-48.
- Wenten I.G. 2009. Performance of newly configured submerged membrane bioreactor for aerobic industrial wastewater treatment. *Reaktor*, 12(3): 137-145.
- Wu W., Zhang X., Qin L., Li X., Meng Q., Shen C. and Zhang G. 2020. Enhanced MPBR with polyvinylpyrrolidone-graphene oxide/PVDF hollow fiber membrane for efficient ammonia nitrogen wastewater treatment and high-density *Chlorella* cultivation. *Chemical Engineering Journal*, 379(122368): 1-12.
- wastewater treatment. Elsevier .
- Jelic A., Cruz-Morató C., Marco-Urrea E., Sarrà M., Perez S., Vicent T. and Barcelo D. 2012. Degradation of carbamazepine by *Trametes versicolor* in an air pulsed fluidized bed bioreactor and identification of intermediates. *Water research*, 46(4): 955-964.
- Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* Fourth Edition, McGraw-Hill, Inc.
- Mafirad S., Mehrnia M.R., Azami H. and Sarrafzadeh M.H. 2011. Effects of biofilm formation on membrane performance in submerged membrane bioreactors. *Biofouling*, 27(5): 477-485
- Naghizadeh A., Mahvi A., Vaezi F. and Naddafi K. 2008. Evaluation of hollow fiber membrane bioreactor efficiency for municipal wastewater treatment. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 5(4): 257-268.
- Le-Clech P., Chen V., Fane T.A.G. 2006. "Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment". *Journal of Membrane Science*, 284(1-2): 17-53.
- Quadros S., João Rosa M., Alegre H. and Silva C. 2010. A performance indicators system for urban wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 62(10): 2398-2407.
- Rodríguez-Hernández L., Esteban-García A.L. and

Article Type: Applied

نوع مقاله: کاربردی

Investigation of Nitrate Absorption Methods from Contaminated Waters Using Biochar

E. Ghanbari Adivi^{1*}, P. mehrabinia², J. Kermannezhad³

1,2- Assistant Professor & MSC Student, Department of Water Science Engineering, Shahrekord University, Iran. 3- Ph.D. Student, Department of Water Science Engineering, Lorestan University, Iran.

*(Corresponding Author Email: Ghanbariadi@sku.ac.ir)

Received: 17-06-2019

Accepted: 23-09-2019

بررسی روش‌های جذب نیترات از آب‌های آلوده با استفاده از زغال زیستی

الهام قنبری عدیوی^{۱*}، پریسا مهربانی‌نیا^۲، جلیل کرمان نژاد^۳

۱ و ۲- به ترتیب استادیار و دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشگاه شهرکرد. ۳- دانشجوی دکتری گروه مهندسی آب، دانشگاه لرستان.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: Ghanbariadi@sku.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۳/۲۷

تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۷/۰۱

Abstract

Nowadays, the problem of water and soil resources pollution is major and influential issue for the healthy living of humans and living things. Nitrate is one of the decentralized sources of environmental pollution in wastewater or agricultural drainage that caused by excessive use of fertilizer. The infiltration and leakage of these waters into surface water and groundwater sources cause to contaminating these waters with nitrate. Nitrate moves easily into the soil profile due to its negative charge and lack of adsorption on the soil surface that cause to contamination on surface and groundwater. Different physical and chemical methods are commonly used to nitrate adsorption from various municipal, industrial and agricultural wastewaters, which are complex and costly on industrial scales. In this research, various methods of nitrate adsorption have been studied and the main focus of the study is on the process of surface adsorption by cheap biochar as an effective process and a suitable method in the final refining of nitrate-contaminated waters.

Keywords: Adsorption, BioChar, Contamination, Nitrate, Refining.

چکیده

امروزه معضل آلودگی منابع آب و خاک به عنوان یک موضوع اساسی و تأثیرگذار برای زندگی سالم انسان‌ها و موجودات زنده مطرح می‌باشد. نیترات به عنوان یکی از منابع غیرمتمرکز آلودگی محیط‌زیست در پساب و یا زه‌آب‌های کشاورزی ناشی از مصرف بیش از حد کود، می‌باشد. نفوذ و نشت این آب‌ها به منابع آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی باعث آلوده شدن این آب‌ها به نیترات می‌گردد. نیترات به دلیل بار منفی و عدم جذب بر روی سطوح خاک، به راحتی در پروفیل خاک حرکت می‌کند و باعث آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. جهت جذب نیترات از پساب‌های مختلف شهری، صنعتی و کشاورزی، معمولاً از روش‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی استفاده می‌شود که در مقیاس‌های صنعتی پیچیده و پرهزینه می‌باشند. در این تحقیق انواع روش‌های جذب نیترات بیان شده و تمرکز اصلی مطالعه به فرآیند جذب سطحی توسط زغال زیستی (بیوچار) ارزان قیمت، به عنوان یک فرایند موثر و یک روش مناسب در تصفیه نهایی آب‌های آلوده به نیترات، قرار گرفته است.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، بیوچار، تصفیه، جذب، نیترات.

گرماکافت، سرعت گرمادهی، اندازه ذرات بیوپار و دمای اوج گرماکافت و مدت زمان گرماکافت قرار می‌گیرد. دامنه گسترده فرایند گرماکافت منجر به تشکیل بیوپارهایی می‌شود که از نظر ترکیب عنصری و خاکستر، جرم مخصوص، تخلخل، توزیع اندازه منافذ، سطح ویژه، خصوصیات شیمیایی سطح، جذب و دفع آب و یون‌ها، pH، و یکنواختی ساختمان فیزیکی بسیار متفاوت هستند (Laird و همکاران، ۲۰۱۰).

یکی از بخش‌های با اهمیت در مدیریت آب کشور مدیریت زه‌آب کشاورزی است. زه‌آب‌ها که امروزه به طلای خاکستری شناخته می‌شوند، می‌توانند نقش به‌سزایی در کاهش فشار وارد بر منابع آبی و نیز کمک به احیای محیط‌زیست ایفا کنند. بنابراین با توجه به اهمیت موضوع به خصوص در زمینه زیست‌محیطی، بایستی به دنبال روش‌های بود که مقرون به صرفه بوده و قابلیت اجرایی شدن بالایی نیز داشته باشند. خوشبختانه در سال‌های اخیر استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت جهت بهبود شرایط آب‌ها به موفقیت‌های خوبی دست یافته و مطالعات زیادی در این زمینه انجام شده است. عمده این جاذب‌های ارزان قیمت را ضایعات کشاورزی یا به نوعی مواد زیستی تشکیل می‌دهند. بررسی مطالعات انجام شده نشان‌دهنده این موضوع است که این مواد ضایعاتی، قابلیت بالقوه خوبی در تصفیه آب از آلودگی‌ها دارند.

نیترات

یکی از شاخص‌های مهم برای نشان‌دادن کیفیت آب آشامیدنی و کشاورزی، میزان نیترات موجود در آن است (Davisson و Criss، ۲۰۰۴). در حال حاضر، آلودگی منابع آب زیرزمینی و سطحی به نیترات یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست‌محیطی و کشاورزی می‌باشد. در چند دهه اخیر، مصرف کودهای نیتروژن‌دار حاوی یون‌های آمونیوم و نیترات بدون توجه به اثرات آن‌ها بر خصوصیات آب و خاک، باعث افزایش آلودگی محیط‌زیست شده است. اثرات ناشی از مصرف کودهای ازته معمولاً به صورت آزادسازی آنیون‌های NH_4^+ ، NO_2^- ، NO_3^- در محیط ظاهر می‌شود. آنیون نیترات به دلیل تحرک زیاد و عدم جذب روی سطح کلئیدهای خاک به سرعت قابل شست‌وشو بوده و همراه جریان‌های سطحی و زیرزمینی وارد منابع آب می‌گردد (سلیمانی و همکاران، ۱۳۸۷). نیترات به خودی خود نسبتاً غیرسمی است؛ اما زمانی که به نیتريت احیا شود سلامتی بشر را به خطر می‌اندازد (Kapoor و همکاران، ۱۹۷۷). رشد فعالیت‌های کشاورزی، افزایش آلودگی نیترات آب‌های سطحی و زیرزمینی را به ویژه در ۳۰ سال گذشته به همراه داشته است. در ایران نیز زمین‌های کشاورزی مهم‌ترین منبع آلودگی نیترات منابع آبی محسوب می‌شوند (ملکیان، ۱۳۹۰). غلظت بالای آلودگی نیترات در آب زیرزمینی و به‌طور اساسی در نواحی کشاورزی و

ایران به عنوان یکی از کشورهای واقع در کمربند خشک کره زمین با مشکل کم آبی مواجه است. رشد فزاینده جمعیت و نیاز به محصولات کشاورزی و دامی و محدودیت منابع آب و خاک به عنوان بستر اصلی تولیدات کشاورزی، مسئله کم‌آبی را به گونه‌ای بسیار جدی فرا روی کشور قرار داده است (عزتی فیض، ۱۳۹۴). بنابراین یکی از مهم‌ترین مشکلات در مناطق خشک و نیمه خشک که وسعتی حدود یک سوم جهان را در بر گرفته است کمبود آب آبیاری در بخش کشاورزی است. بنابراین در مناطقی که آب شیرین کمیاب است، نیاز فزاینده‌ای برای استفاده از آب با کیفیت پایین وجود دارد. در این رابطه آب‌های نامتعارف از قبیل زه‌آب‌های کشاورزی، آب‌های شور و پساب‌های شهری می‌تواند از منابع با ارزش محسوب شود (عابدی کوپایی، ۱۳۸۶). با توجه به افزایش جمعیت و نیاز روز افزون به تأمین غذا از طریق گیاهان، نیاز به نیتروژن کافی جهت رشد گیاهان امری ضروری است. از طرفی از آنجایی که نیتروژن تولیدی از منابع طبیعی (مواد آلی خاک، آب باران، جذب نیتروژن از هوا، تثبیت نیتروژن توسط باکتری‌های خاک) نمی‌تواند پاسخ گوی نیاز گیاه به این ماده مغذی باشد، نیتروژن مورد نیاز گیاه با کاربرد کودهای نیتروژن‌دار (به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک) تأمین شده و به این ترتیب عملکرد گیاه افزایش می‌یابد. درحالی‌که نیتروژن نقش به‌سزایی در عملکرد گیاه ایفا می‌کند، به‌عنوان مهم‌ترین آلاینده آب نیز شناخته شده است (ملکیان، ۱۳۹۰). چهار فرم اصلی نیتروژن در خاک عبارتند از: گاز نیتروژن، نیتروژن آلی، نیترات آمونیوم و نیترات. از جمله مهم‌ترین آلودگی‌هایی که در اثر توسعه کشاورزی به وجود می‌آید، آلودگی ناشی از کودهای ازته از جمله نیترات است (ملکوئی، ۱۳۷۳). بیوپار، مواد کربنی جامد ریزدانه و متخلخل شبیه به زغال است که در اثر پیرولیز (حرارت دادن در شرایط اکسیژن کم) مواد آلی تولید می‌شوند. این مواد دارای پتانسیل بالایی برای بازیافت عناصر غذایی، تهویه خاک، مدیریت سیستم پسماند و عامل بلندمدت برای نگهداشت کربن به‌صورت مطمئن و اقتصادی است (Lehman و Rondón، ۲۰۰۶). گاهی از بیوپار به‌عنوان زغال کشاورزی نیز یاد می‌شود؛ زیرا این زغال محصول تجزیه حرارتی دامنه وسیعی از مواد غنی از کربن متعلق به علفزارها، چوب‌های نرم و سخت، بقایای کشاورزی و جنگل است (Yao و همکاران، ۲۰۱۲). وقتی مواد خام چوبی پیرولیز می‌شوند، بیوپار تولیدشده درشت، مقاوم و مقدار کربن آن بالا است (بیش از ۸۰ درصد) و ماهیت لیگنینی مواد سخت موجود در منبع در بقایای بیوپار حفظ می‌شود (Winsley، ۲۰۰۷). خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بیوپار تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله نوع مواد اولیه، شرایط واحد

