University of Tehran Press

Journal of Water and Irrigation Management **Online ISSN: 2382-9931**

Homepage: https://jwim.ut.ac.ir/

Groundwater Resources Withdrawal and Depletion Estimation Methods (Part 1: Methods Based on International Experiences)

Elmira Valipour[1] | Mohammad Mehdi Rasouli[2] | Hamed Ketabchi[3]✉

1. Departement of Water Engineering and Management, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. E-mail: elmira.valipour@modares.ac.ir
2. Departement of Water Engineering and Management, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. E-mail: r.mohammadmehdi@modares.ac.ir
3. Corresponding Author, Departement of Water Engineering and Management, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. E-mail: h.ketabchi@modares.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 23 February 2023
Received in revised form: 17 April 2023
Accepted: 6 June 2023
Published online: 2 July 2023

Keywords:
Aquifer recharge,
Hydro-economics of groundwater resources,
Sustainable management of groundwater resources,
Uncertainty.

ABSTRACT

Food and water demand have increased as a result of population growth, economic development, and dietary changes. As a result, it is imperative to consider how to manage groundwater resources under existing and possible future conditions. Methods to assess groundwater depletion and withdrawal include volume-based methods (based on hydraulic head data, remote sensing with Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) and (global) groundwater models), water balance methods (based on global hydrological models and remote sensing of fluxes beside the models) and indirect geodetic or geodetic estimates. Different methods of assessing groundwater depletion and withdrawal have advantages and disadvantages. The methods based on hydraulic head data are somewhat old and if there are possible human errors in the measurement system, the uncertainty of these methods increases. On the other hand, indirect methods and the use of global models have evolved, which bring significant improvements and accuracy. However, the use of these methods depends on the existence of observational data. In fact, with the development of data collection facilities and increasing accuracy in simulation and data collection, it is possible to change the method to more accurate methods, but without having partial data, the use of these approaches is not recommended. On the other hand, this study shows that both the estimation of current depletion rates and the future availability of non-renewable groundwater in the future is very uncertain. To reduce the uncertainty in the near future, significant data and research challenges must be resolved so that the sustainability plan of groundwater resources in the country can be formulated in order to improve the sustainability program of groundwater resources considering the hydro-economics of these resources.

Cite this article: Valipour, E., Rasouli, M. M., & Ketabchi, H. (2023). Groundwater Resources Withdrawal and Depletion Estimation Methods (Part 1: Methods Based on International Experiences). *Journal of Water and Irrigation Management*, 13 (2), 385-405. DOI: https://doi.org/10.22059/jwim.2023.355854.1057

© The Author(s).
Publisher: University of Tehran Press.
DOI: https://doi.org/10.22059/jwim.2023.355854.1057

انتشارات دانشگاه تهران

مدیریت آب و آبیاری

Homepage: https://jwim.ut.ac.ir/

شاپا الکترونیکی: ۹۹۳۱-۲۳۸۲

روش‌های برآورد مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی (بخش اول: روش‌های مبتنی بر تجربیات بین‌المللی)

المیرا ولی‌پور[۱] | محمدمهدی رسولی[۲] | حامد کتابچی[۳]✉

۱. گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران. رایانامه: elmira.valipour@modares.ac.ir

۲. گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران. رایانامه: r.mohammadmehdi@modares.ac.ir

۳. نویسنده مسئول، گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران. رایانامه: h.ketabchi@modares.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۲/۰۴

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۱/۲۸

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۳/۱۶

تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۴/۱۱

کلیدواژه‌ها:
اقتصاد منابع آب زیرزمینی،
تغذیه آبخوان،
عدم‌قطعیت،
مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی.

چکیده

رشد جمعیت، توسعه اقتصادی و تغییرات رژیم غذایی جوامع، منجر به افزایش تقاضای آب و غذا شده است. ازاین‌رو، بررسی نحوه مدیریت منابع آب زیرزمینی با شرایط به‌وجودآمده و محتمل در آینده، لازم به توجه است. روش‌های برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی عبارتند از روش‌های مبتنی بر حجم (براساس داده‌های تراز هیدرولیکی، براساس سنجش از دور با GRACE و براساس مدل‌های جهانی)، روش‌های مبتنی بر بیلان آب (براساس مدل‌های هیدرولوژیکی جهانی و براساس روش‌های سنجش از دور و مدل‌ها) و برآوردهای غیرمستقیم زمین‌سنجی یا ژئودزیکی. روش‌های مختلف برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی دارای مزایا و معایبی هستند. روش‌های مبتنی بر داده‌های تراز هیدرولیکی تا حدودی قدیمی هستند و در صورت وجود خطاهای انسانی احتمالی در سیستم اندازه‌گیری، عدم‌قطعیت این روش‌ها افزایش می‌یابد. از سوی دیگر، روش‌های غیرمستقیم و استفاده از مدل‌های جهانی، تکامل یافته‌اند که پیشرفت‌ها و دقت قابل‌توجهی را به همراه دارند. با این‌حال، کاربری این روش‌ها وابسته به وجود داده‌های زمینی است. در واقع با توسعه امکانات آماربرداری و افزایش دقت در شبیه‌سازی و برداشت داده‌ها، امکان تغییر روش به روش‌های دقیق‌تر وجود دارد اما بدون داشتن داده‌های دقیق، کاربرد این رویکردها توصیه نمی‌شود. از طرفی این بررسی نشان می‌دهد که هم برآورد نرخ‌های تخلیه فعلی و هم در دسترس‌بودن منابع آب زیرزمینی تجدیدناپذیر در آینده بسیار نامطمئن هستند. برای کاهش عدم‌قطعیت در آینده نزدیک، باید داده‌ها و چالش‌های پژوهشی قابل‌توجهی برطرف شوند تا بتوان برنامه پایداری منابع آب زیرزمینی در کشور را در راستای بهبود برنامه‌های پایداری منابع آب زیرزمینی و با توجه به اقتصاد این منابع تدوین نمود.

استناد: ولی‌پور، المیرا؛ رسولی، محمدمهدی و کتابچی، حامد (۱۴۰۲). روش‌های برآورد مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی (بخش اول: روش‌های مبتنی بر تجربیات بین‌المللی). *نشریه مدیریت آب و آبیاری*، ۱۳ (۲)، ۳۸۵-۴۰۵. DOI: https://doi.org/10.22059/jwim.2023.355854.1057

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

۱. مقدمه

منابع آب زیرزمینی با تأمین ۳۶ درصد تقاضای آب شرب و ۴۲ درصد تقاضای آب کشاورزی، یکی از منابع اصلی آب شیرین مصرفی در سطح جهان هستند (Kourakos *et al*., 2019). بسیاری از مناطق وابسته به منابع آب زیرزمینی، به‌ویژه مناطق خشک و نیمه‌خشک از جمله ایران به‌دلیل کاهش منابع آب سطحی محلی و تجدیدپذیر ناشی از بارش و به‌دلیل تقاضای آب بیش از عملکرد پایدار سفره‌های آب زیرزمینی، به‌طور فزاینده‌ای با کمبود آب و کاهش منابع آب زیرزمینی مواجه هستند (Ashraf *et al*., 2021). از طرفی برداشت ناپایدار از منابع آب زیرزمینی نه‌تنها بر امنیت آب و غذای انسان (Zamanialaei *et al*., 2022; Tortajada *et al*., 2022) و اکوسیستم‌های وابسته به منابع آب زیرزمینی (به‌عنوان مثال Owen *et al*., 2019) تأثیر می‌گذارد بلکه باعث تخریب کیفیت آب (Masood *et al*., 2021)، فرونشست زمین (Herrera-García *et al*., 2021) و پیشروی آب دریا در مناطق ساحلی (Moore *et al*., 2021) نیز می‌شود. بنابراین در وضعیت فعلی، منابع آب زیرزمینی تحت تأثیر برداشت‌های انسانی برای تأمین تقاضای فعالیت‌های مختلف، قرار گرفته است (Lall *et al*., 2020).

از این‌رو، برآورد مقدار برداشت[۱] (حجم آب خارج‌شده از آبخوان مثلاً از طریق پمپاژ) (Yates *et al*., 2005) و تخلیه[۲] (مقداری از حجم آب خارج‌شده از آبخوان که به مصرف رسیده؛ مثلاً تبخیر و تعرق شده و دوباره به آبخوان برگشت نمی‌کند) (Wada *et al*., 2010) منابع آب زیرزمینی و ظرفیت ذخیره‌سازی سفره‌های زیرزمینی به‌دلیل عدم نظارت سیستماتیک با مشکل مواجه است (Marques *et al*., 2018). وجود چنین اطلاعاتی به‌منظور توسعه سیاست‌های مدیریت پایدار در مقیاسی مطابق با نیازهای سازمان‌های مدیریت منابع آب زیرزمینی، حیاتی است. علاوه بر این، برداشت منابع آب زیرزمینی می‌تواند تغییر شکل قابل‌توجهی در سطح زمین ایجاد کند و منجر به آسیب‌های گسترده در زیرساخت‌ها، مانند پل‌ها، جاده‌ها، خطوط لوله و کانال‌ها شود (Famiglietti *et al*., 2011). بنابراین به‌منظور مدیریت ایمن و پایدار منابع آب زیرزمینی، نیاز به پایش و ارزیابی تغییرات حجم آبخوان‌ها در مقیاس مکانی مناسب است. با توجه به فقدان اندازه‌گیری‌های کمّی کافی برداشت از منابع آب زیرزمینی، تلاش‌های متعددی برای برآورد مقدار برداشت این منابع انجام شده است.

رویکردهای برآورد مقدار برداشت از منابع آب زیرزمینی، مزایا و معایبی دارند که کاربری و سودمندی آن‌ها را محدود می‌کند. به‌عنوان مثال، داده‌های مشاهدات سطح آب در شبکه‌ای از پیزومترها، وضعیت آبخوان‌ها را نشان می‌دهد. با این‌حال، به‌دلیل ملاحظات اقتصادی، چنین چاه‌هایی معمولاً کم‌عمق و پراکنده هستند و فقط تغییرات سطح آب را ثبت می‌کنند. بنابراین ممکن است به‌طور دقیق تغییرات آبخوان‌های عمیق‌تر را منعکس نکنند و هم‌چنین اطلاعاتی در مورد مناطق محلی با برداشت زیاد آب را ارائه نکنند (Scanlon *et al*., 2012). علاوه بر این، چنین داده‌هایی اغلب در محدوده شهرستان‌ها و به‌صورت متناوب جمع‌آوری می‌شوند و فاقد وضوح کافی برای نظارت سیستماتیک هستند. از طرفی عواملی مانند نوع محصول و شدت مصرف آب محصول، تراکم چاه‌ها، برای برآورد برداشت آب ضروری است. از طرفی ساده‌سازی بیش از حد و فقدان محدودیت‌ها در تغییرپذیری زمانی آب‌های زیرزمینی با استفاده از رویکردهای مبتنی بر داده‌های تراز هیدرولیکی باعث ناسازگاری برآورد تغییرات منابع آب زیرزمینی می‌شود. از این‌رو، به‌دلیل فقدان داده‌های کافی، برآورد مقدار برداشت از منابع آب زیرزمینی در سطح منطقه‌ای و جهانی، به‌ویژه برای مناطق فرا مرزی دشوار است. با این‌حال، مجموعه داده‌های GRACE[۳] به همراه مدل‌های جهانی توسعه داده شده، رویکردی منحصربه‌فرد برای برآورد تغییرات ذخیره‌سازی منابع آب زیرزمینی می‌باشد. درواقع داده‌های مشاهداتی موجود را می‌توان با تصاویر ماهواره‌ای با وضوح بالا ترکیب کرد تا مقدار برداشت از منابع آب زیرزمینی را با دقت بیش‌تری تعیین کرد. با

این‌حال، چنین رویکردها و محاسباتی به چندین دسته از پارامترهای مشاهداتی و برآوردی مانند تحویل منابع آب سطحی، تبخیر و تعرق و بارندگی بستگی دارد که منجر به عدم‌قطعیت قابل‌توجهی می‌شود (Massoud *et al*., 2018).

