مقاله مروری

فصلنامه انسان و محیط زیست، شماره ۶۳، زمستان ۱۴۰۱ (۲۸۵- ۲۵۵)

مروری بر بیماری های انسانی مربوط به آب های زیرزمینی و نقش عوامل هیدروژئولوژیک در تقابل با آن ها

نجات زیدعلی‌نژاد [1*]

nejatzeidalinejad@yahoo.com

زهره رامک [1]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۴/۳ **تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۰/۱**

چکیده

زمینه و هدف: علی‌رغم اینکه آب‌های سطحی نسبت به آب‌های زیرزمینی بیش‌تر در معرض آلودگی و عوامل بیماری‌زا قرار دارند، امروزه مشخص شده است آب‌های زیرزمینی نه تنها ممکن است عامل ایجاد بیماری در انسان باشند، بلکه می‌توانند باعث آلودگی آب‌های سطحی نیز شوند. با این وجود، تاکنون مطالعات اندکی بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی را بررسی کرده‌اند. هدف از این مطالعه، بررسی عوامل بیماری‌زا و بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی و نقش عوامل هیدروژئولوژیک در تقابل با آن‌ها است.

روش بررسی: در این مطالعه از مقالات مختلف، به خصوص مطالعات موردی، که بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی را بررسی کرده‌اند استفاده شد.

یافته ها: آب‌های زیرزمینی ممکن است منشأ بسیاری از بیماری‌ها باشند که بر روی قسمت‌های مختلف بدن تأثیر می‌گذارند. بیماری‌های گوارشی، قلبی- عروقی، مغزی، تنفسی، اسکلتی، دندانی، چشمی، و روان‌شناختی همراه با حصبه، وبا، هپاتیت، گواتر، متاگلوبین، برونشیت، فلج‌اطفال، کم‌خونی، خونریزی داخلی، پیرشدگی، آلرژی، گلودرد، ورم ملتحمه، آنوسمی، التهاب و سوزش دهان، بیهوشی، اختلالات یادگیری، اختلالات رفتاری و بیش‌فعالی در کودکان، اختلال در باروری و رشد جنین، سندروم کودک آبی و نقص مادرزادی در نوزادان، سرطان و حتی مرگ ممکن است به دلیل آب‌های زیرزمینی رخ دهند.

بحث و نتیجه گیری: شناخت سیستم‌های آب زیرزمینی می‌تواند در فهم عوامل بیماری‌زا و پالایش آن‌ها مفید باشد. در واقع، سیستم‌های آب زیرزمینی با خصوصیات هیدروژئولوژیک مختلف وجود دارند. در نظر گرفتن فاکتورهایی مانند جنس سازندهای زمین‌شناسی، عمق آبخوان و نقش عوامل انسانی، مانند برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی، می‌تواند مسئله را پیچیده‌تر، و لزوم مطالعات هیدروژئولوژیکی را در خصوص خودپالایی بارزتر کند.

واژه‌های کلیدی: آب‌های زیرزمینی، آبخوان، عوامل بیماری‌زا، آلاینده، هیدروژئولوژی

۱- کارشناس منابع آب شرکت آب منطقه‌ای لرستان، لرستان، ایران. *(مسوول مکاتبات)

Human and Environment, No. 63, Winter 2023

A review of groundwater human diseases and the role of hydrogeological factors in counteracting them

Nejat Zeydalinejad [1 *]
nejatzeidalinejad@yahoo.com
Zohreh Ramak [1]

Admission Date:December 22, 2021 Date Received: June 24, 2021

Abstract

Background and Objective: Even though surface water is more susceptible to pollution and pathogens than groundwater, nowadays, it has been affirmed that groundwater may not only cause diseases in humanity, but also contaminate surface water. However, few studies have hitherto taken into account the groundwater diseases. The objective of this study is to evaluate the pathogens and diseases apropos of groundwater and to assess the key role of hydrogeological factors in alleviating them.

Material and Methodology: In this study, different articles, especially case studies, related to groundwater diseases were reviewed.

Findings: Groundwater may be the origin of many diseases affecting different parts of the body. Gastrointestinal, cardiovascular, cerebral, respiratory, skeletal, dental, ocular, and psychological diseases along with typhoid, cholera, hepatitis, goiter, metaglobin, bronchitis, poliomyelitis, anemia, internal bleeding, aging, allergies, sore throat, conjunctivitis, anosmia, inflammation and burning of the mouth, anesthesia, learning disabilities, behavioral and hyperactivity disorders in children, impaired fertility and fetal development, methemoglobinemia, congenital defect, cancer, and even death may occur in lights of groundwater.

Discussion and Conclusion: Acquiring knowledge about the groundwater systems might be advantageous to a thorough understanding of issues relating to pathogens, and their refinement. Indeed, dissimilar groundwater systems having various hydrogeological characteristics exist. Considering features such as the type of geological formations, the aquifer's depth, and the anthropogenic influences, viz. groundwater over-exploitation, can complicate the issue, and impose requirements on hydrogeological studies in terms of self-purification.

Keywords: Groundwater, Aquifer, Pathogens, Contaminant, Hydrogeology.

1- Water resources expert, Lorestan Regional Water Company, Lorestan, Iran. *(*Corresponding Author*)

مقدمه

آب های زیرزمینی بیش‌ترین ماده خام مستخرج در مقیاس جهانی هستند که حدود ۳۱/۵ درصد آب شرب جمعیت جهان، یعنی حدود ۲/۲ میلیارد نفر، را تأمین می‌کنند (۱). با توجه به رشد روزافزون جمعیت اهمیت آب‌های زیرزمینی روز به روز بیش‌تر نیز می‌شود. به‌گونه‌ای که زیدعلی‌نژاد و همکاران (۲) نشان دادند که آب‌های زیرزمینی می‌توانند در مقابل تنش‌های ناشی از تغییر اقلیم قرار بگیرند و ذخایر آب شیرین را برای بقای بشر حفظ کنند.

با این وجود، امروزه ثابت شده است که آب‌های زیرزمینی ممکن است عامل شیوع بیماری‌های گوناگون مربوط به آب باشند. درواقع، سهم بزرگی از شیوع بیماری‌های ناشی از آب مربوط به آب‌های زیرزمینی است (۳). شیوع بیماری‌های ناشی از میکروارگانیسم‌های وبا، سالمونلا و شیگلا به دلیل نامطلوب بودن کیفیت آب در جوامع روستایی تشکویی در آفریقای جنوبی بیان شده است (۴). هم‌چنین مشخص شده است ۷۹/۲ درصد از نمونه‌های منابع آبی مورد آزمایش روستاهای ایالت جورجیا دارای آلودگی به سالمونلا هستند که شیوع این بیماری در فصل تابستان بیش‌تر از سایر فصل‌ها بوده است (۵). مطالعات نشان داده است که بیش از نصف چاه‌های آب آشامیدنی آمریکا آلودگی مدفوعی دارند. کنترل پاتوژن‌های مربوط به این آلودگی با اقدامات مربوط به رعایت حریم منابع آبی به منظور جلوگیری از آلودگی مدفوعی آبخوان‌ها و چاه‌ها شروع می‌شود (۳). به علاوه، ضدعفونی کردن می‌تواند یک سیاست سلامت عمومی بسیار دقیق و حساس برای تمام سیستم‌های آب زیرزمینی در نظر گرفته شود (۳). به گونه‌ای که کیفیت آب زیرزمینی، به ویژه برای مصرف شرب، به طور مستقیم سلامت انسان را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۶).

منابع آب زیرزمینی ممکن است تحت تأثیر عوامل متعددی از جمله شرایط آب و هوایی، ویژگی‌های خاک، نفوذ آب شور در مناطق ساحلی، و فعالیت‌های انسانی دچار تغییر کیفیت و آلودگی شوند (۷). درنتیجه، این منابع ممکن است سبب انتقال مواد شیمیایی مضر و بیماری‌های عفونی شوند (۸). در واقع، از منابع آلاینده آب های زیرزمینی نشت فاضلاب ها و ورود آلاینده های میکروبی و ویروس های بیماری‌زا به این منابع از راه‌های مختلف، شامل تانک‌های سپتیک، مکان‌های دفع زباله و پوشک‌های یک بار مصرف (لندفیل‌ها)، تغذیه مصنوعی آب‌های زیرزمینی، و آبیاری محصولات کشاورزی با استفاده از فاضلاب تصفیه شده می‌باشند (۹) که می‌توانند در سطحی وسیع سبب شیوع بیماری شوند (۱۰). به همین ترتیب، نگرانی آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط آفت‌کش‌ها (۱۱)، کودها و سموم شیمیایی (۹) در حال افزایش است. غلظت آفت‌کش‌های فسفره آلی ممکن است منجر به افزایش سموم فسفره آلی در آب‌های زیرزمینی تا بیش از حداکثر غلظت مجاز شود (۱۲).