در اثر کاربرد کودهای حیوانی و شیمیایی در زمین‌های کشاورزی ایجاد می‌شود. علاوه بر نفوذ عمقی نیترات از سطح خاک در اثر مصرف کودهای شیمیایی، در زه‌آب زیرزمینی وجود غلظت‌های بالای نیترات می‌تواند منبع دیگری مانند تجزیه مواد آلی طبیعی داشته باشد (مهردادی و همکاران، ۱۳۸۰). نیترات از آلاینده‌های مهم آب است و اثرات زیان‌بار بسیاری بر سلامتی انسان دارد و حذف و کاهش آن در پساب و آب به کمتر از مقدار استاندارد تعیین شده همواره اهمیت بسیار داشته است. این امر زمانی که شرایط با محدودیت زمان، منابع و انرژی روبه‌رو باشد اهمیت دو چندان می‌یابد (موسوی و همکاران، ۱۳۹۴). در ادامه مقادیر استاندارد ملی و بین‌المللی میزان نیترات برحسب میلی‌گرم بر لیتر در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول ۱- مقادیر مجاز استانداردهای ملی و بین‌المللی نیترات در آب آشامیدنی برحسب میلی‌گرم بر لیتر*

نام کشور	مقدار مجاز	نام کشور	مقدار مجاز
نیوزلند	۵۰ برحسب نیترات	کانادا	۴۵ برحسب نیترات
اتحادیه اروپا	۵۰ برحسب نیترات	سازمان بهداشت محیط ایالات متحده	۱۰ برحسب نیتروژن
نیوجرسی	۱۰ برحسب نیتروژن	سازمان بهداشت جهانی (WHO)	۵۰ برحسب نیترات
استرالیا	۵۰ برحسب نیترات	ایران (استاندارد ایران ۱۰۵۳)	۵۰ برحسب نیترات

* منبع مقدار مجاز در تمام کشورها به جز ایران WHO (۲۰۲۰) است.

روش‌های جذب نیترات

۱- روش اسمز معکوس

در روش اسمز معکوس، آب با فشار زیاد از چند لایه غشا نیمه تراوا با روزه‌های نانومتری عبور داده می‌شود. این فشار خارجی که بیشتر از فشار اتمسفریک است باعث می‌شود مولکول‌های خالص آب از غشا نیمه تراوا عبور کرده، ولی مولکول‌های درشت پشت منافذ باقی بمانند و به این ترتیب تمامی املاح محلول از آب جدا می‌شوند (Steyn و Choeman، ۲۰۰۳). این روش به‌طور کلی برای شیرین کردن آب‌های شور به‌کار می‌رود. ولی در سال‌های اخیر برای حذف آلاینده‌های خاص نظیر نیترات مورد توجه قرار گرفته است. در این روش علاوه بر نیترات، کل جامدات محلول آب نیز کاهش می‌یابد. این روش برای جامدات حل شده در آب توصیه می‌شود؛ زیرا قیمت‌های عملیاتی آن‌ها اقتصادی می‌باشد و همچنین اتلاف زمان زیادی دارد (Wang و همکاران، ۲۰۰۳). قطر منافذ غشا جهت جداسازی ذرات در اسمز معکوس ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۳ میکرومتر (۰/۱ تا ۳ نانومتر بسته به نوع غشا

و کاربرد آن) می‌باشد. راندمان حذف جامدات محلول بیش از ۹۹٪ می‌باشد. این روش به دلیل استفاده از پمپ‌های فشار قوی نیاز به مصرف انرژی بالایی دارد (Choeman و Steyn، ۲۰۰۳).

۲- احیای شیمیایی

در روش احیای شیمیایی معمولاً از مواد شیمیایی احیا کننده مانند آهن دو ظرفیتی (Fe^{2+}) استفاده می‌شود. بدین گونه نیترات را احیا کرده و تبدیل به گاز نیتروژن نموده که در مرحله نهایی این گاز از محلول خارج می‌شود (Kumar و Chakraborty، ۲۰۰۶).

۳- الکترودیالیز

فرایند الکترودیالیز یک نوع هدایت هیدرولیکی است، که با استفاده از ولتاژ و از طریق غشاهای نیمه تراوا یون‌ها را عبور داده و سبب کاهش سختی آب و حذف نیترات می‌شود. این فرایند به طور متناوب تکرار شده و انتقال در یک میدان با ولتاژ مستقیم (DC) انجام می‌شود. الکترودیالیز یک فرایند جداسازی غشایی است که در آن از اختلاف پتانسیل الکتریکی به عنوان نیروی محرکه جهت انتقال یون‌ها استفاده می‌شود. در این سیستم از غشاهای پلیمری مانند پلی اتیلن پوشش داده شده استفاده می‌شود. غشاهای کاتیونی نسبت به کاتیون‌ها تراوا می‌باشند و آنیون‌ها فقط می‌توانند از غشاهای آنیونی عبور نمایند. در سیستم‌های پیشرفته، دستگاه الکترودیالیز به شیوه‌ای طراحی و بهره‌برداری می‌شود که حدود هر ۱۵ دقیقه یک مرتبه کاتد و آند جابه‌جا می‌شوند و به‌طور اتوماتیک از رسوب روی الکترودها و گرفتگی غشاها کاسته می‌شود. این روش در مقایسه با روش‌های دیگر پیچیده‌تر بوده اما از نظر اقتصادی نسبت به روش اسمز معکوس مقرون به‌صرفه‌تر است (Huang و Xu، ۲۰۰۸؛ افیونی و عرفان منش، ۱۳۷۹).

۴- تبادل یونی

در روش تبادل یونی در مورد نیترات رزین‌های مختلفی برای جذب نیترات توسعه داده شده‌اند. رزین‌های تعویض یونی، ذرات جامدی هستند که می‌توانند یون‌های نامطلوب در محلول را با همان مقدار اکی‌والان از یون مطلوب با بار الکتریکی مشابه را جایگزین کنند. در کل، چهار رزین مختلف از جمله رزین‌های کاتیونی قوی، رزین‌های کاتیونی ضعیف، رزین‌های آنیونی قوی، رزین‌های آنیونی ضعیف، در بازار وجود دارد (Clifford و همکاران، ۱۹۹۳). مزایای روش تبادل یونی شامل بهره‌برداری آسان، عدم نیاز به تخصص بالا و تجهیزات پیچیده، عدم نیاز به فضای زیاد جهت احداث و سرمایه‌گذاری اولیه کمتر نسبت به اسمز معکوس می‌باشد.

۵- نیترات زدایی بیولوژیکی

در روش نیترات زدایی بیولوژیکی، سرعت حذف نیترات بالا است. در این روش از باکتری‌های شیمی اتوتروف هوازی استفاده می‌شود، که در فرایند نیتریفیکاسیون، نیتروژن آلی را به یون نیترات تبدیل می‌کنند. سپس باکتری‌های شیمی‌هتروتروف غیر هوازی استفاده شده و طی فرایند دی‌نیتریفیکاسیون، نیترات تبدیل به گاز ازن شده و از محلول جدا می‌شود (Soares, ۲۰۰۰). در این فرایند که عمل اصلی توسط باکتری‌ها انجام می‌شود، نیاز به منبع تغذیه (به صورت کربن آلی، CO_2 و یا سولفور) است. اما از آن جایی که میزان کربن آلی در بیشتر آب‌های آشامیدنی کم است، لازم است که از کربن اضافی استفاده کنیم که در این مورد بیشتر از متانول استفاده می‌شود. اما به جای متانول می‌توان از اتانول یا اسید استیک نیز به عنوان منبع تغذیه استفاده کرد. تبدیل نیترات به گاز نیتروژن در چهار مرحله صورت می‌پذیرد: ابتدا نیترات (NO_3^-) توسط میکروارگانیسم‌ها به یون نیتريت (NO_2^-) تبدیل می‌شود. سپس یون نیتريت به NO و سپس به اکسید نیتروژن N_2O و در نهایت به گاز نیتروژن تبدیل می‌شود. (Ovez و همکاران، ۲۰۰۶).

۶- جذب سطحی

فرایند جذب سطحی در تصفیه آب به علت سادگی طراحی و سهولت عملیات بسیار موثر می‌باشد. این فرایند می‌تواند انواع مختلفی از آلودگی‌های آلی و غیرآلی را از پساب و زه‌آب حذف یا

به حداقل برساند (Pollard و همکاران، ۱۹۹۲). به همین خاطر این فرایند دارای کاربردی گسترده در کنترل آلودگی آب می‌باشد (Aly و Faust، ۱۹۸۷). جاذب‌های مختلفی برای حذف یون نیترات از آب به کار گرفته می‌شود (جدول ۲).

جدول ۲- جاذب‌های به کار گرفته شده

برای حذف یون نیترات از آب

ردیف	روش‌های حذف نیترات	مشخصات پژوهش
۱	جاذب‌های بر پایه کربن	Kaneko و همکاران، ۱۹۹۱
۲	جاذب‌های ژئولیتی	Peng و Wang، ۲۰۱۰
۳	جاذب‌های کیتوسان	Jaafari و همکاران، ۲۰۰۴
۴	جاذب‌های شنی	Pinnavaia، ۱۹۸۳
۵	ترکیبات هیدروکسیدهای چند لایه	Tezuka و همکاران، ۲۰۰۴
۶	جاذب‌های متفرقه	Saad و همکاران، ۲۰۰۸

در جدول (۳) فرآیندهای متداول جذب نیترات به صورت کلی مقایسه شده است. فناوری‌های جدید دارای محدودیت‌هایی از قبیل هزینه زیاد اقتصادی، راندمان کم و تولید محصولات جانبی می‌باشد. هم‌چنین دارای فرایندی پیچیده برای استفاده کاربردی در محل جهت جذب آلودگی‌های آب‌های زیرزمینی می‌باشند.