یکی از روش‌های متداول در بررسی عدم‌قطعیت‌ها استفاده از مشاهدات مبتنی بر ماهواره برای پوشش کمبود داده‌ها و یا کنترل داده‌های اندازه‌گیری‌شده زمینی، مانند آن‌چه که توسط ماهواره GRACE ارائه شده است، می‌باشد. به‌طور معمول از این روش برای برآورد تغییرات آب در مقیاس حوضه در طول زمان استفاده شده است (Richey *et al*., 2015). این روش از قدرت تفکیک مکانی برای پایش تقاضای محلی در مقیاس مجموعه‌ای از مصرف‌کنندگان آب کافی برخوردار نیست. در نتیجه شکاف گسترده‌ای بین مشاهدات نقطه‌ای چاه‌ها و مقیاس داده‌های GRACE در سطح حوضه وجود دارد. هم‌چنین روش‌های زمین‌سنجی یا ژئودزیکی[۴] با اندازه‌گیری تغییر شکل زمین، مجموعه‌ای از مشاهدات را ارائه می‌کنند که ممکن است برای توصیف تغییرات حجم آب در مقیاس‌های میانی بین داده‌های GRACE و چاه مورد استفاده قرار گیرد. هم‌چنین که برداشت منابع آب زیرزمینی ممکن است به‌دلیل تغییرات فشار مؤثر آبخوان منجر به تغییر شکل قابل مشاهده در سطح زمین شود (Poland *et al*., 1975). به‌تازگی داده‌های تداخل‌سنجی راداری[۵] (InSAR) برای تصویربرداری از تغییر شکل سطح زمین ناشی از تخلیه و تغذیه منابع آب زیرزمینی استفاده شده است (Bell *et al*., 2008). از آنجا که ماهواره‌ها در حال تصویربرداری از تغییراتی هستند که در سطح زمین رخ می‌دهند، روش‌هایی مانند تداخل‌سنجی راداری، وضوح مکانی بهتری در مقایسه با مشاهدات مبتنی بر ماهواره ارائه می‌کنند. با این‌حال، تغییر شکل زمین نیز یک اندازه‌گیری غیرمستقیم از تغییرات درون آبخوان است و برای آوردن اطلاعات موردنیاز مدیران آب، به تحلیل‌های بیش‌تر نیاز است. از طرفی، برای ارتباط مشاهدات تداخل‌سنجی راداری و تغییرات حجم آبخوان، باید یک مسئله معکوس حل شود (Vasco *et al*., 2017). پارامترهای دیگری برای توصیف حالت الاستیکی محیط آبخوان و تعیین ارتباط تغییرات حجم آبخوان با تغییرات حجم یا جرم آب آبخوان موردنیاز هستند که جمع‌آوری آن‌ها دشوار است و احتمالاً در دسترس نیستند، از جمله حداقل فشار مؤثری که آبخوان تاکنون تحت تأثیر آن بوده است (Chen *et al*., 2016). با این‌حال، تلاش‌هایی برای بازتعریف این مسئله صورت گرفته است (Smith *et al*., 2017).

براساس مرور مطالعات پیشین، مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی در مقیاس‌های مکانی و زمانی مختلفی نظیر مقیاس‌های قاره‌ای، کشوری، حوضه‌ای، محدوده مطالعاتی و آبخوان قابل برآورد است. برآورد مقادیر برداشت و تخلیه از منابع آب زیرزمینی دارای اجزای مختلف ورودی و خروجی چرخه هیدرولوژی است که برخی از این اجزا، خود نیاز به برآورد دارند. از طرفی برآورد مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی به خصوصیات خاک وابسته هستند که به‌دلیل ماهیت ناشناخته و پیچیده، معمولاً با ساده‌سازی‌ها و فرضیاتی در محاسبات اعمال می‌شوند که همین امر باعث افزایش خطا و عدم‌قطعیت در برآورد این مقادیر می‌شود. بنابراین، توجه به تحلیل‌های عدم‌قطعیت در برآورد مقادیر برداشت و تخلیه از منابع آب زیرزمینی امر بسیار مهمی است. به‌منظور مقابله با این عدم‌قطعیت‌ها روش‌های مختلفی در مطالعات مورد استفاده قرار گرفته است که هرکدام مزایا و معایبی دارند. در این راستا روش‌هایی نظیر روش‌های سنجش از دور به‌دلیل در دسترس‌بودن تصاویر، ارزان‌بودن روش جمع‌آوری اطلاعات در مناطق کم‌داده، در برآورد مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی مفید واقع شده است. با این‌حال، چنین روش‌هایی به کیفیت داده‌ها حساس بوده و در صورت وجود اشتباه در تصحیح تصاویر و تفسیر نتایج خطاهایی به همراه دارند. از طرفی مدل‌سازی مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی نیز هزینه‌بر، زمان‌بر و نیازمند اطلاعات فراوان هستند. هم‌چنین این مدل‌سازی‌ها نیازمند واسنجی توسط کاربران متخصص از طریق آمار مشاهداتی هستند. به‌طورکلی، با افزایش فناوری‌ها و تجهیزات سخت‌افزاری و نرم‌افزاری موجود و بسترسازی‌های لازم امکان فراهم‌آوری داده‌های موردنیاز جهت تدقیق مقادیر برداشت و تخلیه از منابع آب

زیرزمینی وجود دارد.

در این مطالعه، تلاش شده است پژوهش‌های اخیر در مورد روش‌های تخلیه منابع آب زیرزمینی در پایگاه‌های داده Web of Science™ و Google Scholar™ بررسی شود. در جستجوی موضوع، عناوین و چکیده‌هایی که حاوی کلمات «برداشت» و «تخلیه» بودند، جستجو شد. این مطالعه، یک بررسی کمّی و یا متاآنالیز نمی‌باشد؛ هدف ارائه یک نمای کلی از رویکردهای برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی است. در واقع این مطالعه، تلاشی است برای بررسی روش‌های برآورد منابع آب زیرزمینی که پس از بخش مقدمه، در بخش دوم روش‌های برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی مرور شده است. سپس در بخش سوم اثرات تخلیه منابع آب زیرزمینی ارزیابی شده است. در نهایت ازآنجایی‌که برداشت از منابع آب زیرزمینی طبیعتاً یک فعالیت اقتصادی است، بخش آخر با ارائه یک نمای کلی از تحولات نظری در اقتصاد منابع آب زیرزمینی به پایان رسیده است. در ادامه در بخش دوم مقاله به بررسی چشم‌انداز و وضعیت کلی در این حوزه تمرکز شده و آمارهای جهان و ایران از مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی ارائه و بررسی می‌شود.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. روش‌های برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی

برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی به‌دلیل داده‌های محدود موجود برای اندازه‌گیری وضعیت منابع آب زیرزمینی مبهم و دشوار است (Taylor *et al*., 2013). روش‌های برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی، روش‌های مبتنی بر حجم (براساس داده‌های تراز هیدرولیکی، سنجش از دور با GRACE و براساس مدل‌های جهانی) روش‌های بیلان آب (براساس مدل‌های هیدرولوژیکی جهانی و براساس روش‌های سنجش از دور) و روش‌های غیرمستقیم ژئودزیکی است. در جدول (۱) مقایسه‌ای از روش‌های برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی از نظر وضوح، وسعت مکانی، دقت و در دسترس‌بودن داده‌ها ارائه شده است.

Table 1. An overview of methods for estimating the groundwater depletion

Reference	Method		Resolution	Extent
Keegan-Treloar *et al*. (2021)	Volume based methods	Hydraulic head data	Very high/large Point scale, daily	High/large Regional extent possible in case of averaging wells
Scanlon *et al*. (2016)		GRACE	Very low/small 300×300 km monthly	Very high/large Globally available
De Graaf *et al.,* (2017)		Groundwater models	High/large - Varies widely from 10×10 km globally to 25×25 m regionally	Very high/large Globally available
Wada *et al.,* (2010).	Water balance methods	(Global) Hydrological models	High/large Varies widely from 10×10 km globally to 25×25 m regionally	Very high/large Globally available
Cheema *et al.,* (2014)		Remote sensing of fluxes (+models)	Very high/large 1×1 km	High/large Regional studies
Zhao *et al*., (2019)	Indirect geodetic methods	GPS measurements (subsidence or uplift)	Very high/large Points, daily	High/large Regional studies

۲-۱-۱. روش‌های مبتنی بر حجم[۶]

روش‌های مبتنی بر حجم به‌طور مستقیم تغییرات حجمی منابع آب زیرزمینی ذخیره‌شده در طول زمان را برآورد می‌کنند. این روش‌ها عموماً دقیق هستند، زیرا به‌طور ضمنی میزان جذب و نگه‌داشت آب را که ممکن است در طول فرایند تخلیه

منابع آب زیرزمینی رخ دهد، در نظر می‌گیرند. Konikow (2011) برآورد جهانی تخلیه منابع آب زیرزمینی را براساس تعداد زیادی برآورد منطقه‌ای با استفاده از روش‌های مبتنی بر حجم ارائه می‌دهد. در ادامه نمونه‌هایی از روش‌های مبتنی بر حجم گزارش شده است.

۲-۱-۱-۱. برآورد تغییرات حجم منابع آب زیرزمینی براساس داده‌های تراز هیدرولیکی

بهترین روش مشاهده تغییرات ذخیره منابع آب زیرزمینی، اندازه‌گیری سطح آب با پیزومتر است. تغییرات سطح منابع آب زیرزمینی یا تراز هیدرولیکی آبخوان‌ها نیز از طریق پیزومترها اندازه‌گیری می‌شوند. هم‌چنین تغییرات ذخیره آبخوان نیز از طریق تخلخل مؤثر یا با ضریب ذخیره منابع آب زیرزمینی در آبخوان‌های محبوس ارزیابی می‌شوند. دقت اندازه‌گیری ارتفاع سطح ایستابی یا تراز هیدرولیکی آبخوان بالا است، به‌طوری که دقت تغییرات ذخیره‌سازی به‌طور عمده به دقت برآورد تخلخل زهکشی یا ضرایب ذخیره بستگی دارد. داده‌های تراز هیدرولیکی اساساً برآورد نقطه‌ای را ارائه می‌دهند. برای آوردن برآوردهای منطقه‌ای، نیاز به درون‌یابی مکانی یا محاسبه میانگین تغییرات ذخیره‌سازی نقاط وجود دارد (به‌عنوان مثال MacDonald *et al*., 2016). دقت این روش به تعداد و تغییرات مکانی مشاهدات (یعنی خطای نمونه‌برداری مکانی) و روش درونیابی مورداستفاده به‌منظور برآورد تغییرات ذخیره آبخوان بستگی دارد. با این‌حال، محدودیت‌های آماربرداری و تغییرات مکانی خصوصیات فیزیکی خاک و به تبع آن، تغییرات مکانی نرخ نفوذ و هدایت هیدرولیکی در برآورد نرخ تغذیه آبخوان و عدم‌قطعیت‌های فراوان در برآورد مقدار برداشت به همراه دارد. از این‌رو بدون داشتن داده‌های دقیق، کاربرد رویکردهای مبتنی بر داده‌های تراز هیدرولیکی توصیه نمی‌شود.