به طور کلی، منشا آلودگی آب های زیرزمینی به دو دسته طبیعی و انسانی تقسیم می‌شود. فعالیت‌های کشاورزی، معدن‌کاری، مواد دفعی صنعتی، سیستم‌های تانک سپتیک برجا، و آلودگی چاه‌های با ساختمان ناقص از جمله منشأهای انسانی آلودگی آب‌های زیرزمینی هستند (۱۳). از طرف دیگر، سازندهای زمین شناسی، نفوذ آب شور، و سیالات ژئوترمال از منشأهای طبیعی آلودگی آب زیرزمینی هستند که می‌توانند باعث افزایش خصوصیات سمی یا نامطلوب از طریق کاهش و یا افزایش غلظت عناصر گوناگون شوند (۱۴). علی‌رغم اینکه بسیاری از آبخوان‌های کشور از منشأ انسانی آلوده شده‌اند بسیاری از آن‌ها نیز آلودگی با منشأ طبیعی دارند. از آب‌های زیرزمینی با منشأ آلودگی طبیعی می‌توان به تکاب در استان آذربایجان‌غربی، هشترود در استان آذربایجان شرقی (۱۵)، قروه و بیجار در استان کردستان (۱۵)، خاش در استان سیستان و بلوچستان (۱۶)، و اطراف دریاچه مهارلو در استان فارس (۱۷) اشاره کرد. در صورت آلودگی طبیعی آب‌های زیرزمینی، که به شدت متأثر از فرآیندها و سازندهای زمین شناسی است، نمی‌توان به سادگی آن را از بین برد و یا مانع گسترش آن شد. در واقع، به علت کند بودن حرکت آب زیرزمینی، حتی بعد از حذف منبع آلاینده، سال‌های زیادی لازم است تا لایه‌های آبدار

آلوده احیا شـوند (۱۸). بنابراین، این نوع آلودگی‌ها بایسـتی به دقت مورد بررسی قرار گیرند.

بررسی آلودگی آب شرب چاه‌ها در استان مازندران طی سال‌های ۱۳۸۱ و ۱۳۸۲ نشان‌دهنده آلودگی بیش از ۱۵ در صد آن‌ها به انگل بود (۱۹). از طرفی، کیفیت میکروبی و شیمیایی نمونه‌های آب ار سالی یگان‌های مختلف نزاجا در سال ۱۳۸۹ برر سی و با اسـتانداردهای کشـوری و بین‌المللی مقایسـه شـد (۲۰). نتیجه پژوهش نشان داد در مجموع کیفیت نمونه‌های آب مورد بررسی نسبتا رضایت بخش است. با این وجود، به علت نزدیکی چاه‌های آب در تعدادی از یگان‌ها به چاه‌های فاضـلاب، همواره احتمال آلودگی آب و تغییرات گسـترده در پـارامترهـای میکروبی و شیمیایی آن وجود دارد. بنابراین کنترل مستمر این پارامترها از اهمیت بالایی برخوردار است.

در مطالعه‌ای توصـیفی شـاخص‌های کیفی میکروبیولوژیکی، فیزیکی، و شـیمیایی آب آشـامیدنی یگان‌های نظامی بررسـی و کیفیت آن‌ها با استانداردهای آب آشامیدنی موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران مقایسه شد (۲۱). نتایج تحقیق نشان داد میزان سختی، منیزیم، سولفات، فسفات، و کلی‌فرم‌ها بالاتر از حد استاندارد و بقیه پارامترها در حد استانداردهای ملی قرار دارند.

مطالعه و بررسی صحرایی گستره حوضه آبریز سد سهند منجر به شناسایی چندین سیستم گسلش در سازندهای زمین‌شناسی مختلف شـد. این گسـل‌ها آب‌های زیرزمینی و سـطحی را به یکدیگر مرتبط می‌سازند. مطالعه مقاطع نازک و صیقلی، وجود سولفیدهای آر سنیک در درز و شکاف‌های سنگ آهک، مارن، کنگلومرا و ماسه سنگ را نشان داد. بیش‌ترین غلظت آر سنیک در نمونه‌های آب چشمه‌های مرتبط با گسل‌ها شناسایی شد. در واقع، تغلیظ اپی‌ترمال عنصـر آرسـنیک در شـکسـتگی‌های سازندهای موجود منشأ اصلی این ناهنجاری شناخته شد (۲۲).

سلبی و همکاران (۲۳) ریسک سلامت انسان را با در نظر گرفتن عناصر فلزی حل شده در آب‌های سطحی و زیرزمینی در حوضه ملن (Melen) در ترکیه بررسـی کرد ند. در این مطالعه، نمونه‌برداری از آب های سـطحی و زیرزمینی از سـپتامبر تا آگو ست ۲۰۱۰ انجام شد و عنا صر فلزی موجود در آزمایشگاه مورد تحلیل قرار گرفتند. نتایج نشان داد در منابع آب زیرزمینی گسـتره مورد مطالعه عناصـر آرسـنیک، بر، باریم، کروم، مس، منگنز و سـرب وجود دارند که می‌توانند باعث ایجاد بیماری‌های گوارشی و سرطان، به خصوص در بزرگسالان، شوند.

مورفی و همکاران (۲۴) روش‌های مورد اسـتفاده در بررسـی بیماری گوارشـی حاد ناشـی از آب آشـامیدنی را در کشـورهای توسعه یافته بررسی کردند. در این مطالعه بیان شد منشأ اصلی بیماری گوارشی حاد نسبت داده شده به آب آشامیدنی در کانادا ناشـناخته اسـت. روش‌های مورد اسـتفاده در محاسـبه کمی بیماری گوارشـی حاد از تخمین‌های نقطه‌ای سـاده تا ارزیابی کمی ریسک میکروبی و شبیه‌سازی مونت‌کارلو، که به فرضیه‌ها و داده‌های اپیدمولوژیکی منابع علمی متکی است، متغیر هستند. در این مطالعه بیان شـد برای افزایش دقت تخمین‌های آتی به مطالعات اپیدمولوژیکی دقیق نیاز اسـت که ریسـک سـلامت مربوط به سیستم‌های آب خصوصی یا کوچک، آب زیرزمینی، و تأثیر ورودی‌های سیستم توزیع را به طور کمی بررسی می‌کنند.

ریسـک سـلامت آلودگی خاک و آب زیرزمینی در جمهوری اسلوواکی تخمین زده شد (۲۵). مقادیر آستانه‌ای برای ریسک ممتد و مقادیر غیرآستانه‌ای برای ریسک سرطان در نظر گرفته شـدند. نتایج بیان‌گر افزایش ریسـک سـلامت به خصـوص در نواحی معدنی قدیمی بود که توسط منابع انسانی- زمین‌شناختی آلوده شـده‌اند. در این مطالعه، آرسـنیک و آنتیموان به عنوان مهم‌ترین عناصـر مرتبط با ریسـک سـلامت آلودگی خاک و آب زیرزمینی در گستره مورد مطالعه بیان شدند. در واقع، در برخی از نواحی افزایش ریسـک سـرطان ناشـی از آلودگی خاک و آب زیرزمینی به افزایش غلظت آرسـنیک در محیط زیسـت ارتباط داده شد. به علاوه، ارتباط آب و خاک آلوده به فلزات سنگین با سـرطان در مناطق روسـتایی باختر اصـفهان با در نظر گرفتن جامعه انسانی (مدارک پزشکی و پرونده‌های موجود در خانه‌های بهداشـت) و داده‌های محیطی (فلزات سـنگین آب و خاک) با استفاده از نرم‌افزارهایSPSS و ArcGIS بررسی شد (۲۶). نتایج نشـان داد بین غلظت عناصـر سـنگین موجود در آب با مجموع بیماری‌های غیرواگیر شامل فشار خون، دیابت و سرطان ارتباط مثبت و معناداری وجود دارد.

درجه سختی منابع آبی روستاهای شهرستان دیوان‌دره با وضعیت بافت زمین‌شناسی گستره ارتباط نزدیکی دارد (۲۷). به گونه‌ای که سختی آب در مناطق دارای لایه های آهکی و دولومیتی نسبت به سایر مناطق بیش‌تر است و این به دلیل حل شدن عناصر ایجادکننده سختی از جمله یون کلسیم در آب می‌باشد. هم‌چنین این پژوهش نشان داد که استفاده از آب با درجه سختی متوسط به بالا می‌تواند در کاهش ابتلا به فشار خون بالا و به تبع آن کاهش ابتلا به بیماری‌های قلبی عروقی موثر باشد.

در کشور هند، آب زیرزمینی ۲۰ ایالت از مجموع ۲۹ ایالت تحت تأثیر فلوئور، و حدود ۴۰ درصد جمعیت مستعد بیماری‌های ناشی از این عنصر است. در این کشور، بیش از ۶۶ میلیون نفر مبتلا به بیماری فلوئورسیس هستند که در این میان شش میلیون کودک زیر ۱۴ سال وجود دارد. به علاوه، در شش ایالت حدود ۷۰ میلیون نفر در معرض خطر عنصر سمی آرسنیک می‌باشند که باعث ایجاد سرطان و انواع دیگری از بیماری‌ها شده است (۲۸).

کلو و همکاران (۲۹) با بررسی عوامل بیماری‌زای میکروبی منابع آب زیرزمینی فنلاند، نروژ و ایسلند بیان کردند بیش‌تر آبخوان‌های موجود از ساحل آزاد دور هستند و بنابراین مستعد آلودگی هستند. به هر حال، آن‌ها اغلب بدون اثرات انسانی قابل توجه هستند و کیفیت آب مناسبی دارند. در مناطق ساحلی نیز رسوبات دریایی ممکن است آبخوان‌ها را بپوشانند و از نظر آلودگی حفظ کنند. با این وجود، کیفیت آب در این آبخوان‌ها بسیار متغیر است، به گونه‌ای که مناطق ساحلی متاثر از فعالیت‌های کشاورزی، نفوذ آب شور و عوامل شهری هستند. به علاوه، در این مطالعه بیان شد علی‌رغم کیفیت آب نسبتا مناسب آب‌های زیرزمینی، آلودگی میکروبی عمدتا توسط نوروویروس و کمپیلوباکتر (Campylobacter) رخ داده است که به دلیل آلودگی فاضلاب، ارتباط متقابل منابع آب آشامیدنی، بارش‌های سنگین، و نفوذ آب سطحی آلوده به آب‌های زیرزمینی شیوع گسترده‌ای داشته‌اند.