جدول ۳- مقایسه فرآیندهای متداول جذب نیترات از آب

فرآیند	مزایا	معایب	محقق
اسمز معکوس	عدم اهمیت تأثیر pH و دما، دست‌یابی به بازده بیش از ۹۵٪، کیفیت قابل کنترل آب خروجی	نیاز به دفع TDS بالا و هزینه عملیاتی زیاد، نیاز به تصفیه نهایی به دلیل خورنده بودن آب تولیدی، عدم انعطاف‌پذیری با تغییرات فشار	Choeman و Steyn، ۲۰۰۳
احیای شیمیایی	عدم نیاز به دفع پساب‌های تولیدی، عدم اهمیت تأثیر pH و دما، سازگاری با محیط‌زیست	نیاز به تصفیه نهایی به علت تولید محصولات جانبی، بالاترین بازدهی گزارش شده کمتر از ۶۰-۷۰٪	Kumar و Chakraborty، ۲۰۰۶
الکترودیالیز	عدم اهمیت تأثیر pH و دما، دست‌یابی به بازده بیش از ۹۵٪، کیفیت قابل کنترل آب خروجی	نیاز به دفع TDS بالا و هزینه عملیاتی زیاد، نیاز به تصفیه نهایی به دلیل خورنده بودن آب تولیدی، عدم انعطاف‌پذیری با تغییرات فشار	Huang و Xu، ۲۰۰۸
تبادل یونی	عدم اهمیت تأثیر pH و دما، دست‌یابی به بازده بیش از ۹۵٪، انعطاف‌پذیری با تغییرات فشار، هزینه عملیاتی متوسط	نیاز به دفع پساب‌های تولیدی، نیاز به تصفیه نهایی به دلیل خورنده بودن آب تولیدی، پرشدن ظرفیت رزین در حضور مواد آلی، مشکلات عملیاتی احیای رزین	Clifford و همکاران، ۱۹۹۳
روش‌های بیولوژیکی	دست‌یابی به بازدهی بیش از ۹۹٪، سازگاری با محیط زیست، هزینه عملیاتی متوسط	نیاز به دفع ضایعات، اهمیت تأثیر دما، نیاز به تصفیه نهایی به دلیل حضور میکروارگانیسم‌ها	Ovez و همکاران، ۲۰۰۶
جذب سطحی	عدم نیاز به تصفیه نهایی، بازدهی مناسب با استفاده از نوع جاذب، سهولت عملکرد، هزینه عملیاتی متوسط	نیاز به دفع جاذب‌های اشباع شده، اهمیت تأثیر pH و دما	Aly و Faust، ۱۹۸۷

• پارامترهای تأثیرگذار در جذب سطحی

- نوع و خصوصیات جسم جاذب

پدیده جذب سطحی در سطح خارجی یا سطح داخلی خلل و فرج جسم جاذب انجام می‌شود. هرچه سطح تماس بزرگتر باشد مقدار جذب نیز بیشتر خواهد بود. وجود حفرات زیاد در سطح جاذب و کوچکتر بودن ذرات آن سبب افزایش سطح تماس و در نتیجه افزایش سرعت پیشرفت فرایند جذب خواهد شد. توانایی جذب در کربن فعال به سطح ویژه آن بستگی دارد و اندازه ذرات و سطح ویژه دو خصوصیت مهم کربن فعال در جذب سطحی است (Benefield و همکاران، ۱۹۸۲).

- نوع و خصوصیات ماده جذب شونده

غلظت، اندازه و جرم مولکولی، گروه‌های عاملی موجود در ساختار، از خصوصیات مهم ماده جذب شونده است، که بر میزان جذب موثر است (جرسایی تالار، ۱۳۷۵). همچنین در فرایند جذب هرچه اندازه مولکول ماده جذب شونده کوچکتر باشد، راحت‌تر و سریع‌تر وارد خلل و فرج جاذب می‌شود، نکته قابل ذکر در مورد ماده جذب شونده این است که از آنجایی که هرچه اندازه خلل و فرج بزرگتر باشد، مولکول‌های بزرگتر نیز جذب می‌شوند و هرچه اندازه خلل و فرج کوچکتر باشد، میزان مولکول‌های ریزتر بیشتر خواهد بود. نوع ماده جاذب بایستی متناسب با مولکول‌های جذب شونده انتخاب شود (شامحمدی حیدری و همکاران، ۱۳۸۷).

- درجه حرارت

درجه حرارت در سرعت و مقدار جذبی که اتفاق می‌افتد موثر است. سرعت جذب با افزایش درجه حرارت افزایش، و با کاهش درجه حرارت کاهش می‌یابد (اکبری، ۱۳۸۴). به عقیده Gupta و Sankararamakrishnan (۲۰۱۰) انرژی آزاد با افزایش دما کاهش می‌یابد. به همین دلیل با افزایش دما، سرعت جذب نیز افزایش می‌یابد.

- زمان تماس و میزان هم زدن

با افزایش زمان تماس، مقدار جذب به دلیل تماس بیشتر مواد جذب شونده با جاذب افزایش می‌یابد (Kaiser و همکاران، ۲۰۰۷). اگر زمان تماس یا مخلوط کردن در حد مناسبی باشد سرعت جذب افزایش یافته و انتشار درون خلل و فرج‌ها به خوبی انجام می‌شود. اما اگر تلاطم کمی بین جاذب و سیال برقرار باشد، چون لایه سطحی مایع اطراف ذره نازک بوده فرایند جذب به خوبی انجام می‌شود (شامحمدی حیدری و همکاران، ۱۳۸۷).

- pH محلول

pH محیط، در سرعت انجام فرایند و میزان جذب بسیار موثر است و به دلیل رقابت برای اشغال مکان‌های سطح جاذب میان یون‌های موجود در محلول و یون‌های هیدروژن، اسیدیته یک فاکتور مهم در فرایند جذب است (Rahmani و همکاران، ۲۰۱۰). میزان pH در بیشترین حذف طبق پژوهش‌های بی‌آزار (Ozturk و Bekta، ۱۳۹۱) و Ohe و همکاران (۲۰۰۳) در محدوده ۲ تا ۳ بوده است.

نانو مواد

فناوری نانو نامی است، که ریچارد فایمن استاد فیزیک نظری، در سال ۱۹۶۰ در انجمن علمی در دانشگاه کالیفرنیا مطرح نمود (Feynman، ۱۹۶۰). فناوری نانو در واقع مطالعه پدیده‌ها و دستکاری اتمی-مولکولی مواد است که خواص کاملاً متفاوتی نسبت به مقیاس‌های بزرگتر دارد (Ahmad و Shah، ۲۰۱۱). براساس یک معیار پذیرفته شده قطر ذرات نانو کمتر از ۱۰۰ نانومتر بر یکی از ابعاد و سطح ویژه بالا می‌باشند. نانو مواد به عنوان موادی تعریف می‌شوند که حاوی قطعات ساختاری با حداقل یک بعد زیر ۱۰۰ نانومتری هستند (Fritzsche و Kohler، ۲۰۰۴). بعضی از نانو ذرات‌ها ساختار کریستالی دارند و از کنار هم قرارگرفتن آن‌ها نانو کریستال‌ها ساخته می‌شوند. هنگامی که از میکرو ذرات‌ها به سمت نانو ذرات می‌رویم، تعداد زیادی از خصوصیات فیزیکی آن‌ها تغییر می‌کند. یکی از دلایل چنین تغییراتی، افزایش نسبت سطح به حجم در آن‌ها می‌باشد (Hewakuruppu و همکاران، ۲۰۱۳). افزایش سطح (رویه سطحی) نانو ذرات، تأثیر زیادی بر روی برهم کنش بین مواد ترکیبی، مانند نانوکامپوزیت‌ها دارد و موجب تغییر در خصوصیات شیمیایی،

مکانیکی و الکتریکی این مواد می‌شود (Taylor و همکاران، ۲۰۱۱). توزیع اندازه ذرات و مورفولوژی، از خصوصیات و پارامترهای مهم نانو ذرات هستند. توزیع اندازه و متوسط قطر ذرات باعث ثبات بدنه داخلی نانو ذرات می‌شود (Edimar و همکاران، ۲۰۰۷).

۱- کاربرد فناوری نانو در تصفیه آب و فاضلاب

علم و فناوری نقش مهمی را در ارتباط با توسعه روش‌های نوین، ابزارها و تکنیک‌ها برای حل مشکلات کمی و کیفی آب ایفا می‌کند. در زمینه آب و فاضلاب فناوری نانو کارایی بالایی را برای حذف آلاینده‌ها و تشخیص آن‌ها دارا است (امینی، ۱۳۹۱). فناوری نانو درباره راه‌های جدید ساخت مواد صحبت می‌کند و هدف آن تولید دستگاه‌های کوچکتر، ارزان‌تر، سبک‌تر و سریع‌تر، با کارایی بهتر است، که از مواد اولیه و انرژی کمتری استفاده می‌کنند. کمبود آب هم از لحاظ کمی و هم از لحاظ کیفی به عنوان یک تهدید و چالش جدی برای سلامت افراد حال و آینده در سرتاسر جهان مخصوصاً برای مردمی که در کشورهای در حال توسعه زندگی می‌کنند، مطرح است. از این‌رو استفاده از این فناوری به دلیل قابلیت بالای آن در تشخیص و کنترل محدوده وسیعی از منابع آلوده‌کننده، امری اجتناب

ناپذیر است. فناوری نانو برای تشخیص آفت کشته‌ها، مواد شیمیایی و بیولوژیکی شامل فلزات (مانند کادمیوم، مس، سرب، جیوه، نیکل و روی)، مواد مغذی (مانند فسفات آمونیاک، نیتريت و نیترات)، مواد آلی سیانیدی، جلبک‌ها (مانند: سموم سیانو باکتریایی)، ویروس‌ها و پاتوژن‌ها استفاده می‌شود (آیتی و همکاران، ۱۳۸۵). در کشورهای صنعتی از روش‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی برای تصفیه آب استفاده می‌شود، که نیاز به زیرساخت‌های فراوان داشته و هزینه‌بر می‌باشند. ولی فناوری نانو نیاز به زیرساخت‌های کمتری دارد و مقرون به صرفه می‌باشد (تقی‌یان اقدم و همکاران، ۱۳۹۴).

۲- استفاده از ذرات نانو به عنوان جاذب

ساختار و ویژگی‌های منحصر به فرد تعدادی از ذرات نانو، از این مواد، جاذب‌های قدرتمندی ایجاد نموده است. هرچه اندازه ذرات ماده کوچکتر باشد، تماس بیشتری با فاز سیال داشته و سرعت انجام فرایند جذب بیشتر خواهد شد. سرعت جذب برای یک جرم معین جاذب متناسب با عکس قطر ذرات جاذب است (Qu) و همکاران، ۲۰۱۳). به‌طور کلی با کاهش اندازه ذرات جاذب میزان جذب افزایش می‌یابد. علت این امر افزایش سطح تماس جاذب با مواد جذب شونده است و یکی از خصوصیات ذرات نانو را اندازه کوچک آن‌ها و افزایش جذب باید دانست (Chen و Mohanraj، ۲۰۰۶). نانو جاذب می‌تواند به آسانی به صورت پودری برای تصفیه آب استفاده شود، اما به دلیل عملکرد متفاوت نانو ذرات مختلف در آب‌ها، فاضلاب‌ها و ناشناخته بودن اثرات طولانی مدت به علت مطالعات کم آزمایشگاهی، لازم است تحقیقات وسیع‌تری در مورد برنامه‌های کاربردی فناوری نانو در تصفیه آب و فاضلاب صورت گیرد (Qu و همکاران، ۲۰۱۳). فراستی و همکاران (۱۳۹۱) طی پژوهش‌های خود، از نانو جاذب‌های نی و پوشال نیشکر برای حذف نیترات از آب استفاده نموده‌اند. نتایج آنها حاکی از کاهش ۸۰ درصدی میزان نیترات در آب توسط نانو جاذب نی و پوشال نیشکر می‌باشد.