۲-۱-۱-۲. برآورد تغییرات حجم منابع آب زیرزمینی براساس سنجش از دور با GRACE

مأموریت GRACE با ماهواره‌های دوقلو اندازه‌گیری دقیق ناهنجاری گرانشی در میدان گرانش زمین است. ناهنجاری‌های گرانشی بیش‌تر به ارزیابی تغییرات ذخیره منابع آب در خشکی‌ها نسبت داده می‌شود. این ماهواره‌ها بین سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۱۷ فعال بودند و تقریباً ۱۵ سال داده‌های ارزشمندی را در مورد ذخیره‌سازی منابع آب جهانی ارائه کردند. مأموریت بعدی به نام GRACE-FO از سال ۲۰۱۸ آغاز شد و سری زمانی موجود را گسترش داد. هنگامی که از ناهنجاری‌های گرانشی GRACE برای برآورد تغییرات ذخیره منابع آب زیرزمینی استفاده می‌شود، ابتدا باید تغییرات رطوبت اتمسفر، کاهش جرم و توده یخچال‌ها، رطوبت خاک و ذخیره منابع آب سطحی محاسبه شوند. برای آوردن این شرایط، برآوردهایی از مدل‌های گردش جو[۷]، مدل‌های یخ[۸]، مدل‌های هیدرولوژیکی یا مشاهدات ماهواره‌ای دیگر (به‌عنوان مثال رطوبت خاک، مساحت منابع آب سطحی) برای محاسبه تغییرات ذخایر منابع آب زیرزمینی استفاده می‌شوند. دقت برآورد تغییرات ذخایر کل منابع آب GRACE بسیار بالا است (معادل ۱۰-۳۰ میلی‌متر آب) (Scanlon *et al*., 2016)، اما دقت برآورد تغییرات ذخایر منابع آب زیرزمینی عموماً به‌دلیل اصلاح با سایر شرایط ذخیره‌سازی بسیار پایین‌تر است. وضوح زمانی GRACE ماهانه (برای دستیابی به پوشش کامل جهانی) و وضوح مکانی آن در حدود ۳۰۰×۳۰۰ کیلومتر است. این بدان معنی است که فقط مناطق بزرگ، سیستم‌های آبخوان یا حوضه‌های رودخانه می‌توانند به اندازه کافی پایش شوند. اولین برآوردهای منتشرشده از تخلیه منابع آب زیرزمینی منطقه‌ای در حدود سال ۲۰۰۹ انجام شده است (Tiwari *et al*., 2009). به‌تازگی یک ارزیابی جهانی کامل از روند ذخیره و تخلیه آب‌های زمینی منتشر شده است (Rodell *et al*., 2018). در مطالعه Abou Zaki *et al*. (2019)، داده‌های GRACE کاهش سالانه ۷/۶ میلی‌متری سطح آب زیرزمینی را در منطقه بختگان نشان می‌دهند، این میزان کاهش با کاهش حجم

بارندگی ثبت‌شده، به‌ویژه در دوره پس از خشک‌سالی سال ۲۰۰۷ منطبق است. این نتایج نشان می‌دهد که GRACE می‌تواند ابزار مفیدی برای پایش کاهش آب زیرزمینی در حوضه‌های خشک باشد.

۲-۱-۱-۳. برآورد تغییرات حجم منابع آب زیرزمینی براساس مدل‌های جهانی

مدل‌های جریان آب زیرزمینی معمولاً برای پشتیبانی مدیریت منابع آب زیرزمینی منطقه‌ای (مانند Cui *et al*., 2021) یا مدیریت منابع آب زیرزمینی ملّی (De Lange *et al*., 2014) ساخته می‌شوند. اولین مدل منابع آب زیرزمینی ناپایدار در مقیاس جهانی در سال ۲۰۱۷ معرفی شده است (De Graaf *et al*., 2017). مدل‌های جریان آب با ضرایب تخلخل مؤثر و ذخیره در سطح منابع آب زیرزمینی شبیه‌سازی‌شده، قادر به محاسبه نرخ تخلیه منابع آب زیرزمینی مکانی و زمانی هستند. با این‌حال، برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی با مدل‌های جریان منابع آب زیرزمینی در صورت مدل‌سازی مناسب اندرکنش منابع آب زیرزمینی- سطحی و افزایش اثر سطوح کم عمق منابع آب زیرزمینی بر افزایش تبخیر موئینگی مفید هستند (محاسبه صحیح افزایش جذب و نگه‌داشت آب). علاوه بر این، برآورد حجم تخلیه‌شده به‌شدت به مجموعه داده‌هایی مانند تغذیه منابع آب زیرزمینی و برداشت از منابع آب زیرزمینی وابسته است. داده‌های مذکور اغلب از مدل‌های هیدرولوژیکی و منابع آبی محاسبه می‌شوند (به‌عنوان مثال Sutanudjaja *et al*., 2018) که ممکن است در معرض عدم‌قطعیت قابل‌توجهی باشند. به‌طور کلی، برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی براساس مدل‌های جهانی هزینه‌بر و زمانبر بوده و نیازمند داده‌ها و اطلاعات جزئی‌تری است. هم‌چنین عدم‌قطعیت در پارامترهای برآورد بیلان آب زیرزمینی وجود دارد.

۲-۱-۲. روش‌های بیلان آب

روش‌های بیلان آب، نرخ برداشت منابع آب زیرزمینی را محاسبه کرده و آن‌ها را با نرخ‌های تغذیه مقایسه می‌کنند. درصورتی‌که میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی بیش‌تر از تغذیه آبخوان باشد، تخلیه منابع آب زیرزمینی رخ می‌دهد. مشکل روش‌های بیلان آب شامل فرض تغذیه پراکنده از خاک، نادیده‌گرفتن تغذیه متمرکز یعنی تغذیه از بدنه‌ها و جریان‌های آبی و عدم درنظرگرفتن افزایش جذب و نگه‌داشت جریان و تبخیر در تخلیه منابع آب زیرزمینی است (Konikow and Leake, 2014). ازآنجایی‌که اندازه‌گیری میزان تغذیه آبخوان دشوار است و میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی تا حد زیادی نامطمئن است، مدل‌های هیدرولوژیکی در مقیاس بزرگ اغلب از روش‌های بیلان آب برای ارزیابی تخلیه منابع آب زیرزمینی استفاده می‌کنند. در اینجا دو روش استفاده از مدل‌های هیدرولوژیکی و استفاده ترکیبی از داده‌ها و مدل‌های سنجش از دور مورد بحث قرار گرفته است. لازم به ذکر است بیلان آب زیرزمینی دارای اجزای مختلف ورودی و خروجی آب زیرزمینی است که برخی از این اجزا، خود نیاز به برآورد دارند. به‌دلیل حضور آب در خاک، اجزای بیلان آب زیرزمینی به خصوصیات خاک وابسته هستند که به‌دلیل ماهیت ناشناخته و پیچیده، معمولاً با ساده‌سازی‌ها و فرضیاتی در محاسبات اعمال می‌شوند که همین امر باعث افزایش خطا و عدم‌قطعیت در برآورد بیلان می‌شود. بنابراین، توجه به تحلیل‌های عدم‌قطعیت در برآورد تخلیه منابع آب زیرزمینی براساس بیلان امر بسیار مهمی است که به لزوم آن در مطالعات مختلف بین‌المللی اشاره شده است (Merrill and Guilfoos, 2018; Richey *et al*., 2015).

۲-۱-۲-۱. برآورد بیلان آب براساس مدل‌های هیدرولوژیکی جهانی

بسیاری از مدل‌های هیدرولوژیکی بخشی به نام تلفات آب دارند که نشان‌دهنده تغذیه عمیق‌تر منابع آب زیرزمینی است (مانند Van Beek *et al*., 2011). اگر داده‌های برداشت از منابع آب زیرزمینی در دسترس باشد، میزان تخلیه منابع آب

زیرزمینی با کم‌کردن نرخ‌های برداشت از نرخ‌های تغذیه برآورد می‌شود. اگر تفاوت این دو مقدار منفی باشد، مقدار جریان‌های برگشتی به منابع آب زیرزمینی حاصل از آبیاری به نرخ‌های تخلیه اضافه می‌شود (مقدار تخلیه= کمینه (مقدار تغذیه (طبیعی+ آب برگشتی) – مقدار برداشت، صفر). اولین ارزیابی جهانی تخلیه منابع آب زیرزمینی توسط Wada *et al*. (2010) با استفاده از مدل هیدرولوژیکی جهانی PCR-GLOBWB منتشر شد (Wada *et al*., 2011). این ارزیابی‌ها با وضوح ۳۰ دقیقه– ثانیه قوسی انجام شد که نیازمند کاهش مقیاس داده‌های برداشتی از IGRAC است. در واقع مقدار تخلیه منابع آب زیرزمینی براساس دردسترس‌بودن منابع آب سطحی و کل تقاضای ناخالص آب با استفاده از PCR-GLOBWB آمد. همان‌طور که توسط Konikow (2011) اشاره شد، این رویکرد به‌درستی افزایش جذب و نگه‌داشت را در نظر نمی‌گیرد، بنابراین منجر به برآورد بیش از حد مقدار تخلیه منابع آب زیرزمینی می‌شود. Wada *et al*. (2010) این مسئله را با استفاده از ضریب تصحیحی براساس برآوردهای مبتنی بر حجم که توسط Konikow (2011) انجام شده بود، تصحیح کردند. در کار بعدی (De Graaf *et al*., 2014) مقدار تخلیه منابع آب زیرزمینی که شامل تعامل منابع آب سطحی و جریان‌های بازگشتی بود، نسبت به گزارش Wada *et al*. (2010) کم‌تر برآورد شد.

۲–۱–۲–۲. برآورد بیلان آب براساس روش‌های سنجش از دور و مدل‌ها

با استفاده از روش‌های سنجش از دور، هم مقدار بارش (مانند Huffman *et al*., 2007) و هم مقدار تبخیر (مانند Bastiaanssen *et al*., 2012) قابل محاسبه است. درصورتی‌که میزان تبخیر بیش‌تر از بارندگی باشد، فرض می‌شود که منطقه آبی است. در این روش مقدار منابع آب سطحی با مدل هیدرولوژیکی محاسبه‌شده و مقدار آب باقیمانده و موردنیاز برای نیاز آبیاری با برداشت از منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شود. برای این منظور مقدار تغذیه منابع آب زیرزمینی، دوباره با استفاده از یک مدل هیدرولوژیکی محاسبه شده سپس میزان تخلیه منابع آب زیرزمینی می‌آید. این رویکرد، با استفاده از مدل SWAT (Arnold *et al*., 1998) و محاسبه بارش و تبخیر با استفاده از روش‌های سنجش از دور، توسط Cheema *et al*. (2014) برای ارزیابی مقادیر برداشت و تخلیه منابع آب زیرزمینی برای حوضه رودخانه سند با وضوح بسیار بالا (یک کیلومترمربع) انجام شد. در این مدل‌ها، با توجه به درنظرگرفتن یا نگرفتن جزئیات جریان‌های جانبی منابع آب زیرزمینی و اندرکنش منابع آب زیرزمینی و سطحی، ممکن است مقدار تخلیه کم‌تر یا بیش‌تر از حد واقعی برآورد شود.