مصلحت و مصطفوی (۳۰) به بررسی نقش انستیتو پاستور ایران در ضدعفونی کردن آب آشامیدنی تهران و کنترل اپیدمی حصبه که ناشی از آلودگی آب زیرزمینی بود در سال‌های ۱۳۲۹ تا ۱۳۳۳ پرداختند. پژوهش آن‌ها نشان داد که آب آشامیدنی، به خصوص در صورت تأمین شدن از قنات‌ها، حامل باکتری عامل بیماری حصبه و وبا بوده است. انستیتو پاستور ایران جهت کنترل اپیدمی اقدام به گود کردن چاه‌های کم‌عمق، تغییر مسیر قنات‌ها و کلرزنی آب حاصل از آن‌ها، و تعطیل کردن بعضی از مراکز توزیع آب پرداخت، و در نتیجه، توانست نقش مهمی در تهیهٔ آب سالم و بهداشتی برای شهر تهران ایفا نماید.

در یک مطالعه توصیفی- مقطعی، ۵۰ نمونه آب از نقاط مختلف شبکه آبرسانی شهر زابل در زمستان سال ۱۳۹۷ برداشت و توسط دستگاهICP-OED آنالیز شد. میانگین غلظت فلزات آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل، سرب، منگنز، روی، مس، و آهن با استانداردهای ملی ایران (۱۰۵۳ ایران)، آژانس حفاظت محیط زیست و سازمان بهداشت جهانی مقایسه شد. نتایج پژوهش خطر بالای بروز بیماری‌های غیرسرطانی و سرطانی را در مواجهه طولانی مدت برای جمعیت محلی نشان داد (۳۱).

مطالعه آلودگی سیستم‌های آب زیرزمینی خانگی در مقیاس جهانی با در نظر گرفتن کولی اشریچیا ورو تاکسیجنیک (Verotoxigenic Escherichia coli(VTEC)) انجام شد (۳۲). نتایج نشان داد VTEC به مقدار ناچیز در این سیستم‌ها وجود دارد که در صورت وجود ای‌کلی(E. coli) عمومی (شاخص مدفوع) در برخی نواحی شهری غلظت آن بیش‌تر می‌شود. با این وجود، مکانیسم‌های مربوط به انتقال و نفوذ VTEC به منابع آب زیرزمینی هم‌چنان مبهم هستند که دلیل آن عدم شناخت مناسب و در نظر نگرفتن توامان عوامل هیدروژئولوژیکی و سلامت عمومی است.

اهداف اصلی این مطالعه عبارتند از: (۱) با توجه به بهترین شناخت نویسندگان در هیچ مطالعه‌ای تمام بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی با در نظر گرفتن عوامل بیماری‌زای مختلف بررسی نشده‌اند. بنابراین، با توجه به اهمیت بالای آب‌های زیرزمینی در تأمین سهم عمده‌ای از آب موردنیاز بشریت و

محیط‌زیست بررسی عوامل بیماری‌زای مربوط به آن‌ها با در نظر گرفتن عوامل بیماری‌زای مختلف می‌تواند حائز اهمیت بالایی باشد، که هدف اصلی این مقاله است. (۲) با توجه به بهترین شناخت نویسندگان مطالعات بسیار اندکی نقش آبخوان‌های مختلف، از جمله آبخوان‌های آبرفتی، کارستی، سازند سخت، و خصوصیات زمین‌شناسی یا هیدروژئولوژیکی گوناگون را در تقابل با عوامل بیماری‌زا در نظر گرفته‌اند. بنابراین، هدف بعدی این مطالعه بیان خصوصیات آبخوان‌های مختلف با در نظر گرفتن عوامل هیدروژئولوژیکی آن‌ها در تقابل با عوامل بیماری‌زای موجود است. به‌گونه‌ای که انواع مختلف آبخوان با در نظر گرفتن خصوصیات هیدروژئولوژیکی آن‌ها و عوامل موثر بر تغییر غلظت عوامل بیماری‌زا بیان شوند.

روش بررسی

در این مطالعه از مقالات، به خصوص مطالعات موردی، مختلف که عوامل بیماری‌زای مربوط به آب‌های زیرزمینی و بیماری‌های مختلف مربوط به هر عامل بیماری‌زا را بررسی کرده‌اند استفاده شد. به علاوه، از مراجع اصلی مربوط به آب‌های زیرزمینی خصوصیات هیدروژئولوژیکی مربوط به آبخوان‌ها استخراج و بیان شد.

۳- عوامل بیماری‌زا و بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی

سختی آب: یکی از عواملی که ممکن است بر سلامتی انسان تأثیر داشته باشد سختی آب است. در خصوص آب‌های زیرزمینی عناصر ایجاد سختی آب ممکن است از راه‌های گوناگون تأمین شوند. به عنوان مثال، در مناطق با آبخوان‌های کارستی به دلیل وجود سنگ‌های کربناته یون کلسیم از کانی کلسیت و دولومیت، و یون منیزیم از کانی دولومیت منشأ می‌گیرد. در سال‌های اخیر مطالعات مختلف ارتباط مشخصی را بین انواع آب آشامیدنی و بروز بیماری‌های قلبی- عروقی نشان داده‌اند. ساباتیر و همکاران (۳۳) تأثیر یون‌های موجود در آب را روی فشارخون مطالعه کردند که نشان‌گر اهمیت میزان سختی آب در روند سلامت افراد می‌باشد. تحقیقات مختلف نقش عناصر کلسیم، منیزیم، پتاسیم، و سدیم را روی فشار خون مورد بررسی قرار داده و بیان کرده‌اند افزایش این عناصر در بدن انسان با کاهش حدود ۱۰ تا ۳۵ درصدی فشار خون و نارسایی‌های قلبی همراه است (۳۴). با این حال بایستی در نظر داشت در مطالعه وودمن و همکاران (۳۵) چنین تأثیری گزارش نشد.

عوامل بیماری‌زای میکروبی: بیماری‌های اسهالی، شامل بیماری‌های وخیمی مانند وبا و دیسانتری (اسهال خونی)، عمدتا با هضم پاتوژن‌های میکروبی ایجادکننده اسهال شامل ویروس‌ها، باکتری‌ها و تک یاخته‌ای‌ها(Protozoa) ایجاد می‌شوند. پاتوژن‌های اسهالی در مدفوع افراد مبتلا متمرکز می‌شوند و درنتیجه، انتقال آن‌ها با آلودگی مدفوعی محیطی گسترش می‌یابد (۳۶). تقریبا ۸۸ درصد موارد اسهال در سطح جهانی به انتقال پاتوژن از آلودگی مدفوعی آب، غذا، یا دست‌ها نسبت داده می‌شود. این موارد منجر به مرگ حدود ۱/۵ میلیون نفر در سال، به خصوص در میان کودکان زیر پنج سال، می‌شوند (۳۷). گسترش خطر میکروبی آب با آلودگی مدفوعی انسان و حیوان در ارتباط است. در واقع، تخلیه فاضلاب در محیط‌های آبی منبع اصلی میکروارگانیسم‌های مدفوعی به ویژه پاتوژن‌های موجود در آب شرب می‌باشد (۳۸). از عمده‌ترین بیماری‌های مربوط به آب آلوده به مدفوع انسان و حیوان حصبه، وبا، هپاتیت‌های مسری، اسهال ویروسی و بیماری‌های حاد گوارشی هستند (۲۴، ۳۲) که بروز آن‌ها ممکن است به طور همزمان، بین افرادی که از یک منبع آب استفاده کرده‌اند، مشخص شود (۳۹). طبق گزارش سازمان بهداشت جهانی سالانه حدود ۱/۷ میلیارد نفر در جهان به اسهال مبتلا می‌شوند که در این میان ۷۶۰ هزار کودک زیر پنج سال فوت می‌کنند (۴۰). از طرف دیگر، سالانه بیش از دو میلیون نفر، که غالبا کودکان زیر ده سال می‌باشند، به دیسانتری مبتلا می‌شوند که ۶۰۰ هزار نفر از آنها می‌میرند (۴۱).

خاک محیط مساعدی را برای میکروارگانیسم‌ها فراهم می‌کند. به دلیل احتمال آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و ایجاد بیماری‌های مختلف، انتقال میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در خاک و برهم‌کنش‌های بین آن‌ها توجه دانشمندان به خصوص در سال‌های اخیر به این مقوله جلب شده است (۴۲). آلاینده‌های میکروبیولوژیک هم‌چنان بزرگ‌ترین چالش مدیریتی ریسک سلامت برای تأمین‌کننده‌های آب آشامیدنی هستند که این ریسک بیش‌تر مربوط به آب زیرزمینی است. درحالی‌که

مقررات بسیار سخت‌گیرانه‌ای برای کنترل آلودگی‌های میکروبی سیستم‌های آب آشامیدنی مربوط به آب‌های سطحی وجود دارد، مقررات بسیار محدودی درخصوص سیستم‌های مربوط به آب زیرزمینی وجود دارد (۳).