استفاده از جاذب ارزان قیمت در تصفیه زه‌آب کشاورزی

۱- باگاس نیشکر

کشت نیشکر در خوزستان ۷۰۰ تا ۸۰۰ قبل از میلاد رواج داشته است و آغاز فعالیت برای کشت نیشکر در خوزستان در سال ۱۳۱۶ تا ۱۳۱۸ بوده است؛ ولی شروع جنگ جهانی باعث عدم رسیدگی به این فعالیت شد. با همکاری سازمان خواروبار و کشاورزی ملل متحد (فائو) در سال ۱۳۳۰ برنامه کشت نیشکر در خوزستان پایه‌گذاری شد و تا امروز ادامه داشته است؛ به‌طوری‌که در حال حاضر برنامه توسعه نیشکر یکی از بزرگترین طرح‌های ملی ایران است (صادقی لاری، ۱۳۹۱). نیشکر گیاهی دائمی و گرمسیری از تک لپه‌ای‌ها و از خانواده گرامینه و از جنس

فناوری نانو می‌تواند روش بزرگی در کاهش هزینه‌ها و تکنیک موثری در حذف آلاینده‌ها از آب در درازمدت باشد. در این دیدگاه نانو ذرات می‌تواند، به عنوان جاذب قوی استفاده شود. نانو ذرات استفاده گسترده‌ای دارد، با این حال باید اثرات این ذرات را بر محیط‌زیست بررسی کرد (Zhang و همکاران، ۲۰۱۱).

کربن فعال

کربن فعال به گروهی از مواد اطلاق می‌شود، که دارای تخلخل زیادی هستند و قابلیت جذب گازها و مایعات شیمیایی را دارند. کربن‌های فعال به عنوان جاذب‌های حیاتی، در صنایع شناخته شده‌اند و کاربردهای گسترده‌ای با توجه به قابلیت جذب گازها و مایعات مزاحم، دارند و می‌توان از آن‌ها برای تصفیه و پاکسازی و حتی بازیافت مواد شیمیایی استفاده نمود. کربن‌های فعال‌شده به دلیل مساحت گسترده آن‌ها، ساختار منفذی، ظرفیت جذب بالا و قابلیت فعال‌سازی مجدد سطح، ماده‌ای منحصر به فرد می‌باشند. کاربرد مهم و قابل اهمیت آن‌ها در جداسازی بو، رنگ و مزه‌های غیردلخواه از آب در عملیات‌های خانگی و صنعتی، بازیافت حلال، تصفیه هوا به ویژه در رستوران‌ها، صنایع غذایی و شیمیایی می‌باشد. همچنین از مواد غیرآلی به عنوان کاتالیست نیز استفاده می‌شود (شاهچراغ، ۱۳۹۵). سطح موثر کربن فعال از ۲۵۰ تا ۲۵۰۰ میلی‌گرم تغییر می‌کند. همچنین کربن‌های فعالی با سطح موثر بیشتر از ۲۵۰۰ وجود دارند، که می‌توانند برای برنامه‌های ویژه‌ای که نیاز به سطح موثر بسیار بالا دارند، کاربرد لازم را فراهم کنند. کربن‌های فعال با قابلیت جذبی که دارند، برای جدایی بین چند ماده مختلف و برنامه‌های تصفیه استفاده می‌شوند (شاهچراغ، ۱۳۹۵). کربن فعال به عنوان یک جاذب دارای کاربردهای مهم و حیاتی می‌باشد. برای تهیه کربن‌های فعال، می‌توان از چوب، زغال سنگ، زغال نفتی، کود گیاهی، کاه، نی، خاک اره، تایر فرسوده و ... استفاده نمود.

ساکاروم می‌باشد. در شرایط خوزستان ارتفاع آن تا ۲۷۰ سانتی‌متر و قطر آن به حدود ۲/۵۵ تا ۳ سانتی‌متر و وزن هر ساقه نیشکر به حدود ۸۰۰ گرم تا یک کیلوگرم در سال می‌رسد. در فرایند تولید شکر، گیاه نیشکر پس از برداشت، شسته‌شده و برای خردکردن و عصاره‌گیری به آسیاب منتقل می‌شود. در قسمت آسیاب حدود ۹۲ تا ۹۴ درصد از قند موجود در آن استخراج می‌شود (مشایخی و ایزدینیا، ۱۳۸۲). باگاس نیشکر یکی از محصولات جانبی نیشکر است که ۲۰-۳۰ درصد وزن آن را تشکیل می‌دهد. باگاس نیشکر به صورت قطعات ریز و به رنگ کاهی است و از ضایعات کشاورزی و یک ماده لیگنو سلولزی است که از تفال نیشکر بدست می‌آید و عمدتاً از سلولز، همی سلولز و لیگنین تشکیل شده است (Reungsang و Fangkum، ۲۰۱۱).

۲- مصارف و کاربرد باگاس

باگاس دارای کاربردهای بسیار متنوعی است، که از مهم‌ترین محصولات فرعی باگاس می‌توان به تولید متان، تولید ورق‌های فشرده، تولید اتانول، تولید نئوپان، خمیر کاغذ، تولید پوشال برای مرغ‌داری‌ها و تولید کمپوست اشاره کرد. در حال حاضر از باگاس نیشکر در تولید کربن فعال استفاده می‌شود و بقیه دفن یا سوزانده می‌شوند (Bakker, ۲۰۱۲).

پژوهش‌های انجام شده در زمینه حذف نیترات از آب

هاشمی و همکاران (۱۳۹۰) در پژوهشی از پوشال جو به عنوان یک ماده کربنی ارزان قیمت، برای جذب نیترات و افزایش سرعت غنی‌شدن استفاده کردند. نتایج مطالعات آزمایشگاهی نشان داد که ترکیب ۳۰ درصد پوشال جو و ۷۰ درصد خاک می‌تواند یک فیلتر مناسب جهت حذف نیترات از زه‌آب‌های زیرزمینی باشد. فیلترهای مورد استفاده در این آزمایش توانستند در انتهای دوره آزمایش بیش از ۸۰ درصد نیترات موجود در آب را با فرایند غنی‌شدگی از محیط خارج نمایند، که نشان‌دهنده قابلیت خوب این سیستم می‌باشد. استفاده از این فیلترها به دلیل ارزان بودن و در دسترس بودن مواد مصرفی بسیار مناسب می‌باشند و در صورتی که این فیلترها همزمان با اجرای سیستم زهکشی نصب گردند، هزینه آن به مراتب کاهش می‌یابد. فراستی و همکاران (۱۳۹۱) برای آماده‌سازی مواد اولیه آزمایش از گیاه نی و گیاه باگاس نیشکر در مقیاس نانو استفاده کردند و اثر عواملی مانند میزان جاذب، غلظت نیترات ورودی، pH و حضور سایر یون‌های رقابتی روی جذب نیترات را آزمایش نمودند. در مورد جاذب باگاس نیشکر اصلاح شده با افزایش جرم جاذب از ۰/۱ تا ۰/۵ گرم، راندمان حذف از ۴۵ درصد به ۷۵ درصد افزایش یافت، اما با افزایش میزان جاذب از ۰/۵ گرم تا ۱ گرم، راندمان جذب ثابت ماند. برای جذب نی اصلاح شده با افزایش جرم جاذب از ۰/۱ تا ۰/۳ گرم، راندمان جذب از ۶۰ درصد به ۸۵ درصد افزایش یافت. اما با افزایش میزان جاذب از ۰/۳ گرم تا ۱ گرم، راندمان جذب ثابت باقی ماند. پس از انجام آزمایش‌ها برای جذب نیترات با غلظت ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر، برای نانو جاذب‌های نی و باگاس نیشکر به ترتیب ۰/۳ و ۰/۵ گرم جاذب، زمان تعادل ۲ ساعت و $pH=6$ به دست آمد. با افزایش غلظت ماده جذب‌شونده از راندمان جذب کاسته شده و با افزایش غلظت ماده جاذب، راندمان جذب بیشتر شد. نتایج بدست آمده از آزمایش‌های جذب در فرایند ناپیوسته با ایزوترم جذب سطحی فروندلیچ مطابقت کامل داشت. نانو جاذب‌های نی و باگاس نیشکر به عنوان جاذب‌های آنیونی قوی قادر به جذب نیترات از محلول آبی بودند و از بین آن‌ها نانو جاذب نی توانایی بیشتری در جذب نیترات داشته است. با توجه به این که این گیاهان به عنوان ضایعات کشاورزی هستند، به نظر می‌رسد که

استفاده از آن‌ها برای تصفیه آب اقتصادی باشد. مقیمی (۱۳۹۵) در پژوهشی برای جذب نیترات از باگاس نیشکر به عنوان ماده کربنی استفاده کرده است. باگاس نیشکر به عنوان فیلتر توانست در انتهای دوره آزمایش حدود ۶۰ درصد از نیترات موجود در آب را با فرایند غنی‌شدگی از محیط خارج نماید که نشان‌دهنده قابلیت خوب این سیستم می‌باشد. باگاس نیشکر را به صورت یک لایه فیلتر در کنار لوله زهکش نصب نمود، تا زه‌آب سیستم زهکش قبل از ورود به داخل لوله‌ها و انتقال به آب‌های سطحی از میان این فیلتر عبور نماید. استفاده از باگاس باعث افزایش غلظت آمونیوم و میزان هدایت هیدرولیکی به میزان خیلی ناچیز شد و میزان pH در زه‌آب خروجی را کاهش داد. بی‌آزار (۱۳۹۱) در پژوهشی از چهار جاذب کربنی: جاذب کربن گلبرگ زعفران، جاذب کربن فعال کربن هسته عنب و کربن پوسته گردو برای حذف نیترات از آب استفاده کرد و به این نتیجه رسید که جاذب‌های کربنی درصد زیادی از نیترات را از آب می‌توانند حذف کنند. تنگسیر و همکاران (۱۳۹۶) در پژوهشی برای جذب نیترات از بسترهای غنی‌شدگی که در لوله‌های پلی‌اتیلن به قطر سه اینچ و ارتفاع ۴۵ سانتی‌متر شبیه‌سازی می‌شوند، استفاده کردند. ابعاد در نظر گرفته شده برای مدل‌سازی بستر مشابه ابعاد در نظر گرفته شده توسط هاشمی و همکاران (۱۳۹۰) بود. آن‌ها دو نوع بستر را برای ارزیابی فرایند غنی‌شدگی آماده کردند، که در نوع اول فقط خاک و در نوع دوم، مخلوطی از خاک و باگاس با نسبت حجمی ۳۰ درصد باگاس و ۷۰ درصد خاک در نظر گرفته شد. از نتایج به دست آمده مشاهده نمودند که میزان غلظت نیترات خروجی در هر بستر نسبت به میزان نیترات ورودی کاهش می‌یابد. در مطالعه بررسی راندمان جذب نیترات در بسترهای دنیتریفیکاسیون ساخته شده از باگاس جو مشاهده نمودند که در هر دو ستون حاوی منبع کربنی و فاقد منبع کربنی، نیترات خروجی نسبت به میزان نیترات ورودی کاهش می‌یابد و میزان کاهش نیترات خروجی در ستون‌های حاوی باگاس خیلی بیشتر از ستون‌های فاقد باگاس است. در بسترهای فاقد باگاس، حداکثر راندمان جذب (۸۵/۲۴ درصد)، به ابتدای دوره (۲۵ روز از شروع آزمایش) تعلق دارد. هم‌چنین مشاهده نمودند که در پایان دوره آزمایش، راندمان جذب در ستون‌های فاقد باگاس به ۲۷/۸۱ درصد کاهش می‌یابد، در حالی که در بسترهای حاوی باگاس، راندمان جذب نیترات در کل دوره آزمایش بالای ۸۰ درصد باقی می‌ماند. متوسط راندمان جذب در طول دوره آزمایش به ترتیب برابر ۸۹/۳۶ و ۴۶/۸۲ درصد می‌باشد که نتایج نشان می‌دهند باگاس نیشکر به خوبی در جذب نیترات ورودی می‌تواند موثر واقع شود. مارزی و همکاران (۱۳۹۵) در پژوهشی بیان نمودند بیوچار، جاذبی مناسب و ارزان قیمت برای خارج‌سازی نیترات از منابع آب است و از موادی با ارزش اقتصادی پایین قابل تولید است. برای تولید بیوچار، دما و مدت نگهداری در کوره مهم‌ترین فاکتورهای کنترل‌کننده کیفیت و قدرت بیوچار در