۲–۱–۳. برآوردهای غیرمستقیم زمین‌سنجی یا ژئودزیکی

یکی از اثرات تخلیه منابع آب زیرزمینی، فرونشست زمین است. این پدیده ناشی از کاهش فشار منفذی به‌علت کاهش تراز آبخوان و فشرده‌شدن رسوبات است، مانند آن‌چه در دلتاها، دشت‌های سیلابی و بستر دریاچه‌های خشک‌شده یافت می‌شود. نمونه‌هایی از فرونشست زمین به‌دلیل برداشت بیش از حد منابع آب زیرزمینی را می‌توان در مطالعاتی مانند مکزیکوسیتی (Cigna and Tapete, 2021)، کالیفرنیا (Guzy *et al*., 2020)، چین (Chen *et al*., 2020)، دلتای مکونگ (Boretti *et al*., 2020)، ایران (Negahdary, 2022) و جاکارتا (Edalat *et al*., 2020) یافت. به‌طور سنتی برای برآورد نرخ فرونشست زمین از روش‌های ژئودزیکی که مبتنی بر روش‌های پیمایشی هستند، استفاده می‌شود. به‌تازگی برای این منظور روش‌های سنجش از دور مانند GPS، رادار هوابرد و فضابرد[۹] و لیدار[۱۰] هم استفاده شده است. هم‌چنین، تعدادی از مطالعات از ترکیبی از مدل‌سازی ژئومکانیکی (مانند Minderhoud *et al*., 2017) و داده‌های زمین‌شناسی برای توضیح محرک‌های اصلی فرونشست زمین استفاده می‌کنند. به‌طور عمده این روش‌ها در رویکردی رو

به جلو و الگوریتم‌وار از یک مدل ژئومکانیکی به‌منظور شبیه‌سازی تراز یا نرخ برداشت منابع آب زیرزمینی استفاده می‌کنند و با داده‌های زمینی اعتبارسنجی می‌شوند. در مطالعاتی مانند Zhang and Burbey (2016) از یک مدل ژئومکانیکی به‌همراه داده‌های برداشت و مشاهدات زمینی برای برآورد خواص هیدرولیکی و ژئومکانیکی خاک استفاده می‌کنند. با این‌حال، هیچ مطالعه‌ای وجود ندارد که میزان تخلیه منابع آب زیرزمینی را با مدل‌سازی معکوس فرونشست برآورد کند. با این‌حال، این رویکرد روشی جدید و احتمالاً دقیق برای برآورد میزان تخلیه منابع آب زیرزمینی با وضوح نسبی بالا و گستره مکانی زیاد است.

۲-۲. اقتصاد برداشت از منابع آب زیرزمینی

در ساده‌ترین شکل، پرداختن به اقتصاد برداشت از منابع آب زیرزمینی به معنای مقابله با منافع حاصل از بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی با هزینه‌های برداشت است. اقتصاددانان تمایل دارند دیدگاه گسترده‌تری در مورد بهره‌برداری از منابع طبیعی از جمله منابع آب زیرزمینی داشته باشند که در آن مفاهیمی مانند حداکثرسازی سود، هزینه‌های فرصت (جایگزین)[۱۱] (در طول زمان)، عوامل خارجی[۱۲] و رابطه بین تقاضا/ عرضه و قیمت نقش دارند. با توجه به مطالعات اخیر مدل‌های اقتصاد آبی برای شبیه‌سازی و بهینه‌سازی تخصیص منابع آب (Pulido-Velazquez *et al.,* 2008)، تحلیل اقتصادی اثرات کمبود آب (Jenkins *et al*., 2021)، نقش منابع آب زیرزمینی تجدیدناپذیر در تجارت مواد غذایی (Fabiani *et al*., 2020)، هدایت سرمایه‌گذاری در زیرساخت‌های آبی (Vieira *et al*., 2020)، تجزیه و تحلیل اثربخشی مالیات‌ها و قیمت‌گذاری آب (Rougé *et al*., 2018) و بازارهای آب (Ann Wheeler *et al*., 2020) در ترویج استفاده بهینه یا پایدار از آب و طراحی اقدامات سازگار با تغییرات اقلیم (Escriva-Bou *et al*., 2017) استفاده می‌شوند.

۲-۲-۱. ویژگی اقتصادی منابع آب زیرزمینی به‌عنوان یک منبع طبیعی

منابع آب زیرزمینی به‌عنوان یک منبع طبیعی دارای تعدادی ویژگی است که این منبع را متمایز می‌کند. برخی از ویژگی‌های مهم عبارتند از:

۱- مالکیت منابع آب زیرزمینی اغلب به‌طور دقیق مشخص نشده و یا به‌طور مشترک متعلق به مالکان زمین‌های بالادست آبخوان است. در این صورت با وجود محدودیت‌های قانونی، بهره‌برداران بدون مجوز اقدام به حفر چاه می‌نمایند (Famiglietti, 2014).

۲- منابع آب زیرزمینی می‌توانند هم یک منبع تجدیدپذیر و هم یک منبع تجدیدناپذیر باشند که نیازمند تحلیل‌های اقتصادی متفاوتی است (Halvorsen and Layton, 2015).

۳- هزینه‌های برداشت به‌ازای هر واحد استخراج شده ثابت نیست و با افزایش عمق منابع آب زیرزمینی افزایش می‌یابد (مانند Foster *et al*., 2015).

۴- مزایای برداشت از منابع آب زیرزمینی برای هر بهره‌بردار به‌صورت فردی است، درحالی‌که هزینه‌های بهره‌برداری (تا حدودی) بر عهده همه بهره‌برداران آبخوان است. این امر به این دلیل اتفاق می‌افتد که برداشت از منابع آب زیرزمینی ممکن است منجر به کاهش سطح (تراز) آب در بخش‌هایی از آبخوان شود که زیربنای زمین همه بهره‌برداران نیست، در نتیجه منجر به افزایش هزینه‌های برداشت برای دیگران می‌شود که اغلب به آن اثرات بیرونی پمپاژ می‌گویند (Negri, 1989). بنابراین، درست مانند بسیاری دیگر از منابع مشترک، منابع آب زیرزمینی ممکن است از تراژدی عوام رنج ببرند. البته معمولاً بیش‌ترین کاهش منابع آب زیرزمینی در محلی است که منابع آب زیرزمینی پمپاژ می‌شود.

۵- منابع آب زیرزمینی دقیقاً یک منبع مشترک نیستند. این منابع، یک منبع کاملاً غیرانحصاری هم نیستند و معمولاً صاحبان زمین‌هایی بالای آبخوان می‌توانند به منابع آب زیرزمینی موجود دسترسی داشته باشند. برای این‌که منابع آب زیرزمینی به‌عنوان یک منبع مشترک در نظر گرفته شود، باید ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی آبخوان بررسی شود. به‌عنوان مثال، برداشت آب از آبخوان محدود رسوبی همگن با قابلیت انتقال زیاد منجر به افزایش شعاع تأثیر چاه‌های پمپاژ می‌شود. بنابراین چنین آبخوانی می‌تواند منبع مشترک باشد. از سوی دیگر، آبخوان گرانیتی با حفره‌های مجزا و نفوذپذیری بالا را نمی‌توان به‌عنوان یک منبع مشترک در نظر گرفت.

۶- در منبع آب مشترک معمولاً هزینه پمپاژ منابع آب زیرزمینی (هزینه‌های ایجاد خطوط انتقال و انرژی لازم برای انتقال) از هزینه‌های برداشت مستقیم، فراتر می‌رود. هزینه‌های اضافی که برداشت کارآمد از منابع آب زیرزمینی را مختل می‌کند، هزینه‌های فرصت ناشی از محرومیت از دیگر فعالیت‌های سودآور برداشت آب (اکنون و در آینده)؛ عوامل بیرونی محیطی، مانند هزینه‌های زوال اکوسیستم به‌دلیل کاهش سطح آب و کاهش جریان منابع آب سطحی و عوامل بیرونی اقتصادی، به‌عنوان مثال افزایش هزینه‌های برداشت برای بهره‌برداران آینده به‌دلیل کاهش سطح منابع آب زیرزمینی یا خشک شدن چاه‌ها می‌باشد (Perrone and Jasechko, 2017).

۷- یکی دیگر از ویژگی‌های مشترک منابع آب زیرزمینی، به اصطلاح «آینده‌نگری راهبردی»[۱۳] است (Negri, 1989). این بدان معنی است که آن‌چه را که امروز یک بهره‌بردار آب زیرزمینی برداشت نمی‌کند، احتمالاً در آینده توسط یک بهره‌بردار دیگر برداشت خواهد شد. این ویژگی هرگونه انگیزه‌ای برای چشم‌پوشی از پمپاژ فعلی ذخیره منابع آب زیرزمینی برای استفاده در آینده را خنثی می‌کند. تئوری‌های اقتصادی که به دنبال بهینه‌سازی برداشت از منابع آب زیرزمینی هستند باید این ویژگی‌های منابع آب زیرزمینی را در نظر بگیرند. در ادامه، مروری بر پژوهش‌های گذشته در مورد برداشت و تخلیه بهینه منابع آب زیرزمینی ارائه می‌شود.

۲-۲-۲. برداشت و تخلیه بهینه منابع آب زیرزمینی

هنگام بررسی رویکردهای مورداستفاده برای تجزیه و تحلیل برداشت و تخلیه بهینه از منابع آب زیرزمینی، می‌توان بین مقالات اقتصاددانانی که از تحلیل‌های ریاضی پیچیده استفاده می‌کنند و مقالات هیدروژئولوژیست‌هایی که از مدل‌های عددی و تلفیقی شامل برهم‌کنش منابع آب زیرزمینی و سطحی در ترکیب با ابزارهای اقتصادی استفاده می‌کنند (MacEwan *et al*., 2017) تمایز قائل شد.

۲-۲-۳. تحلیل‌های اقتصادی با مدل‌های ساده آبخوان

در اکثر مطالعات مربوط به برداشت اقتصادی و بهینه از منابع آب، منابع آب زیرزمینی به‌عنوان منبع تجدیدناپذیر موقت فرض شده است. بنابراین باید نرخ پمپاژ پایدار به‌طوری که ارزش اقتصادی فعلی برداشت از منابع آب زیرزمینی به حداکثر برسد، تعیین شود (به‌عنوان مثال Burt, 1966). نرخ پمپاژ در چنین مسیر بهینه‌ای معمولاً در طول زمان با توجه میزان تغذیه منابع آب زیرزمینی کاهش می‌یابد. در ادبیات مربوط به نرخ‌های برداشت بهینه در طول زمان، تفاوت نرخ‌های برداشت کنترل‌شده (کارایی بین‌زمانی) در مقابل نرخ پمپاژ تحت رقابت آزاد (Gisser and Sánchez, 1980) مهم است.