پاتوژن های میکروبی بسیار زیادی می‌توانند آب زیرزمینی را آلوده یا احتمالا آلوده کنند (۴۳). آلودگی آب زیرزمینی به میکروارگانیسم های بیماری‌زا معمولا از انتقال و ورود مواد مدفوعی مربوط به انسان، احشام، پستانداران دیگر و بعضی از پرندگان به زیر سطح زمین رخ می‌دهد. در این میان نهشته‌های هیدروژئولوژیکی و شرایط اقلیمی در انتقال این میکروارگانیسم‌ها در آب زیرزمینی موثر هستند (۳). مسلر و مرکل (۳) اثرات سلامت همراه با هر میکروارگانیسم بیماری‌زای مربوط به آب‌های زیرزمینی را که بیش‌تر این ارگانیسم‌ها منشأ مدفوعی دارند و از طریق مسیر دهان و مدفوع قابل انتقال هستند این گونه بیان کردند:

۱- ویروس ها: اندازه کوچک ویروس ها که از باکتری ها و تک‌یاخته‌ای‌ها کوچک‌تر هستند باعث حرکت آزاد آن‌ها در زون غیراشباع و اشباع آب‌های زیرزمینی می‌شود. ویروس Coxsackie عامل ایجاد تب، گلو درد، جوش، بیماری‌های تنفسی، اسهال، بیماری ملتحمه خونریزی‌دهنده چشم (Hemorrhagic conjunctivitis)، التهاب عضله قلب، التهاب برون شامه قلب، منتژیت آسپتیک، ورم مغز، دیابت وابسته به انسولین واکنشی، و در نهایت بیماری‌های دهان، دست و پا می‌شود. ویروس Echo منجر به بیماری تنفسی، منتژیت آسپتیک، جوش و تب می‌شود. ویروس‌های Norwalk و Rota منجر به ورم روده و معده (تب، استفراغ و اسهال) می‌شوند. ویروس Hepatitis A منجر به تب، تهوع، یرقان، و نارسایی کبد می شود. ویروس Hepatitis E منجر به تب، تهوع، یرقان، و حتی مرگ می‌شود. ویروس Enteric adeno منجر به بیماری تنفسی، بیماری ملتحمه خونریزی‌دهنده چشم، و در نهایت ورم روده و معده می‌شود. ویروس‌های Calici و Astro منجر به ورم روده و معده (اسهال) می‌شوند.

۲- باکتری‌ها: باکتری Escherichia coli منجر به ورم روده و معده (اسهال) می‌شود. باکتری Salmonella spp. منجر به آماس روده (Enterocolitis) (تب، اسهال و استفراغ)، التهاب پوشش داخلی قلب(endocarditis) ، مننژیت، آماس برون شامه قلب، آرتروز واکنشی، و سینه‌پهلو می شود. باکتری Shigella spp. منجر به ورم روده و معده (تب، استفراغ و اسهال)، و آرتروز واکنشی می‌شود. باکتری Campylobacter jejuni منجر به ورم روده و معده (تب، استفراغ و اسهال)، و نشانگان گیلن- باره (Guillain-Barre syndrome) می‌شود. باکتری Yersinia spp. منجر به اسهال و آرتروز واکنشی می شود. باکتری Legionella spp. منجر به بیماری لژیونر، تب پنتیا(Pontiac fever) ، و حتی مرگ می شود. در نهایت، باکتری Vibrio cholera منجر به اسهال، استفراغ و حتی مرگ می‌شود.

۳- تک‌یاخته‌ای‌ها: تک‌یاخته‌ای Cryptosporidium parnum منجر به اسهال و تک‌یاخته‌ای Giardia lamblia منجر به اسهال مزمن می‌شود. با این وجود، تک‌یاخته‌ای‌ها اندازه نسبتا بزرگی دارند و نسبت به باکتری‌ها و قارچ‌ها بیشتر در معرض پالایش طبیعی خاک قرار دارند. به همین خاطر، وجود تک‌یاخته‌ای‌ها در آب زیرزمینی معمولا نشانه تأثیر مستقیم آب سطحی بر آب زیرزمینی است. به هرحال، بعضی از نهشته‌های هیدروژئولوژیکی (کارست و سنگ‌های خردشده با لایه‌های نازک سطحی خاک) می‌توانند بدون دخالت و وجود آب سطحی حاوی آلودگی تک‌یاخته‌ای‌ها باشند.

خواننده علاقه‌مند به پاتوژن‌های میکروبی آب زیرزمینی و نحوه کنترل آن‌ها می‌تواند به مطالعات مربوطه، از جمله مطالعه بسیار جذاب مسلر و مرکل (۳)، رجوع کند.

نیترات: امروزه با افزایش جمعیت و در نتیجه آن تقاضای بیش‌تر غذا، با افزایش آلودگی نیترات در آب های زیرزمینی مواجه هستیم که علت آن استفاده از کودهای نیتراته مرتبط با فعالیت‌های کشاورزی است (۴۴). امروزه، یکی از مهم‌ترین مشکلات بسیاری از آبخوان‌های کشور، به خصوص در شهرهای بزرگ و صنعتی مانند تهران، اراک و مشهد، آلودگی به نیترات

است. به گونه‌ای که آب بعضی از چاه‌ها در این مناطق دیگر مصرف آشامیدن ندارد و به شهرداری‌ها برای مصرف فضای سبز اختصاص داده شده است (۴۵). از لحاظ محیط‌زیستی، نیترات مازاد در آب‌های سطحی منجر به رشد بیش از اندازه جلبک‌ها و گیاهان و تخریب شدید اکوسیستم آبزی می شود. توانایی ورود نیترات به منابع آب بستگی به شرایط خاک و عمق چاه دارد (۴۶).

نیترات یک مولکول محلول در آب است که از عناصر نیتروژن و اکسیژن تشکیل شده است و علت ورود آن به آب اکسیداسیون آمونیاک و سایر ترکیبات نیتروژن‌دار است. آب‌ها به صورت طبیعی و در صورت عدم آلودگی نیز دارای نیترات با غلظتی حدود یک میلی‌گرم بر لیتر هستند و ورود مقدار ناچیز نیترات به بدن انسان مشکل چندانی به وجود نمی‌آورد و نیترات یک جز طبیعی از رژیم غذایی انسان است. بالا بودن غلظت نیترات نشان‌دهنده آلودگی است که می‌تواند آلودگی میکروبی نیز به همراه داشته باشد (۴۵).

نیترات پایدارترین شکل نیتروژن پس از نیتروژن گازی(N_2) در آب‌های زیرزمینی است. کودهای شیمیایی، فضولات حیوانی و انسانی، و مواد ارگانیک خاک از جمله منابع نیترات به شمار می‌آیند. آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی از شایع‌ترین مشکلات در مناطقی است که آبخوان با زمین‌های کشاورزی ارتباط هیدرولیکی دارد. در مناطقی که زهکش‌ها آب با غلظت زیاد نیترات را زهکشی و به طور مستقیم وارد رودخانه و دریاچه می‌کنند نگرانی‌های زیست‌محیطی جدی وجود دارد (۴۷).

تعیین منشأ نیترات در آب‌های زیرزمینی اولین قدم در فرآیند بهبود کیفیت و کاهش میزان غلظت آن در آب‌های زیرزمینی است. معمولا فراوانی ایزوتوپ‌های پایدار نیتروژن در سیستم‌های آبی برای تعیین منشأ نیترات مورد استفاده قرار می‌گیرد (۴۸). حذف آلودگی نیترات از آب‌های زیرزمینی توسط واکنش‌های بیولوژیکی صورت می‌گیرد (عمدتا توسط باکتری Thobacillus denitrificans) (۴۹).

مقدار مجاز یون نیترات آب آشامیدنی براساس استاندارد سازمان جهانی بهداشت برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بالا بودن غلظت یون نیترات در منابع آب شرب باعث بروز بیماری سندروم بچه آبی یا متهموگلوبینما (Methaemoglobinaemia) در نوزادان می‌شود (۵۰). در این بیماری، بدن با کمبود اکسیژن مواجه و رنگ پوست آبی می شود، و در صورت غلظت بالای نیترات ممکن است حتی به مرگ منجر شود (۵۱). در بزرگسالان نیترات در بدن به ترکیب سرطان‌زای نیتروزامین تبدیل می‌شود و احتمال بروز سرطان‌های دستگاه گوارش و مثانه را افزایش می‌دهد. علاوه بر این، مقادیر بیش از حد مجاز نیترات در آب‌های آشامیدنی سبب ایجاد بیماری های گواتر، نقص مادرزادی، سرطان معده و متاگلوبین در انسان می‌شود (۵۰). صالحی‌فرد و اسکندری (۵۲) در مطالعه‌ای به بررسی تأثیر نیترات آب آشامیدنی بر سرطان مثانه در شهر لارستان پرداختند. نتایج تحقیق نشان داد با توجه به ارتباطی که بین نیترات با سرطان مثانه وجود دارد، بررسی دقیق‌تر موضوع از نظر عناصر آب و سایر فاکتورهای مؤثر بر ابتلا به سرطان مثانه امری ضروری به نظر می‌رسد.

فسفر: مطالعات زیادی نشان داده‌اند که فسفر در آب زیرزمینی می‌تواند یک توزیع‌کننده مهم نشت فسفر کل به آب‌های سطحی باشد که به موجب آن ریسک مردابی شدن(Eutrophication) آب سطحی افزایش می‌یابد (۵۳). بنابراین، مطالعه منشأ و رفتار فسفر در سیستم‌های آب زیرزمینی اهمیت بالایی دارد. با این وجود از دیرباز فسفر در آب زیرزمینی آن‌چنان که شایسته است در نظر گرفته نشده است (۵۳)، و این به علت ایده پذیرفته شده‌ای بود که می‌گفت فسفر تمایل دارد توسط خاک و رسوبات آبخوان جذب شود و به آسانی در آب زیرزمینی انتقال نمی‌یابد (۵۴). علی‌رغم این‌که مطالعات اندکی بر روی تحرک فسفر در آب زیرزمینی انجام شده است، مجموعه داده پایش در دسترس نشان داده است که فسفر در آب زیرزمینی مهاجرت می‌کند (۵۳، ۵۵). علی‌رغم این‌که منشأ اصلی فسفر در آب زیرزمینی مربوط به انسان است که شامل کودهای کشاورزی، فضولات حیوانی، سیستم‌های نشت سپتیک، و فاضلاب‌های خانگی و صنعتی می‌شود (۵۶)، غلظت‌های بالای فسفر در آب زیرزمینی گاهی اوقات منشأ طبیعی دارند. دوبروسکی و همکاران (۵۷) رابطه‌ای را بین فسفر در آب زیرزمینی با کودهای کشاورزی و فضولات حیوانی مشاهده

نکردند بلکه آن را مشابه غلظت‌های فسفر در آب زیرزمینی عمیق‌تر یافتند. به‌گونه‌ای که عوامل طبیعی می‌توانند باعث غلظت بیش‌تر فسفر در آب زیرزمینی نسبت به عوامل انسانی شوند. در واقع، تجزیه میکروبی فسفر ارگانیک و انحلال احیاییFeOOH ممکن است باعث غلظت بالای فسفر در آب زیرزمینی شوند (۵۸).