خارج سازی نیترات است. در این پژوهش بیوچار تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس و در زمان ۴ ساعت توانایی بیشتری در جذب نیترات از محلول نیترات را دارا بود و فاکتورهای محیطی مثل دما و pH محیط، تأثیر زیادی در جذب نیترات بر بیوچار داشت. مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم به خوبی بر داده های آزمایشی برازش پیدا کرد؛ اما دو مدل شبه مرتبه اول و پخشیدگی بین ذره ای، برازش پایینی بر داده های آزمایشی داشتند. از بین مدل های هم دما نیز مدل های لانگمویر و تمکین بهتر از مدل فروندلیچ به داده های آزمایشی برازش داشتند. هاشمی و همکاران (۱۳۹۶) از باگاس نیشکر که قسمت اعظم این پسماند فیبری خشک و محکم را سلولز، پنتوزان و لیگنین تشکیل می دهد، برای حذف نیترات از زهاب خروجی مزارع کشاورزی و تعیین بهترین سطوح، در شرایط فیزیکی و شیمیایی استفاده کردند. انجام فرایند جذب سطحی توسط چهار پارامتر غلظت نیترات در محلول، اندازه ذره جاذب، pH محلول و زمان تعادل جذب، بررسی شد و بهترین سطوح برای فرایند جذب تعیین شد. نتایج نشان داد که توانایی جذب در سطوح ذرات جاذب باگاس نیشکر با کاهش قطر ذرات جاذب، افزایش میزان PH محلول، افزایش غلظت نیترات و افزایش مدت زمان واکنش تا یک حد مشخصی افزایش می یابد و از میان این پارامترها، پارامتر قطر جاذب ذرات کم ترین تأثیر را روی توانایی جذب نیترات دارا است. با انجام این آزمایش بازده جذب نیترات ۶۰ درصد برآورد شد. Ohe و همکاران (۲۰۰۳) در پژوهشی رفتار جذب نیترات از محلول های آبی را با استفاده از کربن فعال ساخته شده از پوسته نارگیل و ذغال ساخته شده از بامبو بررسی نمودند. حداکثر جذب نیترات توسط جاذب های تهیه شده در $pH=2/4$ اتفاق افتاد و از مدل لانگمویر تبعیت کرد. ظرفیت جذب برای زغال بامبو و کربن فعال به ترتیب $1/04 \times 10^{-1}$ و $2/66 \times 10^{-1}$ mmol/g گزارش شد. Bekta و Oztuk (۲۰۰۴) حذف نیترات از محلول های آبی را به وسیله جاذب های مختلف مطالعه کردند. در این پژوهش سیپولیت، فعال شده با HCl، تفاله و کربن پودری فعال به عنوان جاذب استفاده شد. محلول نیترات نقره 100 mg L^{-1} در آزمایشات ناپیوسته برای بررسی میزان حذف نیترات استفاده شد. بر اساس مطالعات سینتیکی مشخص شد، که تفاله برای حذف نیترات مؤثر نیست. اندازه جاذب، pH و زمان تماس برای حذف نیترات در مورد سایر جاذب ها بررسی شد. pH بهینه پودر کربن فعال معادل ۲ بود، در حالی که pH بر روی بازدهی سایر جاذب ها چندان مؤثر نبود. مقدار جاذب 1 mg L^{-1} ۲۰-۵ متغیر بود. افزایش مقدار منجر به افزایش بازدهی حذف نیترات می شد. Saltali و همکاران (۲۰۰۷) از براده چوب و پوشال گندم در تصفیه پساب کشاورزی استفاده نمود. نتایج نشان داد که هر دو جاذب مذکور دارای قابلیت حذف ۹۹ درصد نیترات بودند. با توجه به نتایج به دست آمده، هر دو جاذب می توانند به عنوان بیوفیلتر استفاده شوند. Mishra و Patel (۲۰۰۹) در پژوهشی از

زغال کاه گندم و زغال کاه خردل برای جذب نیترات از محلول های آبی استفاده کردند. این دو ماده ابتدا تمیز و سپس به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. سپس الک شده و در کوره در دمای ۳۰۰ درجه سانتی گراد برای یک ساعت و ۳۰ دقیقه سوزانده شدند. همچنین زغال با آب مقطر شسته شد تا تمام رنگ آن که به علت حضور ذرات کربن بود از آن گرفته شود. بعد از آن با یک کربن تجاری به عنوان استاندارد برای مقایسه به کار گرفته شد. نتایج نشان داد، مقدار جذب زغال کاه گندم و زغال کاه خردل و کربن تجاری در ۱۵ درجه سانتی گراد به ترتیب $1/10$ ، $1/30$ ، $1/22$ میلی گرم بر گرم بوده که نشان می دهد جذب کاه خردل بیشتر از زغال کاه گندم و زغال تجاری می باشد. Gundzoglu و Demiral (۲۰۱۰) در پژوهشی از کربن بدست آمده از باگاس چغندر قند، برای حذف نیترات از محلول های آبی استفاده کردند و اثرات pH و زمان تماس را بررسی نمودند. مطالعات جذب با استفاده از ایزوترم های لانگمویر و فروندلیچ انجام گردید و نتایج بدست آمده از داده های جذب به خوبی با مدل لانگمویر مطابقت داشت و با کاهش pH و افزایش زمان تماس، ظرفیت جذب افزایش یافت. Divband Hafshejani و همکاران (۲۰۱۶) در پژوهشی از تفاله نیشکر به عنوان یک جاذب موثر برای جذب نیترات از محلول های آبی استفاده کردند. آن ها آزمایش های جذب تعادل را با استفاده از غلظت اولیه نیترات ۱۰۰-۱ میلی گرم بر لیتر با در جذب مطلوب ۲ گرم بر لیتر در دمای ۲۲ درجه سانتی گراد و $pH=4/6$ انجام دادند و سپس از فیلترهای غشایی عبور و غلظت نیترات باقی مانده را تجزیه و تحلیل کردند. نتایج به دست آمده نشان داد که جذب در عرض ۶۰ دقیقه به تعادل رسیده است. همچنین داده های آزمایشی به خوبی با مدل های ایزوترم لانگمویر و سنتیک شبه درجه دوم مطابقت داشتند و حداکثر بیوچار (زغال زیستی) اصلاح شده برای یون های نیترات $28/21$ میلی گرم بر لیتر به دست آمد. Mor و همکاران (۲۰۱۶) در پژوهشی از خاکستر پوسته برنج که به عنوان زباله های زراعی به مقدار زیادی در دسترس هستند، استفاده کردند. مشخصه جاذب با استفاده از تبدیل فوریه مادون قرمز، اشعه ماوراء بنفش و پراش اشعه ایکس اسپکتروفتومتریک تجزیه و تحلیل شد و پارامترهای مختلف مانند زمان تماس، دوز جذب کننده، pH و دما بررسی شده و حذف فسفات تا ۸۹ درصد در $pH=6$ در زمان ۱۲۰ دقیقه به دست آمد. در این پژوهش از ایزوترم لانگمویر و شبه درجه دوم که بهترین تناسب را با داده های تجربی داشتند، استفاده شد و نتایج نشان داد که سطح زیر ظرفیت جذب را افزایش می دهد و خاکستر پوسته برنج به عنوان یک جاذب ارزان قیمت برای درمان آب و فاضلاب این پتانسیل را دارد. در جدول (۴) در یک بررسی کلی میزان کارایی روش های کاهش نیترات در آب با استفاده از جاذب های مختلف جهت مقایسه آورده شده است.

جدول ۴- میزان کارایی روش‌های جذب نیترات در آب با استفاده از جاذب‌های مختلف

میزان جذب نیترات	زمان	pH	آلاینده	جاذب مورد استفاده	محققین/ سال
بیش از ۹۰٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	پوشال جو	هاشمی و همکاران، ۱۳۹۰
۸۰٪	۱۲۰ دقیقه	pH = ۶	نیترات	پوشال نیشکر	فراستی و همکاران، ۱۳۹۱
۹۰٪	-	pH = ۷/۰۹-۶/۵	نیترات	باگاس نیشکر	مقیم، ۱۳۹۵
۶۶٪	۹۰ دقیقه	pH = ۲	نیترات	گلبرگ زعفران	بی‌آزار، ۱۳۹۱
۶۱٪	۱۵۰ دقیقه	pH = ۲	نیترات	کربن فعال	
۵۵٪	۲۱۰ دقیقه	pH = ۲	نیترات	کربن هسته عنب	
۳۷٪	۲۱۰ دقیقه	pH = ۲	نیترات	کربن پوسته گردو	
۸۹-۳۶٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	باگاس نیشکر	تنگسیر و همکاران، ۱۳۹۶
۹۰٪	۲۴۰ دقیقه	pH = ۲-۶	نیترات	بیوچار	مارزی و همکاران، ۱۳۹۵
۶۰٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	باگاس نیشکر	هاشمی و همکاران، ۱۳۹۶
۹۰٪	-	pH = ۲/۴	نیترات	کربن فعال	Ohe و همکاران، ۲۰۰۳
۹۰٪	-	pH = ۲/۴	نیترات	پوسته نارگیل	
۹۰٪	-	pH = ۲/۴	نیترات	زغال بامبو	
۹۰٪	-	pH = ۲	نیترات	سپیولیت فعال شده با HCL	Bekta و Ozturk، ۲۰۰۴
۹۰٪	-	pH = ۲	نیترات	تفاله و کربن پودری فعال	
۹۹٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	براده چوب	Saltali و همکاران، ۲۰۰۷
۹۹٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	پوشال گندم	
۸۰٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	زغال کاه گندم	Mishra و Patel، ۲۰۰۹
۹۰٪	-	pH = ۲-۶	نیترات	زغال کاه خردل	
۹۰٪	-	pH = ۶	نیترات	باگاس چغندر قند	Demiral و Gundzoglu، ۲۰۱۰
۹۰٪	۶۰ دقیقه	pH = ۴/۶	نیترات	باگاس نیشکر	Divband Hafshejani و همکاران، ۲۰۱۶
۹۹٪	-	pH = ۶	نیترات	خاکستر پوسته برنج	Mor و همکاران، ۲۰۱۶

جمع‌بندی

با توجه به محدود بودن منابع آبی در دسترس، زدودن آلودگی از این منابع و همچنین از پساب‌های خانگی، صنعتی و زه‌آب‌های کشاورزی می‌تواند ضمن حفاظت از محیط‌زیست و منابع آبی بخشی از کمبود آب را نیز جبران نماید. در این مقاله فرایندهای مختلفی برای جذب نیترات از آب‌های آلوده به نیترات مطالعه شد. نتایج نشان داد تصفیه زه‌آب توسط فرایند جذب سطحی به وسیله بیوچار تولید شده از ضایعات گیاهی، روشی بسیار مفید و موثر است. بیوچار از موادی با ارزش اقتصادی پایین قابل تولید است و جاذبی مناسب و ارزان قیمت برای خارج‌سازی نیترات از منابع آبی است. طبق مطالعات انجام شده برای تولید بیوچار، دما و مدت نگهداری در کوره مهم‌ترین فاکتورهای کنترل‌کننده کیفیت و قدرت بیوچار در خارج‌سازی نیترات

است. در صورت استفاده از جاذب مناسب در بعضی تحقیقات حتی تا ۹۹ درصد میزان نیترات موجود در آب کاهش یافته است.