در مورد برداشت کنترل‌شده، فرض بر این است که مالک و یا همه گرودارن منابع آب زیرزمینی در مجموع یک مسیر برداشت واحد را اتخاذ می‌کنند که ارزش اقتصادی فعلی منابع آب زیرزمینی را به حداکثر می‌رساند. رقابت آزاد

معمولاً در صورتی رخ می‌دهد که یک منبع مشترک گرودارن زیادی دارد. تحت رقابت آزاد، گروداران منابع آب زیرزمینی تصور می‌کنند که آب باقی‌مانده در زمین در سال آینده برای آن‌ها در دسترس نخواهد بود، زیرا ممکن است توسط همسایه و یا گروداران دیگر برداشت شود. این باعث می‌شود که کاربران فردی از کارایی بین‌زمانی چشم‌پوشی کنند و با افزایش برداشت، بازده خالص فعلی را به حداکثر برسانند، به‌طوری‌که درآمد نهایی فعلی برابر با هزینه‌های برداشت نهایی باشد. دومین تمایز مهمی که ایجاد می‌شود مربوط رسی به منابع آب زیرزمینی است (Negri, 1989). در صورت دسترسی غیرانحصاری، هر فردی که توانایی برداشت از منابع آب زیرزمینی را داشته باشد، مجاز به برداشت از منابع آب زیرزمینی است. اما دسترسی انحصاری به این معنی است که یک گرودار یا مالک به‌عنوان عامل محدودکننده برداشت‌ها وجود دارد و تنها تعداد محدودی از گروداران توانایی دسترسی به منابع آب زیرزمینی را دارند. دسترسی به منابع آب زیرزمینی اغلب محدود به مالکان بالادست آبخوان است. با این‌حال، برخی از سیستم‌های آبخوان بزرگ، مانند آبخوان دشت گنگ شامل تعداد زیادی مزارع کوچک هستند که هر کشاورز از منابع آب زیرزمینی خود برداشت می‌کند. چنین موردی می‌تواند به‌عنوان حد واسط بین دسترسی انحصاری و غیرانحصاری یک منبع مشترک در نظر گرفته شود.

۲-۲-۳-۱. دسترسی انحصاری و برداشت کنترل‌شده

Burt (1966, 1967) در مجموعه‌ای از مقالات، پایه و اساس تئوری‌های برداشت بهینه از منابع آب زیرزمینی را معرفی کرده است. این پژوهش‌ها شباهت‌هایی با مطالعه Hotelling (1931) برای برداشت انحصاری از منابع آب زیرزمینی دارد، به‌جز این واقعیت که منابع آب زیرزمینی دوباره تغذیه می‌شوند، هزینه‌های برداشت ثابت نیستند و با توجه به کاهش موجودی منابع آب زیرزمینی و تراز آبخوان‌ها افزایش می‌یابند. نتایج به‌طور مساوی برای یک کاربر واحد یا چند کاربر از یک آبخوان که به‌طور کامل از راهبرد پمپاژ پیروی می‌کنند، اعمال می‌شود. Burt (1996) از برنامه‌ریزی پویا برای یافتن مسیرهای برداشت بهینه و افزایش ارزش فعلی برداشت از منابع آب زیرزمینی در طول زمان استفاده نموده است. مسئله بیشینه‌سازی پویا در مقالات Burt (1996) و مطالعات بعدی مطابق روابط (۱) و (۲) است:

رابطه ۱) $\underset{q(t)}{max}\{\int_0^{\infty}[r(q)-c(q.h)]e^{-it}dt\}$

با شرط: $\frac{dh}{dt}=h_0+\frac{1}{An}(q(t)-R)$

معادله اول ارزش فعلی سود حاصل از برداشت منابع آب زیرزمینی را نشان می‌دهد، $q(t)$ میزان برداشت در طول زمان $[L^3T^{-1}]$، $r(q)$ درآمد حاصل از برداشت از منابع آب زیرزمینی (به‌عنوان مثال ارزش عملکرد محصول) $[US\$T^{-1}]$، $c(q,h)$ هزینه‌های برداشت که به عمق سطح آب در چاه $(h[L])$ بستگی دارد، $US\$T^{-1}$ و i نرخ بهره $[T^{-1}]$ است. معادله دوم معادله بیلان آب آبخوان را نشان می‌دهد، h_0 عمق اولیه آب زیرزمینی قبل از شروع برداشت $[L]$، R نرخ تغذیه $[L^3\ T^{-1}]$، A مساحت آبخوان $[L]$ و n ضریب ذخیره ویژه است.

۲-۲-۳-۲. دسترسی انحصاری، برداشت کنترل‌شده در مقابل برداشت آزاد

Gisser and Sánchez (1980) برداشت کنترل‌شده از آبخوان را که منجر به بهره‌وری بین‌زمانی می‌شود را با رقابت آزاد مقایسه کرد که در آن کاربران از منابع آب زیرزمینی برای به حداکثر رساندن سود فعلی در هر لحظه از زمان استفاده می‌کنند. آن‌ها نشان دادند که درصورتی‌که ظرفیت ذخیره آبخوان‌ها بسیار زیاد باشد یا تقاضا به قیمت تقریباً وابسته نباشد یا هزینه‌ها به عمق وابستگی کمی داشته باشند، تفاوت در نرخ پمپاژ بین رقابت آزاد و پمپاژ کنترل‌شده بسیار کم است. درواقع برداشت منابع آب زیرزمینی و ارزش فعلی خالص تحت هر دو راهبرد برداشت، مشابه هستند. تجزیه و تحلیل این

مطالعه یک نتیجه تجربی نشان داد که این امر در مورد یک تابع تقاضای غیرخطی رخ می‌دهد. این نتیجه به‌عنوان اثر Gisser-Sánchez (GSE) شناخته می‌شود، که منجر به بحث‌های زیادی در مورد کلیت نتایج شده است. در اصل، اثر (GSE) بیان می‌کند که مقدار عددی مزایای مدیریت بهینه منابع آب زیرزمینی ناچیز است. Koundour (2004) بررسی گسترده‌ای از مطالعات بعدی ارائه کرد که به اثر GSE پرداختند و نشان دادند که به‌نظر می‌رسد در اکثر موارد به‌جز دو مورد این امر صادق است. مورد اول مطالعه‌ای توسط Koundouri (2000) است که در آن هزینه‌های برداشت بسیار زیاد می‌شود، زیرا آبخوان به تخلیه کامل نزدیک است و مورد دوم توسط Worthington *et al*. (1985) که در آن رابطه بین هزینه‌های برداشت و تراز آبخوان بسیار غیرخطی است. Esteban and Albiac (2011) این تأثیر را با توسعه مدل Gisser-Sánchez (1980) همراه با هزینه‌های آسیب به اکوسیستم‌های آبی (به نام اثرات بیرونی محیطی) در نظر گرفتند. آن‌ها نشان دادند که برای دو آبخوان تحت بهره‌برداری در اسپانیا، برداشت کنترل‌شده منجر به ارزش فعلی بسیار بالاتر و برداشت کم‌تر می‌شود، در حالی‌که اضافه‌کردن هزینه‌های بیرونی زیست‌محیطی باعث کاهش سرعت برداشت از آبخوان و حتی منجر به بازیابی سطح منابع آب زیرزمینی می‌شود.

۲-۲-۳-۳. دسترسی انحصاری (محدود)، کاربران متعدد و برداشت کنترل‌شده

در واقعیت در ارتباط با برداشت بهینه، ممکن است چندین گرودار وجود داشته باشند که لزوماً همکاری نکنند و هر کدام راهبرد برداشت بهینه خود را دنبال کنند. Negri (1989) از نظریه بازی پویا برای تجزیه و تحلیل دو اثر استفاده کرد. راه‌حل اول برای تعدادی از گروداران است که در بالادست آبخوان هستند. این راه‌حل امکان تجزیه و تحلیل وضعیت بین یک گرودار و چند گرودار را فراهم کرد و نشان داد که اگر تعداد گروداران افزایش یابد و این گرودارن همکاری نداشته باشند، منجر به کاهش بیش‌تر منابع و ارزش فعلی خالص کم‌تر به‌ازای هر گرودار خواهد شد. درصورتی‌که تعداد گروداران بسیار زیاد باشد، دسترسی به‌طور مؤثر غیرانحصاری می‌شود و منجر به تخلیه کامل منبع می‌شود. او هم‌چنین تأثیر آینده‌نگری راهبردی را نیز تحلیل کرد، به این معنی گروداران سعی می‌کنند تا حد امکان از منابع آب زیرزمینی برداشت کنند، زیرا در غیر این‌صورت توسط سایر بهره‌برداران برداشت می‌شود. این امر براساس راهبرد بهینه کاربران منابع آب زیرزمینی و این‌که چگونه برداشت منابع آب زیرزمینی به مرور زمان افزایش می‌یابد (با فرض این‌که همان راهبردها توسط سایر کاربران دنبال شود) در نظر گرفته شد. Negri (1989) نشان داد که این منجر به کاهش ارزش فعلی و برداشت بیش‌تر از منابع آب زیرزمینی می‌شود. در ادامه مطالعه Negri (1989)، Provencer and Burt (1993) یک ریسک بیرونی را معرفی و تجزیه و تحلیل کردند که از این واقعیت ناشی می‌شود که اگر بارندگی و تغذیه منابع آب زیرزمینی بین سال‌ها متناوب باشد، فقط آبخوان‌هایی با ذخیره زیاد می‌توانند از درآمد بهره‌برداران منابع آب زیرزمینی محافظت کنند.

۲-۲-۴. تحلیل‌های اقتصادی با استفاده از نمایش واقعی منابع آب زیرزمینی

نقطه ضعف نمایش منابع آب زیرزمینی به‌صورت تک‌بعدی[۱۴] عدم درنظرگرفتن برهم‌کنش منابع آب زیرزمینی و سطحی در زمان برداشت از منابع آب زیرزمینی در نزدیکی چاه پمپاژ است. درواقع آبخوان‌ها را همگن فرض می‌کند و به‌طور یکنواخت به پمپاژ منابع آب زیرزمینی واکنش نشان می‌دهد. این فرضیات می‌توانند منجر به خطاهای قابل‌توجهی در محاسبه راهبردهای پمپاژ بهینه، در مقایسه با مدل‌های مکانی واقع‌گرایانه‌تر شوند (Brozović *et al*., 2010). از یک‌سو، این امر ممکن است اثر پمپاژ را بیش از حد برآورد کند (Negri, 1989). از سوی دیگر، ممکن است اثر برداشت

منابع آب زیرزمینی بر اکوسیستم‌های وابسته به منابع آب زیرزمینی، یعنی اثرات بیرونی محیطزیستی[۱۵] را کم‌تر ارزیابی کند (Dumont, 2013). علاوه بر این، در مواردی که برداشت هم‌زمان از منابع آب زیرزمینی و منابع آب سطحی مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد، اغلب فرض می‌شود که منابع جداگانه‌ای هستند، درحالی‌که این منابع باید به‌صورت تلفیقی مدل‌سازی شوند (PulidoVelazquez *et al*., 2016).