علیرغم اینکه فسفات برای حیات ضروری است تجمع آن می‌تواند مضر باشد. جذب فسفر در بدن می‌تواند از طریقی عواملی از جمله آب و غذا باشد. در مرحله نهایی بیماری‌های کلیوی، کلسیتی شدن عروقی گسترده درنتیجه تمرکز طولانی فسفات رخ می‌دهد. به علاوه، جذب پیوسته فسفات بالا با پیرشدگی، فیبریلاسیون دهلیزی، هیپرتروفی قلبی، عملکرد نامناسب اندوتلیال(endothelial)، تصلب شریان بدون نشانه و حتی مرگ همراه است (۵۹).

خواننده علاقه‌مند می‌تواند برای دسترسی به اطلاعات جزئی در خصوص فسفر در آب‌های زیرزمینی می‌تواند به مقالات مربوطه، از جمله مطالعه بسیار جذاب تائو و همکاران (۵۳)، مراجعه کند.

سولفور: آلودگی سولفات آب‌های زیرزمینی ممکن است بر اثر عوامل طبیعی مانند سازندهای گچی، و غیرطبیعی مانند معدنکاوی زغال (۶۰) و یا لندفیل‌ها (۶۱) ایجاد شود. تحت شرایط حاکم بر آب‌های زیرزمینی سولفات می‌تواند بر اثر باکتری‌های احیاکننده سولفات به گاز سولفید هیدروژن(H_2S) تبدیل شود. به علاوه، گاز سولفید هیدروژن در لندفیل در نتیجه تجزیه زیستی زباله‌های جامد شهری (از جمله گچ، مواد غذایی و کاغذی) ایجاد می‌شود (۶۲). این گاز سمی، قابل اشتعال و بدون رنگ است و یک مولفه اصلی ایجاد بو (بوی تخم‌مرغ گندیده) در لندفیل است (۶۱).

بسیاری از جوامع به آب‌های زیرزمینی به عنوان منشأ اصلی آب آشامیدنی متکی هستند. با این وجود، گاز سولفید هیدروژن یک آلاینده تشخیص داده نشده است (۶۰) و در نتیجه در معرض مصرف آب زیرزمینی آلوده به این گاز قرار دارند. از اثرات منفی سلامت مربوط به این گاز افزایش ریسک بیماری‌های تنفسی است (۶۳). به طور جزئی، این گاز ممکن است سبب سوختگی چشم، برونشیت، التهاب گلو(pharyngitis)، ورم ملتحمه(conjunctivitis)، درد چشم، آسیب مجرای تنفسی فوقانی، از دست دادن بویایی، تجمع مایعات در ریه(Pulmonary edema) با ریسک مرگ، از دست دادن هوشیاری و بیهوشی شود (۶۴).

فلوئور: سنگ‌های حاوی فلوئور در قشر بالایی پوسته زمین فراوان هستند. فلوئور می‌تواند شسته شود و منابع خاک و آب مجاور را آلوده کند. غلظت فلوئور در آب آشامیدنی عمدتا" بستگی به ترکیب شیمیایی خاک، مدت زمان تماس آب با خاک، فلوئور شسته شده از سنگ‌ها، سنگ‌های آتشفشانی و گرانیتی، و مقدار آب برداشت شده از منبع در طول زمان دارد (۶۵). معمولا آب‌های سطحی درصد فلوئور کمی دارند. در حالی‌که آب‌های زیرزمینی غلظت فلوئور بالایی دارند. در واقع، علی‌رغم این‌که آب‌های رودخانه‌ای نزدیک به صنایع یا معادنی مانند بوکسیت، گرافیت، آلومینیوم، فسفات و کودهای شیمیایی حاوی فلوئور فراوانی هستند، آب‌های زیرزمینی مهم‌ترین عامل پخش فلوئور و ایجاد بیماری فلوئور سیس هستند (۶۶). افزایش غلظت فلوئور باعث آسیب مینای دندان، تغییر شکل اندام‌ها و ستون فقرات، و حتی فلج‌اطفال می‌شود (۳۱).

فلزات سنگین: در چند دهه اخیر آلودگی فلزات سنگین از جمله آهن، مس، روی، منگنز، نیکل، کروم، سرب، کادمیوم، و آرسنیک در محیط‌های آبی به یک مشکل جهانی تبدیل شده است (۶۷). عمده‌ترین منابع تولیدکننده این عناصر معادن و غبارهای آتشفشانی می‌باشند. به علاوه، انسان به راه‌های گوناگون مثل فعالیت های صنعتی، صنایع رنگرزی، آب کاری فلزات، و فعالیت‌های کشاورزی در انتشار فلزات سنگین نقش دارد (۶۸). فلزات سنگین در پوسته زمین یافت می‌شوند و می‌توانند توسط فرآیند های طبیعی و تغییر pH خاک در آب های زیرزمینی انحلال یابند. به علاوه آب‌های زیرزمینی می‌توانند از شیرابه زباله‌ها، فاضلاب، شستشوی پسماندهای معدنی، نشت از لاگون‌های باطله یا دریاچه‌های صنعتی، به فلزات سنگین آلوده شوند (۶۹).

فلزات سنگین به دلیل پایداری محیطی، بازیافت بیوژئوشیمیایی، پدیده جذب- واجذبی، پتانسیل اکسایش- کاهش، تهنشست، انحلال‌پذیری، و خطرات بوم شناختی مورد توجه فراوان قرار گرفته‌اند (۷۰). علی‌رغم این‌که بعضی از فلزات سنگین به عنوان مواد مغذی برای زنده ماندن حائز اهمیت هستند، در غلظت‌های بیش از حد مجاز منجر به مسمومیت شدید می‌شوند. بیش‌تر شکل‌های سمی این فلزات به صورت گونه‌های یونی و در شرایط حاوی اکسیژن (مانند Pb^{2+}, Hg^{2+}, Ag^{+2}, As^{3+} و Cd^{2+}) با مولکول‌های زیستی بدن واکنش می‌دهند و ترکیبات پایداری را به وجود می‌آورند (۷۱). یکی از مشکلات مهم فلزات سنگین در ارتباط با سلامت انسان، عدم متابولیزه شدن آن‌ها در بدن و تجمع یافتن در بافت چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل می باشد (۲۱). در واقع، فلزات سنگین دارای خاصیت تجمع‌پذیری در گیاهان و ورود به زنجیره غذایی هستند (۷۲).

افرادی که از طریق مصرف آب در معرض فلزات سنگین قرار دارند، نسبت به سرطان و دیگر خطرات آسیب‌پذیرتر هستند. هم‌چنین مصرف طولانی آب های زیرزمینی آلوده به فلزات سنگین می‌تواند منجر به بیماری های ذهنی شود. رخداد غیرمعمول بیماری‌های روانی در ناحیه ایشیاگو(Ishiagu) در نیجریه به این دلیل گزارش شده است (۷۳).

به منظور ارزیابی آلودگی فلزات سنگین به ویژه در منابع آب زیرزمینی به عنوان تأمین آب شرب و کشاورزی در کشورهای خشک و نیمه‌خشک، مانند ایران، چندین شاخص معرفی شده است. از جمله این شاخص‌ها می‌توان به شاخص آلودگی(Contamination Index) یا C_d، شاخص آلودگی فلزات سنگین(Heavy Metal Pollution Index) یا HPI و شاخص ارزیابی فلزات سنگین (Heavy Metal Evaluation Index) یاHEI اشاره کرد (۷۴). در این بین شاخص آلودگی فلزات سنگین ابزاری مناسب برای ارزیابی کلی آلودگی منابع آب زیرزمینی است (۷۵).

در ادامه، هر یک از فلزات سنگین در ارتباط با آب‌های زیرزمینی و عوامل بیماری‌زا به صورت جداگانه مورد بحث قرار می‌گیرند.

سرب: در میان فلزات سنگین، عنصر سرب بسیار سمی است که از جمله ترکیبات سرطان‌زای موسسه بین‌المللی تحقیقات سرطان (International Agency for Research on Cancer یا IARC) طبقه‌بندی شده است و یکی از چهار فلزی است که بیش‌ترین عوارض را بر روی سلامتی انسان دارد. هوا، غذا و آب مهم‌ترین منابعی هستند که سرب می‌تواند از طریق آن‌ها وارد بدن شود (۷۶). به طور کلی در حدود ۱۰ تا ۲۰ درصد ورود سرب به بدن در اثر مصرف آب آشامیدنی آلوده است. منبع اصلی سرب در آب مصرفی از حل‌شدن آن در لوله‌کشی‌های قدیمی ناشی می‌شود. سرب از طریق عوامل طبیعی (از سازندهای زمین‌شناسی) و یا غیر طبیعی (مانند دفع کنترل‌نشده باتری‌های اسیدی سربی (۷۷)) ممکن است وارد آب زیرزمینی شود (۷۸). هر چند مقادیر ناچیز آن ممکن است حتی مفید باشد، در غلظت‌های سمی بسیار خطرناک است. آثار سمی سرب بسته به ویژگی‌های متابولیکی و رژیم غذایی افراد متغیر است و در بدن، بر چهار موضع دستگاه گوارش، سیستم عصبی مرکزی، اعصاب محیطی و سیستم خون‌ساز اثر می‌گذارد (۷۹). مسمومیت با سرب در هر سنی می‌تواند اتفاق بیفتد، اما مسمومیت برای کودکان به دلیل اینکه آسیب‌پذیر هستند شایع‌تر است (۸۰). سرب می‌تواند سبب اختلال بیوسنتزهموگلوبین، کم‌خونی، افزایش فشار خون، آسیب به کلیه، سقط جنین و نارسی نوزاد، اختلال در عملکرد سیستم‌های حیاتی بدن از جمله سیستم عصبی، آسیب به مغز، ناباروری مردان، کاهش بهره هوشی و قدرت یادگیری، اختلالات رفتاری در کودکان و حتی مرگ شود (۶۴).