منابع

افیونی، م. و عرفانمنش، م. ۱۳۷۹. آلودگی آب و خاک و هوا. دانشگاه صنعتی اصفهان. انتشارات ارکان.

اکبری، ت. ۱۳۸۴. بررسی کاربرد باگاس به عنوان یک جاذب طبیعی ارزان قیمت به منظور حذف روی، سرب و کادمیوم از آب. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات اهواز.

امینی، ا. ۱۳۹۱. کارایی نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی روی بستر نانوکربن جهت حذف فسفات از آب. پایان‌نامه کارشناسی ارشد،

دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی.

آیتی، ب.، فرتوس، س. و دلنواز، م. ۱۳۸۵. بررسی فناوری‌های نوین ذرات نانو در مهندسی محیط‌زیست. همایش آینده‌پژوهی، فناوری و چشم انداز توسعه.

بی‌آزار، س. ۱۳۹۱. حذف نیترات و سولفات از محلول‌های آبی به وسیله نانو ذرات و جاذب‌ها زیستی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه بیرجند، دانشکده محیط زیست.

تنگسیر، س.، ناصری، ع.ع.، معاضد، ه.، هاشمی گرم دره، س.ا. و برومند نسب، س. ۱۳۹۶. بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی مورد نیاز در طراحی بسترهای دنیتریفیکاسیون. مجله علوم و مهندسی آبیاری، ۴۰: ۳۹-۵۷.

تقی‌یان اقدم، ا.، شهیدی، ع. خزاعی تبار، ح. ۱۳۹۴. بهینه سازی پوشش کانال‌های آبیاری با مواد ژئوسنتیک. همایش بین‌المللی پژوهش‌های کاربردی در کشاورزی. تهران.

جرسایی تالار، ع. ۱۳۷۵. حذف فلزات سنگین از آب و فاضلاب. سمینار کارشناسی ارشد. دانشگاه علم و صنعت ایران دانشکده عمران.

سلیمانی، م.، انصاری، م.، عباسی، م. و عابدی، ج. ۱۳۸۷. بررسی حذف نیترات و آمونیوم از آب‌های زیر زمینی با استفاده از فیلترهای کانساری. مجله آب و فاضلاب، ۶۷.

فراستی، م.، جعفرزاده، ن.، برومند نسب، س.، معاضد، ه.، عابدی کوپایی، ج. و سیدیان، س.م. ۱۳۹۱. استفاده از نانو جاذب‌های گیاهی به منظور حذف نیترات از محلول‌های آبی. مجله پژوهشات منابع آب ایران، ۳: ۲۸-۳۸.

شامحمدی حیدری، ز.، معاضد، ه.، جعفرزاده حقیقی، ن. و حقیقت‌جو، پ. ۱۳۸۷. حذف کادمیم از محیط آبی در غلظت‌های کم به وسیله پوسته شلتوک اصلاح شده. مجله آب و فاضلاب، ۳۷: ۳۳-۶۷.

شاهچراغ، س.ک. ۱۳۹۵. مطالعه خواص فیزیکی و سنتز نانو ساختارهای حفره‌دار کربن فعال کاربرد در رفع آلودگی‌های زیست محیطی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه دامغان، دانشکده فیزیک.

صادقی لاری، ع. ۱۳۹۱. بررسی اثرات کنترل سطح ایستابی بر روی میزان جریان نیتروژن و فسفر خروجی از زهکش‌های زیرزمینی در نواحی خشک (مطالعه موردی شعبیه خوزستان). پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته آبیاری زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.

عابدی کوپایی، ج. ۱۳۸۶. تأثیر آبیاری سطحی و زیرسطحی با پساب تصفیه شده بر خصوصیات چمن برموداگراس. مجله علوم و کشاورزی و منابع طبیعی. جلد ۱۵. شماره ۴.

عزتی فیض ج. ۱۳۹۴. بحران آب (چالش‌ها و راه‌کارها). فصل‌نامه

زمین‌شناسی تنیس. سال ششم. شماره پانزدهم.

مارزی، م.، فرحیخش، م. و خیال ص. ۱۳۹۵. سینتیک و هم‌دمای جذب نیترات از محلول آبی با استفاده از بیوپار. نشریه دانش آب و خاک. ۲۶: ۱۴۵-۱۵۸.

مقیمی، ن.، ناصری، ع.ع.، سلطانی محمدی، ا. و هاشمی گرم دره، س.ا. ۱۳۹۵. بررسی عملکرد باگاس نیشکر در کاهش نیترات خروجی از زه آب زهکش‌های زیرزمینی. مجله علوم و مهندسی آبیاری، ۳۹: ۲.

مشایخی، م. و ایزدینا، ح.ر. ۱۳۸۲. استفاده از سطوح مختلف باگاس غنی شده با اوره در جیره غذایی گاو میش‌های شیرده خوزستان. مجله پژوهش و سازندگی، ۱۶(۱): ۲-۵.

ملکوتی، م. ۱۳۸۷. حاصل‌خیزی خاک‌های مناطق خشک. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس تهران.

ملکیان، ر. ۱۳۹۰. تأثیر ژئولیت و ژئولیت اصلاح شده کلینوپتیلولایت بر آبشویی نیترات و آمونیوم و رشد گیاه. رساله دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه اصفهان.

مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، شماره استاندارد ایران ۱۰۵۳، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب آشامیدنی.

موسوی، ع. مرتضایی ز. محمدی ط. چراغیان فرد ش. ۱۳۹۴. مروری بر روش‌های حذف نیترات از آب و فاضلاب. دومین کنفرانس بین‌المللی مهندسی محیط زیست.

مهردادی، ن. عدل م و زرنکابی م. ۱۳۸۰. مدیریت کیفیت زه آب‌های کشاورزی. انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. شماره ۴۳.

هاشمی، س.ا.، حیدرپور، م. و مصطفی‌زاده فرد، ب. ۱۳۹۰. بررسی میزان حذف نیترات در دو حالت قرارگیری فیلترهای زیستی در سیستم‌های زهکشی زیرزمینی. مجله علوم و مهندسی آبیاری، ۳۴: ۱.

هاشمی، م.، ناصری، ع.ع. و تکدستان، ا. ۱۳۹۶. بررسی کارایی جاذب باگاس نیشکر در حذف نیترات از زهاب خروجی کشاورزی. مجله علمی علوم و مهندسی آبیاری، ۴۰: ۱-۱۰.

Bakker H. 2012. Sugar Cane Cultivation and Management. Springer Science & Business Media. 54: 74-85

Benefield D., Judkins F. and Weand I. 1982. Process chemistry for water and wastewater treatment. Prentice-Hall.

Cengelloglu Y., Tor A., Ersoz M. and Arslan G. 2006. Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud, Sep. Purif. Technol, 51: 374-378.

choeman J.J and Steyn A. 2003. Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa.

- beads to remove nitrate from contaminated water. *Chem. Eng. J.*, 99: 153-160.
- Kaneko K., Camara S., Ozeki S. and Souma M. 1991. Dynamic NO₃ adsorption characteristics of iron oxide-dispersed activated carbon fibers. *Carbon*, 29: 1287 -1289.
- Kapoor A, T. Virapaghavan. 1977. "Nitrate removal from drinking water", *J. Environ. Eng.* 123 :371-379.
- Kohler M. and Fritzsche W. 2004. *Nanotechnology An Introduction to Nanostructuring techniques*. Wiley-VHC, ISBN, 978-3-527-30750-0.
- Kumar M and Chakraborty S. 2006. Chemical denitrification of water by zero valent magnesium powder. *Journal Hazardous Materials*, 135: 112-121.
- Laird D.A., Rogovska N.P., Garcia-Perez M. Collins H.P, Streubel J.D. and Smith M. 2010. Pyrolysis and biochar opportunities for distributed production and soil quality enhancement. In: Braun R. Karlen D. and Johnson D. Sustainable alternative fuel feedstock opportunities, challenges and roadmaps for six U. S. regions. *Proceedings of the Sustainable Feedstocks for Advance Biofuels Workshop*, pp. 257-281.
- Lehman J.J and Rondon M. 2006. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems-A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2): 403-427.
- Mishra P.C and Patel R.K. 2009. Use of agricultural waste for the removal of nitrate/nitrogen from aqueous medium. *Environ Manage*, 90: 519-522.
- Mor S., Chhoden K. and Khaiwal R. 2016. Application of Agro-waste Rice Husk Ash for the removal of Phosphate from Wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 50: 98.
- Mohanraj V.J. and Chen Y. Nanoparticles – A Review. *Tropical J of Pharm Res*, 5(1): 561-573.
- Ohe K., Nagae Y., Nakamura S. and Baba Y. 2003. Removal of nitrate anion by carbonaceous materials prepared from bamboo and coconut shell. *J. Chem. Eng. Japan*, 36: 511-515.
- Desalination, 155: 15-26.
- Criss, E., and Davisson, M., 2004. Fertilizers, water quality, and human health. *Environmental Health Perspective*. 112: 536-546
- Clifford D.A., Liu X. 1993. Ion Exchange for Nitrate Removal. *Journal AWWA*, 85(4):135-143.
- Demiral H and Gunduzoglu G. 2010. Removal of nitrate from aqueous solutions by activated carbon prepared from sugar beet bagasse. *Bioresour Technol*, 101: 1675-1680.
- Divband Hafshejani L. Hooshmand A. Naseri A.A. Soltani Mohammadi A. Abbasi F. & Bhatnagar A. Removal of nitrate from aqueous solution by modified sugarcane bagasse biochar. 2016. *Ecological Engineering* 95:101-111.
- Edimar R., Cláudio N., Osvaldo A., Serra AGS. and Prado A. 2007. Antenna Effect in Highly Luminescent Eu³⁺ Anchored in Hexagonal Mesoporous Silica. *Chem. Mater*, Vol, 19(22): 5437-5442.
- Fangkum A. and Reungsang A. 2011. Biohydrogen production from sugarcane bagasse hydrolysate by elephant dung: effects of initial pH and substrate concentration. *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(14): 8687-8696.
- Faust S.D. and Aly O.M. 1987. *Adsorption Process for Water Treatment*. Butterworths Publishers, Stoneham,
- Feyman R.P. 1960. There is plenty of room at the bottom. *Eng Sci*, 23(2): 155-163.
- Hewakuruppu Y.L., Dombrovsky L.A., Chen C., Timchenko V., Jiang X., Baek S. and Taylor R.A. 2013. Plasmonic pump-probe method to study semi-transparent nanofluids. *Applied Optics*, 52(24): 6041-6050.
- Gupta A. and Sankararamakrishnan N. 2010. Column studies on the evaluation of novel spacer granules for the removal of arsenite and arsenate from contaminated water. *Bioresource Technology*. 101: 2173-2179.
- Jaafari K., Ruiz T., Elmaleh S., Coma J. and Benkhoucha K. 2004. Simulation of a fixed bed adsorber packed with protonated cross-linked chitosan gel