با بررسی ادبیات پژوهش می‌توان روندی را برای مدل‌سازی برداشت از منابع آب زیرزمینی از مدل‌های ساده آبخوان تا مدل‌های توزیعی با درنظرگرفتن همکاری کامل بین گرودارن (Mahmoodzadeh and Karamouz, 2022; Pfeiffer and Lin, 2012)؛ ارزیابی گرودارن متعدد و احتمالاً غیرهمکار با نظریه بازی‌ها (Ghadimi and Ketabchi, 2019)؛ ارزیابی رفتار اقتصادی و شبیه‌سازی گروهی گرودارن (Tao *et al*., 2021)؛ مدل‌سازی مبتنی بر عامل برای ارزیابی رفتار کشاورزان (Pouladi *et al*., 2020) مشاهده کرد. به‌عنوان مثال، Ghadimi and Ketabchi (2019) به بررسی تأثیر همکاری و لحاظنمودن آسیب‌های محیطزیستی به‌صورت اثرات بیرونی بر مدیریت منابع آب زیرزمینی آبخوان نمدان واقع در استان فارس با استفاده از یک مدل شبیه‌سازی- بهینه‌سازی هیدرواقتصادی تکاملی پرداختند. نتایج حاکی از آن است که در سناریوی همکاری کامل، بیش‌ترین مقدار مجموع سود خالص آمده است. بررسی مطالعات نشان می‌دهد که تئوری اقتصادی برای درک برداشت از منابع آب زیرزمینی و ابزارهای مدل‌سازی اقتصادی آبی برای یافتن مسیرهای برداشت بهینه اقتصادی یا اجتماعی به‌خوبی توسعه یافته‌اند. با این‌حال، شکاف‌های مهم دانش هنوز وجود دارد. به‌عنوان مثال، برداشت منابع آب زیرزمینی بر جریان منابع آب سطحی و تراز منابع آب زیرزمینی با ابعاد زمانی متفاوت، بسته به مرحله برداشت، تأثیر می‌گذارد. از دیدگاه اقتصاد آبی، این امر منجر به زمان‌بندی اثرات بیرونی پمپاژ[۱۶] و هزینه‌های فرصت می‌شود. بنابراین، هنگام محاسبه بهره‌وری بین‌زمانی باید میزان افزایش هزینه‌های برداشت با درنظرگرفتن پیچیدگی‌های تعامل منابع آب سطحی و زیرزمینی متناسب با زمان در نظر گرفته شود. از طرف دیگر، اکوسیستم‌های وابسته به منابع آب زیرزمینی می‌توانند تحت تأثیر برداشت از منابع آب زیرزمینی قرار گیرند. با وجود این واقعیت، مطالعات تعیین برداشت بهینه از منابع آب زیرزمینی با درنظرگرفتن مسائل اجتماعی از جمله اثرات بیرونی محیطزیستی (به‌عنوان مثال آسیب به اکوسیستم‌ها) بسیار محدود است. دلایل این امر پیچیدگی مرتبط‌کردن آستانه‌های بحرانی با مقدار برداشت واقعی و دشواری تعریف محدودیت‌های واقع‌بینانه برای کاهش تخریب اکوسیستم‌هاست. با این‌حال با وجود حجم وسیعی از ادبیات در مورد ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستم (مانند Grizzetti *et al*., 2016; Kubiszewski *et al*., 2020) ترجمه چنین ارزش‌گذاری‌های کیفی به مقدار پمپاژ کمّی مرتبط با اکوسیستم‌ها دشوار است. از طرفی اکثر مطالعات اقتصاد آبی به حوضه‌های آبی یا سیستم‌های آبخوان اختصاص دارد. در حال حاضر، هیچ تلاشی برای ارائه تحلیلی در مقیاس قاره‌ای یا جهانی از مسیرهای برداشت بهینه آینده یا نرخ‌های برداشت موردانتظار و برداشت منابع آب زیرزمینی تحت رقابت آزاد صورت نگرفته است. حتی به پرسش‌هایی نظیر این‌که «سطح منابع آب زیرزمینی تحت نرخ‌های برداشت کنونی چگونه تغییر می‌کند» و «عمق محدودیت اقتصادی چقدر است و چه زمانی به آن می‌رسد؟» پاسخ داده نشده است. با این‌حال، کالاهای کشاورزی تولیدشده توسط منابع آب زیرزمینی تجدیدناپذیر امروزه در سطح جهانی معامله می‌شوند (Dalin *et al*., 2017). بنابراین، ارائه یک نمای کلی از برداشت بیش از حد از منابع آب زیرزمینی منطقه‌ای و پایداری در سطح جهانی مهم است. چنین تحلیل‌هایی به مدل‌های معتبر جهانی منابع آب زیرزمینی از جمله برهم‌کنش منابع آب زیرزمینی- سطحی و کیفیت منابع آب زیرزمینی (مثلاً شوری) که به‌تازگی در دست توسعه بوده‌اند، نیاز دارند (De Graaf *et al*., 2017).

۲-۲-۵. مشوق‌های اقتصادی و داوطلبانه برای مدیریت برداشت از منابع آب زیرزمینی

به‌منظور مدیریت و ترجیحاً کاهش برداشت از منابع آب زیرزمینی تجدیدناپذیر، می‌توان بر سه نوع ابزار سیاستی تکیه کرد (Theesfeld, 2010)؛ ۱- ابزارهای سیاستی نظارتی یا فرمان و کنترل، ۲- ابزارهای سیاستی اقتصادی، ۳- ابزارهای سیاستی داوطلبانه. در کشورها یا ایالت‌هایی که دولت مالک منابع آب زیرزمینی است، امکان استفاده از سهمیه‌بندی، اعطای حقابه و صدور مجوز برای محدودکردن برداشت منابع آب زیرزمینی برای رسیدن به سطوح پایدار اقتصادی یا محیط‌زیستی وجود دارد. با این‌حال، در بسیاری از کشورها، منابع آب زیرزمینی به‌صورت فردی یا جمعی در مالکیت مالکان زمین است. در این موارد می‌توان از ابزارهای اقتصادی یا داوطلبانه استفاده کرد.

ابزارهای اقتصادی برای کاهش برداشت از منابع آب زیرزمینی را می‌توان ه‌های بزرگ‌تری مانند قیمت‌گذاری آب، بازارهای آب، پرداخت خدمات اکوسیستمی و یارانه‌ها تقسیم کرد. تأثیر مالیات یا قیمت‌گذاری آب به‌طور گسترده موردبررسی قرار گرفته است (Dinar *et al*., 2015). مالیات می‌تواند اثرات متفاوتی مانند کاهش تقاضا (Noon *et al*., 2021)، کاهش برداشت از آبخوان و افزایش ارزش فعلی آب (Manning *et al*., 2020)، افزایش سرمایه‌گذاری در فناوری‌های صرفه‌جویی در برداشت آب (Zisopoulou *et al*., 2022) و تشویق برداشت کارآمد از منابع آب سطحی و زیرزمینی تحت محدودیت‌های محیط‌زیستی (Berbel *et al*., 2019) داشته باشد. بازارهای آب به‌طور موفقیت‌آمیزی برای افزایش بهره‌وری اقتصادی برداشت از آب با اجازه‌دادن به تجارت آب بین مصارف کم سودتر و سودآورتر مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Xu *et al*., 2018). الزامات ضروری برای این کار شامل وجود محدودیت ثابت در برداشت آب (به‌عنوان مثال حقوق آب)، حاکمیت سازمان یافته برای میانجی‌گری تجارت و زیرساخت‌های فنی لازم برای انتقال آب بین کاربران آب می‌باشد. درصورتی‌که منبع اصلی آب، آب زیرزمینی باشد، ضرورت دوم همیشه برقرار نیست. اغلب در ادبیات اقتصادی به پرداخت هزینه برای خدمات اکوسیستمی اشاره نشده است (To *et al*., 2012). در این سیاست به بهره‌برداران منابع آب زیرزمینی مبلغ سودی پرداخت می‌شود که کمی بیش‌تر از مقدار ضرری است که با برداشت‌نکردن حجم معینی از منابع آب زیرزمینی از دست می‌دهند. از طرف دیگر، برنامه‌هایی برای بازخرید حقوق آب تنظیم می‌شوند. با توجه به این‌که منابع آب زیرزمینی یک منبع مشترک عمومی است، همکاری گرودارن در زمان افزایش عمق آب‌های زیرزمینی و کاهش درآمد خالص چالش‌برانگیز است (Foster *et al*., 2015). در نهایت، تصور می‌شود که یارانه‌ها برای سرمایه‌گذاری در فناوری صرفه‌جویی در آب برای کاهش برداشت آب زیرزمینی مفید است. با این‌حال، تعدادی از مطالعات نشان می‌دهد که این اقدامات یا ناکارآمد هستند (Scheierling *et al*., 2006) یا حتی می‌توانند برداشت آب را افزایش دهند.

براساس نظریه اقتصادی، اگر منابع آب زیرزمینی به‌طور جمعی بدون حکمرانی برداشت شوند، در نهایت تخلیه خواهند شد. با این‌حال، Ostrom (1990) براساس مطالعه Blomquist (1988) با انجام مطالعات میدانی، با اشاره به انگیزه‌های داوطلبانه برای مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی، این فرض را رد کرده است. از طرفی در بسیاری از حوضه‌های منابع آب زیرزمینی، بهره‌برداران منابع آب زیرزمینی بدون حکمرانی توانستند میزان برداشت‌ها را سازماندهی کنند و منابع آب زیرزمینی را بدون تخلیه آن مدیریت کنند. ظاهراً با گذشت زمان، بهره‌برداران قوانینی را بین خود وضع کرده بودند که برداشت از یک منبع مشترک را هم از نظر اقتصادی و هم از نظر محیط‌زیستی پایدار می‌کرد.

۳. نتیجه‌گیری

منابع آب زیرزمینی به‌عنوان بزرگ‌ترین منبع آب شیرین، برای کشاورزی آبی و در نتیجه برای امنیت غذایی کشور بسیار مهم

است. با این‌حال، برداشت از منابع آب زیرزمینی در بسیاری از نقاط جهان بسیار قابل‌توجه است. برداشت بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی به‌منظور آبیاری زمین‌های کشاورزی، دلیل اصلی تخلیه منابع آب زیرزمینی است. در برخی مناطق، یک دوره کوتاه برداشت ناپایدار از منابع آب زیرزمینی ممکن است رونق را برای انطباق ساختارهای اجتماعی- اقتصادی برای برداشت پایدار در آینده فراهم کند، اما برداشت بی‌رویه منابع آب زیرزمینی تجدیدناپذیر، ناپایدار و کوتاه‌بینانه است. اثرات اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی تخلیه منابع آب زیرزمینی ممکن است غیرخطی باشد و پیش‌بینی یا مدیریت آن دشوار باشد. سؤال اصلی مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی تعیین منابع آب زیرزمینی در دسترس است. چالش‌هایی به‌منظور پاسخ به این سؤال از جمله ایجاد پایگاه‌های جامع داده، ارائه اطلاعات مدل‌های زیرزمینی در قالب چارچوب‌های حسابداری آب، بهبود روش‌های برآورد تغذیه آبخوان مطرح است. با این‌حال، براساس بررسی تأثیرات برداشت منابع آب زیرزمینی بر اکوسیستم‌های وابسته به منابع آب زیرزمینی و مسائل اقتصادی برداشت از منابع آب زیرزمینی، این نتیجه حاصل می‌شود که قبل از اتمام فیزیکی منابع آب آبخوان، احتمال بسیار بیش‌تری وجود دارد که هر یک از چالش‌های مطرح‌شده محدودیت‌هایی داشته باشند. درواقع با توجه به کمبود اطلاعات، برآورد محدودیت‌های محیط‌زیستی و اقتصادی ممکن است نسبت به برآورد محدودیت‌های فیزیکی بلندپروازانه باشد. این امر ممکن است چالش‌های دیگری نیز به همراه داشته باشد. حدود جریان‌های محیط‌زیستی اکوسیستم‌های آبی به‌خوبی تعریف نشده است و پژوهش‌های بسیار کمی در رابطه با محدودیت جریان‌های محیط‌زیستی و برداشت منابع آب زیرزمینی انجام شده است. مطالعات هیدرواقتصادی روی مسیرهای برداشت منابع آب زیرزمینی از نظر اقتصادی کارآمد یا از نظر اجتماعی بهینه، باید به‌طور مستقیم ماهیت تعاملات منابع آب زیرزمینی- سطحی، کیفیت منابع آب زیرزمینی (شوری) را در نظر بگیرد و شامل محدودیت‌های اکولوژیکی یا اثرات بیرونی محیطی باشد. با این‌حال، تجزیه و تحلیل محدودیت‌های اقتصادی برداشت منابع آب زیرزمینی یا کاهش سطح منابع آب زیرزمینی در آینده، تحت رویکردهای برداشت کارآمد اقتصادی یک چالش باقی مانده است.