روی: روی یکی از فراوان‌ترین عناصر در پوسته زمین است و به مقدار جزئی در آب های سطحی و زیرزمینی غیرآلوده یافت می‌شود. روی به مقدار کم تقریبا در همه سنگ‌های آذرین وجود دارد (۸۱). کانه‌های اصلی روی سولفیدها مانند اسفالریت (Sphalerite) و وورزیت(Wurzite) هستند (۸۲)، که آب زیرزمینی با عبور از این سنگ‌ها حاوی فلز روی می شود. درصد روی طبیعی خاک‌ها حدود ۱ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۸۲). در آب‌های طبیعی سطحی غلظت روی تقریبا زیر ۰/۰۱۰ میلی‌گرم بر لیتر، و در آب‌های زیرزمینی حدود ۰/۰۱۰ تا ۰/۰۴۰ میلی‌گرم بر لیتر است (۸۲). به علاوه، روی در نتیجه خورندگی تانک‌ها، لوله‌های از جنس آهن گالوانیزه و اتصالات

برنجی وارد آب‌های آشامیدنی می شود. غلظت بیش از حد مجاز روی در کوتاه‌مدت منجر به مشکلات گوارشی چون دل‌پیچه، اسهال و تهوع (۸۳) و در طولانی مدت منجر به بیماری های سیستم عصبی، آسیب لوزالمعده و کاهش کلسترول مناسب خون (HDL) می‌شود (۸۰، ۸۳).

کروم: کروم از فعالیت‌هایی مانند تهیه آلیاژهای کروم، آب‌کاری کروم، استفاده از ترکیبات بازدارنده خوردگی، صنعت نساجی، صنعت چاپ، عکاسی، و دباغی وارد محیط‌زیست می شود. کروم اضافه شده به محیط‌زیست در نهایت از طریق چرخه آب وارد آب زیرزمینی می‌شوند (۸۴). به علاوه، از سنگ‌های حاوی کروم، مانند کرومیت، نیز آب زیرزمینی ممکن است حاوی کروم شود. معمول‌ترین فرم کروم طبیعی Cr(III) است که بسیار غیرمتحرک است. به گونه‌ای که آب‌های طبیعی معمولا غلظت بسیار کمی کروم دارند، به جز در مواردی که pH بسیار پایین باشد. به هر حال، کروم می‌تواند به صورت Cr(VI) نیز باشد که به صورت فرم آنیونی چنداتمی، یعنی CrO_4^{2-}، تحت شرایط بسیار اکسایشی پایدار است. هر چند که کرومات‌های طبیعی ناچیز هستند (۸۵). بر طبق گزارشات سازمان بهداشت جهانی حدود ۹۳ تا ۹۸ درصد کروم از طریق غذا و تنها حدود ۱/۹ تا ۷ درصد از طریق آب وارد بدن می‌شود (۸۳). غلظت بالای کروم در بدن انسان در کوتاه‌مدت باعث التهاب و سوزش دهان، بینی، ریه‌ها، التهاب پوست و مشکل هضم غذا و آسیب دیدن کلیه‌ها و کبد می‌شود. مصرف بیش از حد مجاز کروم می‌تواند باعث سوزش و خارش مخاط گوارشی شود و در شرایطی حادتر عوارضی مانند نکروز کبدی، خون‌ریزی داخلی، التهاب کلیه، مشکلات تنفسی، سرطان دستگاه گوارش، ریه و روده و در نهایت مرگ را در پی داشته باشد (۲۱). به علاوه، ترکیبات کروم شش ظرفیتی اثرات تخریبی بر بافت‌های بدن انسان می‌گذارد و منجر به بیماری سرطان در بلندمدت می‌شوند (۸۶).

مس: مس ممکن است از طریق کانی‌های مسی و فعالیت‌های معدنکاری مربوط به مس وارد آب‌های زیرزمینی شود. ارزیابی خطر ناشی از مواجهه با این ترکیبات و هم‌چنین پایش این فلز برای ارزیابی ایمنی محیط‌زیست و سلامت انسان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۸۷). غلظت بالای مس در کوتاه‌مدت باعث ایجاد بیماری های گوارشی و در بلند مدت منجر به بیماری‌هایی از قبیل کم‌خونی، اختلال در استخوان‌ها، افزایش کلسترول و گاهی باعث مرگ می‌شود. کودکان زیر یک سال نسبت به مس حساس‌تر هستند (۸۸).

آرسنیک: آرسنیک یک عنصر سرطان‌زا و شبه‌فلزی است که در همه جای پوسته زمین وجود دارد. کانی‌های رآلگار و زرنیخ (اورپیمان) منشا وجود آرسنیک هستند. آرسنیک به راحتی در آب حل می‌شود و نسبت به عناصر دیگر بسیار محرک‌تر می‌باشد. آب‌های سطحی و زیرزمینی مناسب‌ترین شرایط را برای جابه‌جایی و حرکت آرسنیک دارند. آب‌های زیرزمینی به طور طبیعی آسیب‌پذیر می‌باشند و اغلب مواد زیادی را در خود حل می‌کنند. اگر سازند تشکیل‌دهنده آبخوان دارای آرسنیک باشد، آب‌های زیرزمینی به راحتی آلوده می‌شوند (۸۹). مواجهه انسان‌ها با آرسنیک غیرآلی عمدتاً از طریق مصرف آب شربی است که به صورت طبیعی آلوده شده باشد. به علاوه، آرسنیک ممکن است در مناطقی که معادن فلزی وجود دارد، و هم‌چنین در نتیجه مصرف مواد ضد آفات نباتی، و حشره‌کش‌هایی که حاوی آرسنیک هستند وارد آب شود (۸۰، ۸۳).

آرسنیک موجود در آب معمولا آرسنیک با ظرفیت (۳+ و ۵+) می‌باشد. آرسنیک با ظرفیت (۳-)، که بسیار سمی است، هم در شرایط بسیار احیایی رخ می‌دهد (۹۰). آرسنیک موجود در آب معمولا در شرایط احیایی As^{+3} و در شرایط اکسیدی As^{+5} می‌باشد (۹۱). هر فرم آرسنیک درجه سمی بودن خود را دارد (۹۲). دو فرم غالب آرسنیک، آرسنات (AsO_4^{-3}) با As^{+5} و آرسنیت (AsO_3^{-3}) با As^{+3} هستند که هر دو برای انسان و سایر حیوانات سمی می‌باشند و از طرف سازمان بهداشت جهانی (WHO) و حفاظت محیط زیست امریکا (EPA) سرطان‌زا شناخته شده‌اند. آرسنیت وقتی با گروه‌های سولفیدی موجود در پروتئین‌ها و آنزیم‌ها واکنش می‌دهد می‌تواند بسیار سمی باشد (۹۳). به طوری‌که به طور مداوم با اکسیژن داخل سلول واکنش می‌دهد و سلول را تخریب می‌کند (۹۴). در واقع، آرسنیت در داخل سلول‌ها باعث تغییر شکل ژن‌ها می‌شود و در نهایت

شکل DNA را تغییر می‌دهد (۹۵). به علاوه، آرسنیت در داخل بدن باعث اختلال در فعالیت بیش از ۲۰۰ آنزیم مهم می‌شود (۹۶). ترکیب دیگر آرسنیک آرسنات می‌باشد و از آنجا که ساختار آن بسیار شبیه فسفر است، جانشین فسفر موجود در ترکیبات فسفات بدن در جاهایی مثل استخوان‌ها می‌شود (۹۷). آرسنات در داخل سلول به راحتی هیدرولیز می‌شود. بعد از مدتی، فسفات لازم برای تبدیل آدنوزین‌دی‌فسفات (ADP) به آدنوزین‌تری‌فسفات (ATP) که انرژی رایج داخل سلول است وجود ندارد و در نتیجه سلول خالی از انرژی می‌شود و در نهایت می‌میرد (۹۸).