- Soares M.I.M. 2000. Biological denitrification of ground water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 123: 183-193.
- Taylor R.A., Phelan P.E., Otanicar T.P., Adrian R. and Prasher R. 2011. Nanofluid optical property characterization: Towards efficient direct absorption solar collectors. *Nano Res Lett*, 6: 1-225.
- Tezuka S., Chitrakar R., Sonoda A., Ooi K. and Tomida T. 2004. Studies on selective adsorbents for oxo-anions. Nitrate ion-exchange properties of layered double hydroxides with different metal atoms. *Green Chem*, 6: 104-109.
- Wang Y., Lin S. and Juang R. 2003. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using various low-cost adsorbents. *Journal of hazardous materials*, 102(2-3): 291-302.
- Wang S., Peng Y. 2010. " Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment", *Chem. Eng. J.* 156 :11 24.
- Winsley P. 2007. Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review* 64: 5-10.
- Yao Y. Gao B. Zhang M. Inyang M. & Zimmerman AR. 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* 89: 1467-1471.
- Xu T. and Huang Ch. 2008. Electrodialysis-Based Separation Technologies: A Critical Review. *AICHE J*, 54: 3147-3159.
- Zhang H., Tong Z.h., Wei T. and Tang Y. 2011. Removal characteristics of Zn(II) from aqueous solution by alkaline Ca-bentonite. *Desalination*, 276: 103-108.
- <https://apps.WHO.int/iris/handle/10665/38551> (visited 4 June 2020)
- <http://standard.isiri.gov.ir/1053> (visited 4 June 2020)
- Orlando U.S., Baes A.U., Nishijima W and Okada M. 2002. A new procedure to produce lignocellulosic anion exchangers from agricultural waste materials. *Bioresour.Technol*, 83: 195-198.
- Ovez B., Ozgen S and Yuksel M. 2006. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source. *Process Biochemistry*, 41: 1539-1544.
- Ozturk N. and Bekta TE. 2004. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials. *J. Hazard. Mater*, B112: 155-162.
- Pinnavaia T.J. 1983. Intercalated clay catalysts. *Science*, 220: 365-371.
- Pollard S.J.T., Fowler G.D., Sollars C.J. and Perry R. 1992. Low-cost adsorbents for waste and wastewater treatment: a review. *Sci. Total Environ*, 116: 31-52.
- Qaiser S., Saleemi A. and Mahmood M. 2007. Heavy metal uptake by agro based waste materials", *Electronic Journal of Biotechnology*, 10(3): 409-416.
- Qu X., Alvarez P.J.J. and Li Q. 2013. Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. *Water Res*, 47: 3931-3946.
- Rahmani A., Zavvar Mousavi H. and Fazli M. 2010. Effect of nanostructure alumina on adsorption of heavy metals. *Desalination*, 253(1-3): 94 -100.
- Saad R., Hamoudi S. and Belkacemi K. 2008. Adsorption of phosphate and nitrate anions on ammonium-functionnalized mesoporous silicas. *J. Porous Mater*, 15: 315-323.
- Saltali K., Sari A. and Aydin M. 2007. Removal of ammonium ion from aqueous solution by natural Turkish (Yildizeli) zeolite for environmental quality. *J. Hazard. Mater*, 141: 258-263.
- Shah M.A. and Ahmad T. 2011. Principles of nanoscience and nanotechnology. Narosa Publishing House: New Delhi, India, 11.



نشر مجلات علمی- حرفه‌ای راه‌کاری موثر در افزایش روزآمدی دانش مهندسان می‌باشد. علیرغم اینکه در کشور ما در زمینه علوم آب منابع اطلاع رسانی و مجلات متعددی وجود دارد اما جایگاه نشریاتی که بتوانند تجربیات کاربردی دست اندرکاران را به روشی علمی به نظر سایر کارشناسان برسانند خالی است. هدف این نشریه کمک به بهبود روش‌های اجرایی در عرصه مهندسی آب از طریق انتشار تجربیات موفق اجرایی و نتایج تحقیقات کاربردی است.

دامنه موضوعی نشریه محدود به کاربردهای آب در صنعت، شهر و کشاورزی و نیز رابطه متقابل آنها با منابع آب، از دیدگاه علمی- کاربردی خواهد بود. بر این اساس، محتوای موضوعی مقالات در این نشریه شامل: ۱- آب، اقتصاد و مدیریت ۲- کیفیت آب و فاضلاب ۳- انتقال آب

و سازه‌های آبی ۴- آبیاری و کشاورزی ۵- منابع آب سطحی ۶- منابع آب زیرزمینی ۷- مدیریت منابع آب خواهد بود.

همچنین مقاله می‌تواند در یکی از انواع جدول زیر ارائه شود.

چارچوب مقالات مطالعه موردی: این گروه از مقالات با ساختار مقاله علمی پژوهشی (عنوان، چکیده فارسی و واژه‌های کلیدی به زبان فارسی و انگلیسی، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج و بحث، نتیجه‌گیری، پیشنهادات کاربردی و منابع) ارائه شوند.

چارچوب سایر انواع: این گروه از مقالات شامل عنوان، چکیده فارسی و واژه‌های کلیدی به زبان فارسی و انگلیسی، مقدمه در شروع و جمع‌بندی و پیشنهادات کاربردی در انتها می‌باشند. عناوین دیگر در بدنه مقاله به انتخاب نویسنده گذاشته می‌شود.

نوع مقاله	عنوان لاتین	توضیحات
نقطه نظر	View point/ Perspective/Opinion	ارائه نظریه مستدل (طرح موضوع / چالش / سؤال و سپس ارائه فرضیه یا راه حل فرضی به صورت مستدل)
پژوهشی	Research/Original/ Regular Article	این نوع از مقاله حاصل پژوهش‌ها و تحقیقات بنیادی است و نتایج حاصل از تحقیق و بررسی علمی ایده‌های نوآورانه در مسیر تولید دانش و توسعه آن، در آن منتشر می‌شود.
کاربردی	Applied Article	منتهی به تکنولوژی، روش و ابزار است و در مقابل پژوهش بنیادی و پایه قرار دارد. معرفی یک وسیله/ مدل کاربردی برای حل مسائل مدیریتی / مهندسی آب (مدل‌ها، نرم افزارها، سامانه‌ها و ...).
مفهومی، روش‌شناسی	Conceptual Paper, Methodologies	موضوعات این نوع مقالات، چالش برانگیز و/یا مورد نیاز است. معرفی یک مفهوم که تاکنون در کشور به درستی یا اصلاً معرفی نشده است. این نوع مقاله در قالب یک مدل مفهومی (چارچوب/ساختار پژوهش)، چستی، چرایی و چگونگی موضوع مورد نظر را توضیح می‌دهند.
مطالعه موردی	Case Study	مطالعه عمیق نمونه‌ی معینی از یک پدیده یا موضوعی که اخیراً شناسایی شده یا توسعه یافته است، و مقایسه آن با سایر مطالعات موردی در دسترس
مروری	Review Article	یک موضوع خاص مورد توجه وسیع قرار می‌گیرد و کلیه مسائل (روش‌ها/ مزایا و معایب آنها) مرور می‌شود. موضوعات این نوع مقالات، چالش برانگیز / مورد نیاز است.
	Technical Paper	گزارش یک تجربه از کاربرد یک روش نوین، و بررسی کارایی آن (تحت شرایط خاص)، در مقایسه با نتایج پیشین. یادداشت فنی: نقد مقالات چاپ شده قبلی
فنی و ترویجی (انتقال تجربه)	Discussion Paper	۱- معرفی یک روش عملی (مدیریتی / اجرایی)، و گزارش نتایج مطلوبی که در پی داشته است؛ تجربه‌های کسب شده توسط سازمان‌ها، دستگاه‌های اجرایی یا مشاورین می‌تواند از این نوع باشد. ۲- معرفی یک فناوری یا روش نوین (برای اولین بار در کشور) که کاربردش برای رفع مشکل/ معضل خاصی در کشور مفید است.
کوتاه	Short Paper	۱- آرایه مؤثر و سریع یافته‌های پژوهشی که حداکثر دارای ۱۵۰۰ کلمه با یک جدول یا نمودار یا شکل و ۳ تا ۵ منبع است.

راهنمای نگارش مقاله



• متن مقاله لازم است در محیط Word در ابعاد A4 با ۲/۵ سانتی‌متر حاشیه از هر چهار طرف به صورت یک ستونه و با قلم Adobe Arabic اندازه ۱۴ و فاصله خطوط ۱/۱۵ حداکثر در ۱۰ صفحه نگاشته شود. همه عناوین موجود در متن مقاله از جمله چکیده، مقدمه و ... نیز با همین قلم ولی Bold باشند.

• عنوان مقاله در وسط صفحه اول نوشته شود. عنوان مقاله باید کوتاه

و روان بوده و از ۱۵ واژه تجاوز نکند. ابتدای واژه‌های اصلی عنوان انگلیسی مقاله با حروف بزرگ (Capital) نوشته شود.

• چکیده باید در عین مختصر بودن، به روشنی گویای محتوای مقاله باشد و با تأکید بر روش‌ها، نتایج و اهمیت کاربرد آن بوده و در آن از کلمات اختصاری مبهم استفاده نشود. متن چکیده از ۲۵۰ کلمه تجاوز نکرده و تمام آن در یک پاراگراف نوشته شود. چکیده انگلیسی باید

ترجمه کامل چکیده فارسی باشد.

• واژه‌های کلیدی حداکثر ۵ کلمه و بعد از متن چکیده‌های فارسی و انگلیسی نوشته شود.

• مقدمه باید شامل اطلاعات مربوط به سابقه کار، توجیه اهمیت تحقیق و هدف بررسی باشد.

• مواد و روش‌ها باید به طور مشخص و روشن بیان شود. اگر روش تحقیق از یک منبع گرفته شده فقط به ذکر مأخذ اکتفا شود. همچنین از شرح کامل روش‌های اقتباس شده خودداری کرده و به ذکر منابع آن بسنده شود.

• نتایج و بحث باید شامل تجزیه و تحلیل نتایج بدست آمده در ارتباط با کار تحقیق مورد نظر باشد. عنوان جدول در بالا و با فرمت وسط چین نوشته و گویای نتایج مندرج در آن باشد. هر جدول با یک خط افقی از عنوان آن و سر جدول با یک خط افقی از متن جدول جدا و در زیر متن جدول نیز یک خط افقی کشیده شود. در صورت لزوم می‌توان برای تقسیم سر جدول از خطوط افقی در داخل کادر سر جدول استفاده کرد. از کشیدن هر گونه خط عمودی در جدول خودداری شود.

• عنوان شکل در پایین و با فرمت وسط چین نوشته و معرف محتوای ارایه شده در آن باشد. از اعداد انگلیسی در محورهای افقی و عمودی در شکل‌ها استفاده شود. تمامی نمودارها نیز با عنوان شکل ارائه شوند. • عناوین اشکال و جداول با فونت متن به اندازه ۲ واحد کوچکتر به صورت شکل ۱- نوشته شود.

• در صورت استفاده از نمودار، اشکال و تصاویر در مقاله، باید فایل اصلی آنها نیز به همراه مقاله ارسال شود.

• منابع مورد استفاده باید شامل جدیدترین اطلاعات در زمینه کار مورد نظر باشد. فهرست منابع به ترتیب حروف الفبای نام خانوادگی نویسندگان مقاله مرتب شود. وقتی از چند اثر مختلف یک نویسنده استفاده می‌شود ترتیب شماره‌گذاری این مقاله‌ها بر حسب سال انتشار آنها (از قدیم به جدید) انجام گیرد. در فهرست منابع ابتدا منابع فارسی و در ادامه آن، منابع خارجی نیز ارائه شود.

• منابع موجود در متن مقاله با استفاده از روش نام و سال در داخل پرانتز (افتخاری، ۱۳۸۵) و اسامی بیشتر از دو نفر همراه با واژه همکاران (افتخاری و همکاران، ۱۳۸۵) ذکر شود. کلیه اسامی لاتین اشخاص در متن به صورت انگلیسی نوشته شود (Argue, ۲۰۰۴b).