با توجه به بررسی و ارزیابی روش‌های تخلیه منابع آب زیرزمینی در این مطالعه، باوجود آن‌که میزان عدم‌قطعیت در محاسبات انجام‌شده قابل‌توجه می‌باشد، این امکان فراهم شده است تا بتوان حجم تخلیه آب‌های زیرزمینی را محاسبه نمود. با این وجود، توزیع مکانی و زمانی مقدار تخلیه منابع آب زیرزمینی باید دقیق‌تر کمی‌سازی شود. اندازه‌گیری‌های دقیق مقدار تخلیه و تراز منابع آب زیرزمینی برای بسیاری از نقاط کشور و هم‌چنین حسابداری منسجم و جامع برای همه ورودی‌ها و خروجی‌های آب زیرزمینی در رویکردهای مشاهده‌ای و مدل‌سازی‌ها موردنیاز است. مدل‌سازی جامع منابع آب زیرزمینی که برای طراحی راهبردهای مدیریت بلندمدت لازم است، باید شامل سناریوهای اقلیمی و عدم‌قطعیت‌های هیدرولوژیکی و هم‌چنین سناریوهای کاربری زمین باشد. چشم‌انداز بلندمدت- فراتر از افق‌های زمانی پنج تا ۲۰ ساله که منابع آب کشور مدیریت می‌شوند- بسیار ضروری است، زیرا زمان ماند و زمان پاسخ هیدرولیکی سفره‌های زیرزمینی بسیار طولانی‌تر است. این امر نیازمند ابزارهای جدیدی برای پیش‌بینی آینده، اولویت‌های سیاستی جدید و پیش‌بینی کمّی منابع آب زیرزمینی در جهانی است که سیاست، هیدرولوژی و اقتصاد همه به‌صورت پویا با هم در جریان و ارتباط هستند.

۴. پی‌نوشت‌ها

1. Withdrawal
2. Depletion
3. Gravity Recovery and Climate Experiment
4. Indirect Geodetic Estimates
5. Interferometric Synthetic Aperture Radar
6. Volume-based methods

7. Atmospheric Circulation Models
8. Ice Models
9. Airborne and Space Borne Radar
10. Lidar
11. Opportunity Costs
12. Externalities
13. Strategic Externality
14. Bathtub-Type or Single-Surface
15. Environmental Externalities
16. Pumping Externalities

۵. تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافعی توسط نویسندگان وجود ندارد.

۶. منابع

Abou Zaki, N., Torabi Haghighi, A., M. Rossi, P., J. Tourian, M., & Kløve, B. (2019). Monitoring groundwater storage depletion using gravity recovery and climate experiment (GRACE) data in Bakhtegan Catchment, Iran. *Water*, 11(7), 1456.

Ann Wheeler, S., & Garrick, D. E. (2020). A tale of two water markets in Australia: lessons for understanding participation in formal water markets. *Oxford Review of Economic Policy*, 36(1), 132-153.

Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.

Ashraf, S., Nazemi, A., & AghaKouchak, A. (2021). Anthropogenic drought dominates groundwater depletion in Iran. *Scientific reports*, 11(1), 9135.

Bastiaanssen, W. G. M., Cheema, M. J. M., Immerzeel, W. W., Miltenburg, I. J., & Pelgrum, H. (2012). Surface energy balance and actual evapotranspiration of the transboundary Indus Basin estimated from satellite measurements and the ETLook model. *Water Resources Research*, 48(11).

Bell, J. W., Amelung, F., Ferretti, A., Bianchi, M., & Novali, F. (2008). Permanent scatterer InSAR reveals seasonal and long-term aquifer-system response to groundwater pumping and artificial recharge. *Water Resources Research*, 44 (2).

Berbel, J., Borrego-Marin, M. M., Exposito, A., Giannoccaro, G., Montilla-Lopez, N. M., & Roseta-Palma, C. (2019). Analysis of irrigation water tariffs and taxes in Europe. *Water Policy*, 21(4), 806-825.

Blomquist, W. (1988). The Performance of Institutions for Groundwater Management: Orange County. *Workshop in Political Theory & Policy Analysis,* Indiana University.

Boretti, A. (2020). Implications on food production of the changing water cycle in the Vietnamese Mekong Delta. Global Ecology and Conservation, 22, e00989.

Brozović, N., Sunding, D. L., & Zilberman, D. (2010). On the spatial nature of the groundwater pumping externality. *Resource and Energy Economics*, 32(2), 154-164.

Burt, O. R. (1966). Economic control of groundwater reserves. *American Journal of Agricultural Economics*, 48(3_Part_I), 632-647.

Burt, O. R. (1967). Temporal allocation of groundwater. *Water resources research*, 3(1), 45-56.

Cheema, M. J. M., Immerzeel, W. W., & Bastiaanssen, W. G. M. (2014). Spatial quantification of groundwater abstraction in the irrigated Indus basin. Groundwater, 52(1), 25-36.

Chen, B., Gong, H., Chen, Y., Li, X., Zhou, C., Lei, K., ... & Zhao, X. (2020). Land subsidence and its relation with groundwater aquifers in Beijing Plain of China. *Science of the Total Environment*, 735, 139111.

Chen, J., Knight, R., Zebker, H. A., & Schreüder, W. A. (2016). Confined aquifer head measurements and storage properties in the San Luis Valley, Colorado, from spaceborne InSAR observations. *Water Resources Research*, 52(5), 3623-3636.

Cigna, F., & Tapete, D. (2021). Present-day land subsidence rates, surface faulting hazard and risk in Mexico City with 2014–2020 Sentinel-1 IW InSAR. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112161.

Cui, T., Sreekanth, J., Pickett, T., Rassam, D., Gilfedder, M., & Barrett, D. (2021). Impact of model parameterization on predictive uncertainty of regional groundwater models in the context of environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 90, 106620.

Dalin, C., Wada, Y., Kastner, T., & Puma, M. J. (2017). Groundwater depletion embedded in international food trade. *Nature*, 543(7647), 700-704.

De Graaf, I. E. M., Van Beek, L. P. H., Wada, Y., & Bierkens, M. F. P. (2014). Dynamic attribution of global water demand to surface water and groundwater resources: Effects of abstractions and return flows on river discharges. *Advances in water resources*, 64, 21-33.

De Graaf, I. E., van Beek, R. L., Gleeson, T., Moosdorf, N., Schmitz, O., Sutanudjaja, E. H., & Bierkens, M. F. (2017). A global-scale two-layer transient groundwater model: Development and application to groundwater depletion. *Advances in water Resources*, 102, 53-67.

De Lange, W. J., Prinsen, G. F., Hoogewoud, J. C., Veldhuizen, A. A., Verkaik, J., Essink, G. H. O., ... & Kroon, T. (2014). An operational, multi-scale, multi-model system for consensus-based, integrated water management and policy analysis: *The Netherlands Hydrological Instrument. Environmental Modelling & Software*, 59, 98-108.

Dinar, A., Pochat, V., & Albiac-Murillo, J. (Eds.). (2015). Water pricing experiences and innovations (Vol. 9). Switzerland: *Springer International Publishing*.

Dumont, A. (2013, April). Groundwater is not a common-pool resource: ordering sustainability issues of groundwater use. In 3rd International IWA Conference on Water Economics, *Statistics and Finance* (pp. F-1).

Edalat, A., Khodaparast, M., & Rajabi, A. M. (2020). Detecting land subsidence due to groundwater withdrawal in Aliabad Plain, Iran, using ESA sentinel-1 satellite data. *Natural Resources Research*, 29, 1935-1950.

Escriva-Bou, A., Pulido-Velazquez, M., & Pulido-Velazquez, D. (2017). Economic value of climate change adaptation strategies for water management in Spain's Jucar basin. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(5), 04017005.

Esteban, E., & Albiac, J. (2011). Groundwater and ecosystems damages: Questioning the Gisser–Sánchez effect. *Ecological Economics*, 70(11), 2062-2069.

Fabiani, S., Vanino, S., Napoli, R., & Nino, P. (2020). Water energy food nexus approach for sustainability assessment at farm level: An experience from an intensive agricultural area in central Italy. *Environmental Science & Policy*, 104, 1-12.

Famiglietti, J. S. (2014). The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4(11), 945-948.

Famiglietti, J. S., Lo, M., Ho, S. L., Bethune, J., Anderson, K. J., Syed, T. H., ... & Rodell, M. (2011). Satellites measure recent rates of groundwater depletion in California's Central Valley. *Geophysical Research Letters*, 38(3).

Foster, T., Brozović, N., & Butler, A. P. (2015). Analysis of the impacts of well yield and groundwater depth on irrigated agriculture. *Journal of Hydrology*, 523, 86-96.

Gisser, M., & Sanchez, D. A. (1980). Competition versus optimal control in groundwater pumping. *Water resources research*, 16(4), 638-642.

Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liquete, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.

Guzy, A., & Malinowska, A. A. (2020). State of the art and recent advancements in the modelling of land subsidence induced by groundwater withdrawal. *Water*, 12(7), 2051.

Halvorsen, R., & Layton, D. F. (Eds.). (2015). Handbook on the economics of natural resources. *Edward Elgar Publishing*.

Herrera-García, G., Ezquerro, P., Tomás, R., Béjar-Pizarro, M., López-Vinielles, J., Rossi, M., ... & Ye, S. (2021). Mapping the global threat of land subsidence. *Science*, 371(6524), 34-36.

Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of political Economy*, 39(2), 137-175.

Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., ... & Stocker, E. F. (2007). The TRMM multisatellite precipitation analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of hydrometeorology*, 8(1), 38-55.

Jenkins, K., Dobson, B., Decker, C., & Hall, J. W. (2021). An Integrated Framework for Risk-Based Analysis of Economic Impacts of Drought and Water Scarcity in England and Wales. *Water Resources Research*, 57(8), e2020WR027715.

Keegan-Treloar, R., Werner, A. D., Irvine, D. J., & Banks, E. W. (2021). Application of Indicator Kriging to hydraulic head data to test alternative conceptual models for spring source aquifers. *Journal of Hydrology*, 601, 126808.