سمی‌ترین ترکیب آرسنیک گاز آرسن است که باعث از بین رفتن گلبول‌های قرمز خون و در نهایت ایجاد بیماری کم‌خونی می‌شود (۹۹). هم‌چنین اثر منفی آن بر روی آنزیم‌ها و پروتئین‌ها هم دیده شده است. آرسنیک گاهی باعث جلوگیری از فعالیت DNA می‌شود و در نتیجه، بدن را مستعد سرطان‌های گوناگون می‌کند (۱۰۰). آرسنیک هم‌چنین بر روی سلول‌های دفاعی بدن (سلول‌های T) اثر می‌کند و باعث ضعیف شدن بدن در برابر بیماری‌ها می‌شود. اگر مقدار آرسنیک موجود در داخل آب بیش‌تر از ۵۰ میکروگرم بر لیتر باشد خطر ابتلا به سرطان از هر ۱۰۰ نفر یک نفر می‌باشد (۱۰۱). آرسنیک اغلب بر روی قسمت‌هایی از بدن که وارد آن یا در آن ذخیره می‌شود، از جمله سیستم گوارش، سیستم گردش خون، کبد، ریه، قلب، کلیه، و پوست، اثر می گذارد (۱۰۲). بیش‌ترین اثر سمی آرسنیک بر روی پوست است که پزشکان حدود ۱۸۰۰ سال پیش به آن پی برده‌اند (۱۰۳). از بیماری‌های پوستی آرسنیک می‌توان به شاخی شدن، ایجاد لکه‌های سیاه، ریزش موی روی پوست، و ایجاد تومورهای سرطانی روی پوست اشاره کرد. در جنوب تایوان نرخ بیماری‌های شاخی شدن و لکه‌دار شدن پوست بر اثر آرسنیک به ترتیب برابر ۷ و ۱۸ درصد می‌باشد که این بیماری‌ها بعد از حدود ۳ تا ۳۰ سال در معرض آرسنیک قرار گرفتن نمایان شده‌اند (۱۰۴). در بنگال‌باختری واقع در هند ۷۰ درصد افرادی که بیماری کبدی دارند آب آلوده به آرسنیک مصرف کرده‌اند (۱۰۵). به علاوه، آرسنیک باعث آسیب رساندن به نورون‌های عصبی و ایجاد اختلالات روانی در فرد می شود که این مورد در بین کارگران صنایع ذوب فلز آرسنیک‌دار و کودکان کشورهای آلوده مانند بنگلادش و تایوان به فراوانی ثبت شده است (۱۰۶). اگر افراد به مدت طولانی در معرض آرسنیک قرار گیرند مبتلا به فشار خون می شوند (۱۰۷). در واقع، در مناطق آلوده به آرسنیک، افرادی مبتلا به فشار خون شش برابر مناطق دیگر است (۱۰۸). در زمان بارداری، آرسنیک موجود در بدن مادر همراه خون از راه جفت وارد بدن جنین می‌شود. در این صورت، بر روی رشد جنین اثر منفی می‌گذارد (۱۰۹) و باعث نقصان نوزاد و یا در آینده (زمان نوجوانی) اختلالات روانی می شود (۱۱۰). بیماری آرسنیکوزیس بیماری دیگری است که در اثر مسمومیت شدید با آرسنیک ایجاد می شود. این بیماری باعث اختلال گردش خون در دست و پا می‌شود که نتیجه آن قانقاریای دردناک است. این بیماری خطرناک در اکثر موارد منجر به قطع عضو می‌شود. مواجهه با عنصر سرطان‌زای آرسنیک، عوارضی مانند کارکرد غیرطبیعی قلب، آسیب به شش‌ها و مجاری تنفسی، کاهش تولید گلبول‌های سفید و قرمز خون، ناراحتی گوارشی، و سرطان‌های ریه، مثانه و پوست را در بلندمدت در پی دارد (۷۹).

در ایران مناطق مختلف آلوده به آرسنیک با تمرکز بیش از حد نرمال آن در داخل آب و سازندهای مختلف گزارش شده است. ندیری و همکاران (۲۵) ناهنجاری‌های رخداد آرسنیک را در منابع آبی سد سهند، هشترود، بررسی کردند. نتایج نشان داد منشأ اصلی کانه‌زایی‌های مربوطه فعالیت‌های اپی‌ترمال سازندها است. وجود کانی‌های آمفیبول و بیوتیت در توده آذرین منطقه نشان‌گر توانایی ماگما در تولید سیالات گرمایی است که علاوه بر جزو متئوریک کانسارهای اپی‌ترمال، جزو ماگمایی در ارتباط با سد سهند سازندها را تحت تاثیر قرار می‌دهد و انواع دگردیسی‌های سیلیسی شدن، دولومیتی شدن، پیریتی شدن، و آهک‌زدایی مرتبط با تمرکز آرسنیک را به وجود آورده‌اند (۲۵).

کادمیوم: کادمیوم معمولاً به طور طبیعی در آب‌های سطحی و زیرزمینی وجود دارد. کادمیوم از طریق فرسایش خاک و سنگ بستر، رسوبات آلوده اتمسفری ناشی از کارخانجات صنعتی، پساب مناطق آلوده و استفاده از لجن و کود در کشاورزی وارد آب می‌شود. حلالیت کادمیوم در آب تحت تأثیر عواملی نظیر

نوع ترکیبات و pH آب است. غلظت بیش از چند میکروگرم بر لیتر کادمیوم احتمالاً ناشی از تخلیه فاضلاب آلوده به کادمیوم می‌باشد (۸۳). کادمیوم و ترکیبات آن بسیار سمی هستند و ممکن است سیستم ایمنی بدن را مختل کنند. مسمومیت حاد ناشی از کادمیوم اغلب به علت شرب آب یا دیگر مایعات با pH اسیدی و آلوده به این عنصر است (۲۱). فلز کادمیوم خواص سرطان‌زایی دارد و بیماری‌هایی مثل فشار خون، گرفتگی عروق، آسیب به کلیه، کبد، طحال و استخوان نتیجه مواجهه طولانی‌مدت با این فلز می‌باشند (۱۱۱).

نیکل: نیکل یک عنصر طبیعی در پوسته زمین است. بنابراین، مقادیر جزئی آن در غذا، آب، خاک، و هوا وجود دارد. نیکل در کل با سنگ‌های قلیایی و فوق‌قلیایی همراه است (۱۱۲). نیکل در آب غیر قابل حل است. با این وجود، وقتی به شکل ذرات خیلی ریز است به صورت یون نیکل دو ظرفیتی در آب و سیالات زیستی مانند خون در می‌آید (۱۱۳). درواقع، نیکل ممکن است به صورت یک کاتیون دو ظرفیتی در آب‌های طبیعی با pH حدود ۵ تا ۹ وجود داشته باشد. آماس پوستی شامل خارش انگشت‌ها، دست‌ها، و ساعدها معمول‌ترین اثر در انسان ناشی از تماس طولانی پوست با نیکل است (۱۱۲). به علاوه، نیکل بیش‌تر در استخوان، کلیه، ریه، و کبد انسان تجمع می‌یابد (۱۱۴). بیماری‌های ناشی از تماس بلندمدت با نیکل شامل آلرژی، سرطان، و اختلالات تنفسی می‌باشند (۱۱۴). در خلال تماس از طریق بلع دهانی نیکل، مرگ یک بچه با هضم حدود ۵۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیکل گزارش شده است (۱۱۵). به علاوه، مشکلات روده‌ای، تهوع، اسهال، و درد شکم از موارد دیگر است (۱۱۶). وابسته به نوع ورود نیکل به بدن، اثرات ایمنی، خونی، کبدی، کلیوی، و ژنوتوکسیک بر روی باروری و رشد جنین گزارش شده است (۱۱۷). سیستم ایمنی و مجرای تنفسی اهداف حساس مربوط به سمی شدن نیکل هستند. به گونه‌ای که برونشیت مزمن، آمفیزم، و عملکرد نامناسب ریه ایجاد می‌شود (۱۱۸).

آهن: اگرچه آهن دومین عنصر فلزی فراوان در پوسته زمین است، غلظت آن در آب معمولا ناچیز است. منشأ آهن در آب زیرزمینی آهن موجود در سازندهای سنگی و خاک است که در نتیجه برهم‌کنش‌های آب- خاک در آب زیرزمینی حل می شود. به علاوه از طریق تراوش باران و نفوذ آن به آب زیرزمینی در آب باران حل و به آب زیرزمینی می‌پیوندد (۱۱۹). رفتار شیمیایی آهن و انحلال‌پذیری آن در آب زیرزمینی شدیدا به شرایط اکسیداسیون سیستم آب زیرزمینی بستگی دارد. به علاوه، pH نیز تأثیر مهمی دارد (۱۲۰). غلظت بالای آهن در آب های زیرزمینی می‌تواند باعث وجود طعم فلز، رنگ‌زدایی و بوی نامطبوع شود. رشد باکتری‌های ناخواسته منجر به پوشش‌های لجنی در لوله‌های آب می‌شوند، که مصرف بیش از اندازه آن ممکن است منجر به ایجاد و افزایش ذخیره آهن در بدن شود که سبب بیماری‌هایی مانند دیابت، بیماری‌های قلبی، سرطان و مشکلات کلیوی می‌شود (۱۲۱). آهن به عنوان یک عنصر ضروری برای تولید انرژی، حمل اکسیژن، تکثیر سلول‌ها و انجام فعالیت‌های زیستی موجودات زنده محسوب می شود (۱۲۲). در بدن یک فرد سالم بیش از دو سوم آهن بدن در ساختار گلبول‌های قرمز و پیش‌سازهای آن‌ها به کار رفته است. روزانه حدود ۲۰ تا ۲۵ میلی‌گرم آهن برای تولید گلبول‌های قرمز تازه مورد نیاز است (۱۲۳). این در حالی است که مقدار قابل توجهی از آهن مورد نیاز برای خون‌سازی از بازیافت آهن گلبول‌های قرمز پیر توسط ماکروفاژها تأمین می‌گردد و تنها حدود یک تا دو میلی‌گرم آهن روزانه از طریق روده‌ها جذب می‌شود. همواره مقادیر بسیار ناچیزی از آهن در اثر ریزش سلول‌های دیواره روده کوچک (تنها مسیر دفع آهن) از بدن دفع می‌شود (۱۲۳). به دلیل نبود یک مکانسیم فیزیولوژیک اختصاصی برای دفع آهن، در صورتی که آهن به مقدار زیادی از طریق رژیم غذایی وارد بدن شود، در صورتی که مسیرهای متابولیسمی آهن دچار اختلال شده باشند و یا فرد در اثر ابتلا به بیماری‌هایی نظیر تالاسمی نیاز به تزریق‌های مکرر خون داشته باشد، آهن اضافی در بدن انباشته و باعث ایجاد مسمومیت آهن می شود (۱۲۳). مسمومیت آهن باعث افزایش تولید رادیکال‌های آزاد می‌شود. در شرایط نرمال و پاتولوژیک سوپراکسید(O^{2-}) و هیدروژن‌پراکسید(H_2O_2) تولید شده در

بدن توسط آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان، متابولیزه می شوند و از بین می‌روند (۱۲۴). در حالت اضافه باری آهن، یون‌های آزاد آهن با سوپراکسید (O^{2-}) و هیدروژن‌پراکسید (H_2O_2) واکنش می‌دهند و رادیکال‌های سمی و واکنش‌پذیر هیدروکسیل (OH^-) را ایجاد می‌کنند. رادیکال های هیدروکسیل باعث تخریب غشای سلولی و غشاهای اندامک‌های سلولی مثل میتوکندری و لیزوزوم می‌شوند. با تخریب غشای لیزوزوم، آنزیم‌های پروتئولیتیک آزاد و منجر به مرگ سلول می‌شوند (۱۲۵).