• در متن مقاله تا حد امکان از نوشتن کلمات غیرفارسی خودداری شود (در صورت نیاز استفاده از پاورقی مجاز است).

• دستورهای نقطه‌گذاری (Punctuation) در نوشتار متن رعایت شود. مثلاً گذاشتن فاصله قبل از نقطه (.) و کاما (,) و علامت سوال (?) لازم نیست، ولی بعد از آنها، درج يك فاصله لازم است.

• واحدهای اندازه‌گیری بر اساس سیستم SI گزارش شوند.

• در صورت نیاز، بخش‌های سپاسگزاری و پیشنهادات می‌توانند به صورت خلاصه به متن مقاله اضافه شوند.

• پی‌نوشت: شامل برابر نهادهای لاتین و توضیحات ضروری درباره اصطلاحات و مطالب مقاله، باید به ترتیب با شماره در متن و با عنوان پی‌نوشت در انتهای مقاله، قبل از منابع درج گردد.

• از قالب‌های زیر برای ارایه فهرست منابع استفاده شود (پاراگراف مربوط به هر يك از منابع دارای فرمت بیرون آمدگی سطر اول (Hanging) باشد:

۱. مقالات: نگارنده‌گان. سال. عنوان مقاله. عنوان مجله، جلد (شماره) مجله: شماره صفحات.

قهرمان، ب.، حسینی، س.م. و عسگری، ح.ر. ۱۳۸۲. کاربرد زمین آمار در ارزیابی شبکه‌های پایش کیفی آب زیرزمینی. نشریه علمی-پژوهشی امیرکبیر (مهندسی عمران و گرایش‌های وابسته)، ۱۴(۵۵-۵): ۹۷۱-۹۸۱.

Sparks D.L., Thompson H.A. and Gupta H.V. 2009. Visible changes in macro mica particles that occur with nickel depletion. Water, Air and Soil Pollution, 31: 217-230.

۲. کتب: نگارنده(گان). سال. عنوان کتاب. جلد. انتشارات. نوبت چاپ. شهر، کشور.

علیزاده، ا. ۱۳۸۵. طراحی سیستم‌های آبیاری. جلد ۱: طراحی سیستم‌های آبیاری سطحی. دانشگاه امام رضا (ع). مشهد.

Lindsay W.L. 1979. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley & Sons, NewYork.

۳. همایش‌ها: نگارنده‌گان. سال. عنوان مقاله. عنوان همایش. محل همایش، شهر، کشور.

Berrada B. 2004. Options for water management during drought. In E.D. Martin (ed.) Proceedings of the 4th Annual Four Corners Irrigation Workshop, 8-10 Jul. 2004. Soil and Water Conserv. Soc., New Mexico, USA. (p. 29-37)

ایزدی، ع.، علیزاده، ا.، داوری، ک. و قهرمان، ب. ۱۳۸۶. مدیریت منابع آب‌های زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک (مطالعه موردی: دشت نیشابور). نهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران.

۴. درگاه الکترونیکی (Web site): نام. آدرس وبگاه. تاریخ بازدید. <http://www.informaworld.com/content/Ua/V.24-2-2004/article9.htm> (visited 5 September 2010).

۵. منابع بی‌نام: در صورت عدم وجود نام شخص یا اشخاص حقیقی به عنوان نویسنده باید از نام شخص حقوقی (نام سازمان) استفاده شود. • همراه هر مقاله يك صفحه جداگانه که در آن عنوان کامل مقاله، تاریخ و محل انجام تحقیق، نام، نام خانوادگی، محل خدمت، مدرک تحصیلی، رتبه علمی نویسنده یا نویسندگان و همچنین آدرس پستی، ایمیل، تلفن ثابت و همراه نویسنده مسئول ارسال گردد.

• فایل اسکن شده تعهدنامه در سامانه نشریه بارگذاری شود.

• مقاله‌ای که فرمت نشریه را دارا نباشد و یا فایل تعهدنامه امضا شده ارسال نشده باشد، در جلسه هیأت تحریریه نشریه مطرح نمی‌شود.

• مقاله نباید در هیچ يك از نشریات کشور به چاپ رسیده یا همزمان برای مجلات دیگر ارسال شده باشد.

• پس از طی مراحل داوری مقاله، اصلاحات احتمالی به اطلاع نگارنده مسئول می‌رسد و پس از انجام اصلاحات مورد نظر داوران، بایستی فایل مقاله در سامانه نشریه بارگذاری شود.

• پس از طی مراحل داوری مقالات، ایرادات فنی مقاله توسط سردبیر بررسی می‌شود و پذیرش مقاله منوط به رفع این اشکالات است. • در صورتیکه مقاله برای چاپ پذیرفته نشود، به نویسنده اطلاع داده خواهد شد.

• نشریه در رد یا قبول و حک و اصلاح مقاله تا قبل از تأیید توسط سردبیر آزاد است.

In the Name of Allah

Journal of Water and Sustainable Development



Volume 7 - Issue 1 (Serial No. 15) - June 2020

Due to certificate no. 3/18/126631 dated 20/9/2015 from the scientific publications review Commission of the Ministry of Science, Research and Technology and also Due to registration number no76766 dated 25/1/2016 from the Ministry of Culture and Islamic Guidance, this journal has been licensed to publish.

Grantee
Manager in Charge
Editor in Chief

College of Agriculture , Ferdowsi University of Mashhad, Iran
Shahnooshi Froushani, N. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghahraman, B. Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board

Bagheri, A. Asso. Prof., Tarbiat Modares University
Davary, K. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Esmaili, K. Asso. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghezelsoflo, A.A. Assis. Prof., Islamic Azad University of Mashhad
Jolaini, M. Asso. Prof., Agricultural and Natural Resources Research Center of Khorasan Razavi
Meftah Halaghi, M. Asso. Prof., Gorgan University of Agricultural Sciences & Natural Resources

Guiding Council

Sayahi, A., Assistance of research and industrial relations center of National Water and Wastewater Engineering Company (Chairman of the council)
Esmailian, H., Managing director of Mashhad Water & Wastewater Company
Alaei, M., Managing director of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
Mousavi, S. Y., Secretary of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Shahnooshi Froushani, N., Manager in charge
Ghahraman, B., Editor in chief

Advisory Editors

Noori Esfandiari, A., Representative of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Sajadifar, S.H., Representative of National Water & Wastewater Company
Tavakoli Aminian, S., Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
Kalaei, GH., Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
Ghandehari, A. Representative of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
Kolahi, M., Ferdowsi University of Mashhad

Executive Expert
Editor
Graphic
Publisher
ISSN
Website/E-Mail
Address
Sponsor

Shahedi, M., Talebi Hossein Abad, F.
Shahedi, M., Quchanian, M., Hasibi, A., Oskouhi, M.
Shaikhi, M.R.
Ferdowsi University of Mashhad
2423-5474
<http://jm.um.ac.ir/index.php/WSD/jwsd@um.ac.ir>
Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. P.O.Box: 91775- 1163
Mashhad Water & Wastewater Company

The full text of the articles can be downloaded on the website

Articles in issue:

■ Water Governance and Evaluation of its Impacts on Water and Food Security

S. Abedi

■ Criteria and Indicators; Requirement for Cognition, Applying and Evaluating Good Governance in Natural Resources

M. Payeste, M. Kolahi, H. Omranian KHorasani

■ Issues and Measures of Efficient and Sustainable Use of Water Resources in Livestock Production with Emphasis on Livestock Water Productivity

N. Heydari

■ Optimization of Flood Control Systems by Combining Discrete Differential Dynamic Programming and Genetic Algorithm

M. Behrouz, S. Alimohammadi, AM. Keshvarifard

■ A Framework for Indicator-Based Water Sustainability Assessment

S. Samani, R. Roozbahani, A. Kavoosi Heydari, H. Kardan Moghaddam

■ Disambiguating Basic Concepts in Water Management: "Adaptation to Water Scarcity"

A. Mianabadi, K. Davary

■ Investigation of Membrane Bioreactor (MBR) as an Effective Method in Wastewater Treatment

E. Movahed, A. Rahnavaard

■ Investigation of Nitrate Absorption Methods from Contaminated Waters Using Biochar

E. Ghanbari Adivi, P. mehrabinia, J. Kermannezhad

اصول حکمرانی آب

- نقش هر نهاد در ارتباط با سیاست گذاری آب، پیاده سازی سیاست ها، مدیریت عملیات و اجرا، و نیز انتظام امور و ایجاد هماهنگی به وضوح مشخص و متمایز گردد. } اصل ۱
- مدیریت آب در مقیاس (های) خرد تر برای لحاظ نمودن شرایط محلی ضرورت دارد؛ و در عین حال، سیستم یکپارچه حاکمیت آب حوضه باید موجب ایجاد هماهنگی بین مقیاس های مختلف گردد. } اصل ۲
- اهتمام در انسجام سیاست ها، با ایجاد هماهنگی موثر بین بخشی، به ویژه بین سیاست های آب و محیط زیست، با سیاست های بهداشت، انرژی، کشاورزی، صنعت، برنامه ریزی مکانی و کاربری اراضی. } اصل ۳
- ارتقای مهارت ها و شایستگی های کارشناسان و مدیران متناسب با پیچیدگی های حکمرانی آب (به عنوان یک امر میان رشته ای؛ شامل: مباحث اقتصادی، اجتماعی، حقوقی و ...). } اصل ۴
- داده های منسجم و قیاس پذیر برای منابع و مصارف آب و سایر موارد مرتبط با آب باید مستمرا پایش و تهیه شوند و در دسترس تمامی کنشگران قرار گیرند؛ به نحوی که اطلاعات حاصل از پایش، تأمین کننده نیازهای سیاستگذاران باشد، تا ایشان بتوانند به کمک این داده ها و اطلاعات سیاست های آب را ارزیابی کنند و سیاست ها را بهبود بخشند. } اصل ۵
- ترتیبات حاکمیت آب باید موجب بسیج منابع مالی و تخصیص کارآمد، شفاف و به موقع این منابع شود. } اصل ۶
- برای تضمین دستیابی به منافع عموم، باید چارچوب های نظارتی مدیریت آب به طور مؤثر اعمال و اجرا شوند. } اصل ۷
- تشویق و ترغیب توجه به شیوه های نوآورانه برای مدیریت آب توسط کنشگران و بکارگیری آن ها توسط مسئولین. } اصل ۸
- ارتقای یکپارچگی و شفافیت تا به یک خط مشی محوری در سیاست گذاری آب، و رعایت آن توسط نهادها و درج آن در چارچوب های مدیریت آب با هدف دستیابی به مسئولیت پذیری بیشتر در فرآیندهای تصمیم گیری و افزایش اعتماد متقابل میان کنشگران. } اصل ۹
- ارتقای مشارکت آگاهانه گرداران و کنشگری نتیجه گرا توسط ایشان در طراحی و پیاده سازی سیاست های آب. } اصل ۱۰
- برای مدیریت آب چارچوبی ترجیح دارد که با باز تخصیص آب میان آببران بخش های مختلف، یا میان مناطق روستایی و شهری، و حتی میان نسل ها به مدیریت آب یاری برساند. } اصل ۱۱
- ارتقای نظارت و ارزیابی منظم سیاست های آب و حکمرانی، و ارایه نتایج به عموم مردم و در صورت لزوم انجام اصلاحات. } اصل ۱۲