Konikow, L. F. (2011). Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, 38.(۱۷)

Konikow, L. F., & Leake, S. A. (2014). Depletion and capture: revisiting "the source of water derived from wells". *Groundwater*, 52(S1), 100-111.

Koundouri, P. (2000). Three approaches to measuring natural resource scarcity: *theory and application to groundwater*.

Koundouri, P. (2004). Current issues in the economics of groundwater resource management. *Journal of Economic Surveys*, 18(5), 703-740.

Kourakos, G., Dahlke, H. E., & Harter, T. (2019). Increasing groundwater availability and seasonal base flow through agricultural managed aquifer recharge in an irrigated basin. *Water Resources Research*, 55(9), 7464-7492.

Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., & Sutton, P. (2020). The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. In Environmental Assessments (pp. 81-108). *Edward Elgar Publishing*.

Lall, U., Josset, L., & Russo, T. (2020). A snapshot of the world's groundwater challenges. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 171-194.

MacDonald, A. M., Bonsor, H. C., Ahmed, K. M., Burgess, W. G., Basharat, M., Calow, R. C., ... & Yadav, S. K. (2016). Groundwater quality and depletion in the Indo-Gangetic Basin mapped from in situ observations. *Nature Geoscience*, 9(10), 762-766.

MacEwan, D., Cayar, M., Taghavi, A., Mitchell, D., Hatchett, S., & Howitt, R. (2017). Hydroeconomic modeling of sustainable groundwater management. *Water Resources Research*, 53(3), 2384-2403.

Mahmoodzadeh, D., & Karamouz, M. (2022). A Hydroeconomic Simulation-Optimization Framework to Assess the Cooperative Game Theory in Coastal Groundwater Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 148(1), 04021092.

Manning, D. T., Rad, M. R., Suter, J. F., Goemans, C., Xiang, Z., & Bailey, R. (2020). Non-market valuation in integrated assessment modeling: The benefits of water right retirement. *Journal of Environmental Economics and Management*, 103, 102341.

Marques, T. V., Paschoal, J. A. R., Barone, R. S. C., Cyrino, J. E. P., & Rath, S. (2018). Depletion study and estimation of withdrawal periods for florfenicol and florfenicol amine in pacu (Piaractus mesopotamicus). *Aquaculture Research*, 49(1), 111-119.

Massoud, E. C., Purdy, A. J., Miro, M. E., & Famiglietti, J. S. (2018). Projecting groundwater storage changes in California's Central Valley. *Scientific reports*, 8(1), 12917.

Masood, A., Aslam, M., Pham, Q. B., Khan, W., & Masood, S. (2021). Integrating water quality index, GIS and multivariate statistical techniques towards a better understanding of drinking water quality. *Environmental Science and Pollution Research,* 1-17.

Merrill, N. H., & Guilfoos, T. (2018). Optimal groundwater extraction under uncertainty and a spatial stock externality. *American journal of agricultural economics*, 100(1), 220-238.

Minderhoud, P. S. J., Erkens, G., Pham, V. H., Bui, V. T., Erban, L., Kooi, H., & Stouthamer, E. (2017). Impacts of 25 years of groundwater extraction on subsidence in the Mekong delta, Vietnam. *Environmental research letters*, 12(6), 064006.

Moore, W. S., & Joye, S. B. (2021). Saltwater intrusion and submarine groundwater discharge: acceleration of biogeochemical reactions in changing coastal aquifers. *Frontiers in Earth Science*, 9, 600710.

Negahdary, M. (2022). Shrinking aquifers and land subsidence in Iran. *Science*, 376(6599), 1279-1279.

Negri, D. H. (1989). The common property aquifer as a differential game. *Water Resources Research*, 25(1), 9-15.

Noon, A. M., Ahmed, H. G., & Sulaiman, S. O. (2021). Assessment of Water Demand in Al-Anbar Province-Iraq. *Environment and Ecology Research*, 9(2), 64-75.

Ostrom, E. (1990). Governing the commons: The evolution of institutions for collective action. *Cambridge university press*.

Owen, D., Cantor, A., Nylen, N. G., Harter, T., & Kiparsky, M. (2019). California groundwater management, science-policy interfaces, and the legacies of artificial legal distinctions. *Environmental Research Letters*, 14(4), 045016.

Perrone, D., & Jasechko, S. (2017). Dry groundwater wells in the western United States. Environmental Research Letters, 12(10), 104002.

Pfeiffer, L., & Lin, C. Y. C. (2012). Groundwater pumping and spatial externalities in agriculture. *Journal of Environmental Economics and Management*, 64(1), 16-30.

Poland, J. F. (1975). Land Subsidence, in the San Joaquin Valley, California, as of 1972: A History of Land Subsidence Caused by Water-level Decline in the San Joaquin Valley, from the 1920's to 1972 (Vol. 437). *US Government Printing Office*.

Pouladi, P., Afshar, A., Molajou, A., & Afshar, M. H. (2020). Socio-hydrological framework for investigating farmers' activities affecting the shrinkage of Urmia Lake; hybrid data mining and agent-based modelling. *Hydrological Sciences Journal*, 65(8), 1249-1261.

Provencher, B., & Burt, O. (1993). The externalities associated with the common property exploitation of groundwater. *Journal of Environmental Economics and Management*, 24(2), 139-158.

Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A., & Pulido-Velazquez, D. (2008). Hydro-Economic river basin modelling: The application of a holistic surface–groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. *Ecological economics*, 66(1), 51-65.

Pulido-Velazquez, M., Marques, G. F., Harou, J. J., & Lund, J. R. (2016). Hydroeconomic models as decision support tools for conjunctive management of surface and groundwater. *Integrated groundwater management*, 693-710.

Richey, A. S., Thomas, B. F., Lo, M. H., Famiglietti, J. S., Swenson, S., & Rodell, M. (2015). Uncertainty in global groundwater storage estimates in a T otal G roundwater S tress framework. Water resources research, 51(7), 5198-5216.

Rodell, M., Famiglietti, J. S., Wiese, D. N., Reager, J. T., Beaudoing, H. K., Landerer, F. W., & Lo, M. H. (2018). Emerging trends in global freshwater availability. *Nature*, 557(7707), 651-659.

Rougé, C., Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Matrosov, E. S., Garrone, P., Marzano, R., ... & Rizzoli, A. E. (2018). Assessment of smart-meter-enabled dynamic pricing at utility and river basin scale. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(5), 04018019.

Scanlon, B. R., Faunt, C. C., Longuevergne, L., Reedy, R. C., Alley, W. M., McGuire, V. L., & McMahon, P. B. (2012). Groundwater depletion and sustainability of irrigation in the US High Plains and Central Valley. *Proceedings of the national academy of sciences*, 109(24), 9320-9325.

Scanlon, B. R., Longuevergne, L., & Long, D. (2012). Ground referencing GRACE satellite estimates of groundwater storage changes in the California Central Valley, USA. *Water Resources Research*, 48(4).

Scanlon, B. R., Zhang, Z., Save, H., Wiese, D. N., Landerer, F. W., Long, D., ... & Chen, J. (2016). Global evaluation of new GRACE mascon products for hydrologic applications. *Water Resources Research*, 52(12), 9412-9429.

Scheierling, S. M., Young, R. A., & Cardon, G. E. (2006). Public subsidies for water-conserving irrigation investments: Hydrologic, agronomic, and economic assessment. *Water Resources Research*, 42(3).

Smith, R. G., Knight, R., Chen, J., Reeves, J. A., Zebker, H. A., Farr, T., & Liu, Z. (2017). Estimating the permanent loss of groundwater storage in the southern S an J oaquin V alley, C alifornia. *Water Resources Research*, 53(3), 2133-2148.

Sutanudjaja, E. H., Van Beek, R., Wanders, N., Wada, Y., Bosmans, J. H., Drost, N., ... & Bierkens, M. F. (2018). PCR-GLOBWB 2: a 5 arcmin global hydrological and water resources model. *Geoscientific Model Development*, 11(6), 2429-2453.

Tao, S., Zhang, Y., Yuan, M., Zhang, R., Xu, Z., & Sun, Y. (2021). Behavioral economics optimized renewable power grid: a case study of household energy storage. *Energies*, 14(14), 4154.

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., ... & Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature climate change*, 3(4), 322-329.

Theesfeld, I. (2010). Institutional challenges for national groundwater governance: Policies and issues. *Groundwater*, 48(1), 131-142.

Tiwari, V. M., Wahr, J., & Swenson, S. (2009). Dwindling groundwater resources in northern India, from satellite gravity observations. *Geophysical Research Letters*, 36(18).

To, P. X., Dressler, W. H., Mahanty, S., Pham, T. T., & Zingerli, C. (2012). The prospects for payment for ecosystem services (PES) in Vietnam: a look at three payment schemes. *Human ecology*, 40, 237-249.

Tortajada, C., & González-Gómez, F. (2022). Agricultural trade: Impacts on food security, groundwater and energy use. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 27.

Van Beek, L. P. H., Wada, Y., & Bierkens, M. F. (2011). Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. *Water Resources Research*, 47(7).

Vasco, D. W., Harness, P., Pride, S., & Hoversten, M. (2017). Estimating fluid-induced stress change from observed deformation. *Geophysical Journal International*, 208(3), 1623-1642.

Vieira, J., Cabral, M., Almeida, N., Silva, J. G., & Covas, D. (2020). Novel methodology for efficiency-based long-term investment planning in water infrastructures. *Structure and Infrastructure Engineering*, 16(12), 1654-1668.

Wada, Y., Van Beek, L. P. H., Viviroli, D., Dürr, H. H., Weingartner, R., & Bierkens, M. F. (2011). Global monthly water stress: 2. Water demand and severity of water stress. *Water Resources Research*, 47(7).

Wada, Y., Van Beek, L. P., Van Kempen, C. M., Reckman, J. W., Vasak, S., & Bierkens, M. F. (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophysical research letters*, 37(20).

Worthington, V. E., Burt, O. R., & Brustkern, R. L. (1985). Optimal management of a confined groundwater system. *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(3), 229-245.

Xu, T., Zheng, H., Zhao, J., Liu, Y., Tang, P., Yang, Y. E., & Wang, Z. (2018). A two-phase model for trade matching and price setting in double auction water markets. *Water Resources Research*, 54(4), 2999-3017.

Yates, D., Sieber, J., Purkey, D., & Huber-Lee, A. (2005). WEAP21-A demand-, priority, and preference-driven water planning model: part 1: model characteristics. *Water international*, 30(4), 487-500.

Zamanialaei, M., McCarty, J. L., Fain, J. J., & Hughes, M. R. (2022). Understanding the perceived indicators of food sovereignty and food security for rice growers and rural organizations in Mazandaran Province, Iran. *Agriculture & Food Security*, 11(1), 1-15.

Zhang, M., & Burbey, T. J. (2016). Inverse modelling using PS-InSAR data for improved land subsidence simulation in Las Vegas Valley, Nevada. *Hydrological Processes*, 30(24), 4494-4516.

Zhao, Q., Zhang, B., Yao, Y., Wu, W., Meng, G., & Chen, Q. (2019). Geodetic and hydrological measurements reveal the recent acceleration of groundwater depletion in North China Plain. *Journal of Hydrology*, 575, 1065-1072.

Zisopoulou, K., Zisopoulos, D., & Panagoulia, D. (2022). Water economics: An In-depth analysis of the connection of blue Water with some primary level aspects of economic theory I. *Water*, 14(1), 103.