منگنز: وجود منگنز در آب زیرزمینی با فاکتورهای بسیاری کنترل می‌شود. ژئوشیمی سنگ، شیمی آب و فعالیت میکروبیولوژیکی از این موارد هستند. بعضی از سنگ‌ها مانند سنگ‌های مافیک و اولترامافیک، شیل، گری‌وک و سنگ آهک غلظت های بالایی منگنز دارند که از طریق فرآیند هوازدگی غلظت‌های بالای منگنز را در خاک و رسوب سبب می‌شوند. شیمی آب، به خصوص Eh, pH، اکسیژن حل شده (DO)، و کربن آلی حل شده (DOC) غلظت منگنز را در آب کنترل می‌کنند. مهم‌ترین فرم های منگنز در محیط Mn^{2+} قابل حل در حالت احیایی و Mn^{4+} غیرقابل حل در حالت اکسیداسیون هستند (۱۲۶). منگنز در pH و Eh پایین به صورت Mn^{2+} قابل حل است و در حضور اکسیژن و pH بالاتر به صورت Mn^{4+} رسوب می‌کند (۱۲۷). میکروارگانیسم‌ها می‌توانند نقش مهمی در جابه‌جایی منگنز در محیط داشته باشند. به گونه‌ای که آن‌ها می‌توانند باعث افزایش و یا کاهش غلظت منگنز در آب زیرزمینی شوند.

غلظت کم منگنز برای سلامت انسان مفید است (۱۲۸). سازمان بهداشت جهانی مقدار مجاز آن را ۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر اعلام کرده است. غلظت بالای منگنز ممکن است باعث ایجاد مزه فلز در آب، لکه لباس، ظرف و محصولاتی مانند کاغذ و پلاستیک شود. به علاوه، فشار و جریان آب در لوله به دلیل تجمع اکسیدهای منگنز کاهش می‌یابد (۱۲۹). هومونسیک و همکاران (۱۲۶) بیان کردند در چندین مطالعه مربوط به مناطق مختلف ارتباط مهم بین منگنز موجود در آب آشامیدنی با منشأ آب زیرزمینی و اثرات منفی سلامت انسان گزارش شده است. پایین آمدن عملکرد هوش کودکان ده ساله در بنگلادش (۱۳۰) به دلیل غلظت منگنز آب چاه و رفتارهای بیش‌فعالی کودکان در کوبک(Quebec) (۱۳۱) از جمله این موارد است. به علاوه، در بزرگسالان غلظت بالای منگنز در آب آشامیدنی ممکن است منجر به بیماری منگنیسم (Manganism)، یک بیماری شبیه پارکینسون، شود (۱۲۶). هم‌چنین در یک مطالعه در یونان مشخص شد سمپتوم‌های نورولوژیکی مسمومیت ممتد منگنز به دلیل تأمین آب از آب زیرزمینی دارای منگنز افزایش می یابد (۱۳۲). غلظت بالاتر از حد مجاز منگنز، می‌تواند عملکرد سیستم‌های مختلف بدن از جمله سیستم تنفسی، گوارشی و عصبی را مختل کند (۲۱). مطالعه میرمحمدلو و همکاران (۱۳۳) برای ارتباط دادن آلودگی آب به لژیونلا با در نظر گرفتن عناصر جزئی (آهن، منگنز، مس، و روی)، قلیائیت، و سختی آب نشان داد کیفیت شیمیایی آب بر آلودگی لژیونلا موثر است و براساس برازش لجستیک غلظت منگنز بیش‌ترین تأثیر را بر حضور لژیونلا دارد. پاتوژن لژیونلا عامل ایجاد بیماری های لژیونلوزیس (فرم شدیدی از پنومونی)، و تب پونتیاک (نوعی بیماری خودمحدودشونده شبیه آنفولانزا) است.

۴- خصوصیات هیدروژئولوژیکی آب‌های زیرزمینی

آب‌های زیرزمینی به عنوان بخشی از چرخه آب در نظر گرفته می‌شوند و تشکیل آن‌ها عمدتا مربوط به تغذیه از بارش و آب‌های سطحی است. آب‌های زیرزمینی ممکن است در سازندهای زمین شناسی مختلف وجود داشته باشند که از این بین آبخوان‌ها (Aquifer) اهمیت بالایی دارند. آبخوان سازندی است که مواد زمین شناسی نفوذپذیر اشباع وسیعی را شامل می‌شود و در نتیجه می‌تواند مقادیر قابل توجهی آب را به چاه یا چشمه تخلیه کند. به عبارتی آبخوان توانایی ذخیره و انتقال آب را دارد. لایه‌های زمین‌شناسی ممکن است آبخوان نباشند، بلکه ناتراوا (Aquiclude)، بسته‌سازند (Auifuge)، و نیمه‌تراوا (Aquitard) باشند. لایه‌های زمین‌شناسی ناتراوا توانایی ذخیره آب را دارند ولی نسبتا غیر قابل نفوذ هستند (مثل رس). لایه‌های زمین‌شناسی بسته‌سازند نه توانایی ذخیره آب و نه توانایی انتقال آن را دارند (مثل گرانیت متراکم). لایه های زمین‌شناسی نیمه‌تراوا می‌توانند اشباع از آب باشند اما

نفوذپذیری نسبتا پایینی دارند (مثل رس ماسه‌ای) (۱۳۴). از بین لایه‌های زمین شنا سی مختلف، آبخوان که قابلیت ذخیره و انتقال آب بالایی دارد نسبت به پاتوژن‌ها و عوامل بیماری‌زا حساس‌ترین می‌باشد و بایستی از آن محافظت کرد.

آب زیرزمینی ممکن است در زون اشباع و یا غیراشباع باشد. در زون غیرا شباع فضاهای خالی تو سط آب و هوا پو شیده شده‌اند. در زون اشباع تمام فضاهای خالی توسط آب پوشیده شده است. زون اشباع ممکن است آبخوان باشد که تا سنگ کف ادامه دارد و از نظر سطحی نیز مساحت نسبتا وسیعی را از منطقه تغذیه تا منطقه تخلیه به خود اختصاص می‌دهد. اگر عمق آبخوان زیاد باشد عوامل بیماری‌زا ممکن است تا قبل از رسیدن به سطح آب زیرزمینی (سطح ایستابی) از بین بروند. از منطقه تغذیه (معمولا ارتفاع توپوگرافی زیاد) به سمت منطقه تخلیه (معمولا ارتفاع توپوگرافی کم) دانه‌های رسوبی ریزتر می‌شوند و عمق سطح آب زیرزمینی افزایش می‌یابد. در این صورت، در منطقه تخلیه انتظار بر آنست که به دلیل خصوصیات خودپالایی دانه‌های رسوبی آب‌های زیرزمینی نسبت به عوامل بیماری‌زا به طور طبیعی تصفیه شوند. با این وجود، این فرآیند ممکن است به دلیل سرعت کند آب‌های زیرزمینی مدت زمان زیادی طول بکشد. در منطقه تغذیه حرکت عمودی آب زیرزمینی ممکن است مشاهده شود و در این منطقه دانه‌های رسوبی درشت‌تر هستند و احتمال آلودگی آب زیرزمینی نیز بیش‌تر است.

هر سیستم آبخوان ممکن است انواع و خصوصیات هیدروژئولوژیکی مختلفی داشته باشد که کیفیت آب برای هر یک متفاوت باشد. درواقع، آبخوان آبرفتی خود می‌تواند معلق، آزاد، تحت‌فشار، محبوس و یا حدواسط باشد. لایه بالایی آبخوان ممکن است غیرقابل نفوذ باشد و در نتیجه یک آبخوان محبوس (Confined aquifer) ایجاد شود. این لایه می‌تواند نقش محافظتی از آبخوان را در مقابل عوامل بیماری‌زا داشته باشد. آبخوان محبوسی که پس از حفر چاه، آب بالاتر از لایه غیرقابل نفوذ بالایی قرار بگیرد را تحت‌فشار می‌گویند. در غیر این صورت آبخوان آزاد (Unconfined aquifer) ا ست. یک آبخوان آزاد در منطقه تهویه آب زیرزمینی بر روی یک لا یه موضعی با نفوذپذیری بسیار کم را آبخوان معلق می‌نامند. آبخوان‌های آزاد بسیار مستعد آلودگی هستند (۳۲). به علاوه، سطحی‌ترین لایه ممکن ا ست خاک با شد که معمولا نقش محافظتی از آبخوان در مقابل عوامل بیماری‌زا دارد. در کل، کم عمق بودن آب زیرزمینی، مسیرهای جریان ترجیحی آب زیرزمینی، و نازک بودن پوشش خاک می‌توانند پتانسیل آلودگی را افزایش دهند (۳۲).

آبخوان‌های آبرفتی ممکن ا ست بزرگ‌مقیاس و یا کوچک‌مقیاس باشند که حتی مقیاس آبخوان نیز بر عوامل بیماری‌زای مربوط به آب‌های زیرزمینی تأثیرگذار است. هر کدام از این آبخوان‌ها پیچیدگی‌های مربوط به خود را دارند. گاهی اوقات یک آبخوان کوچک مقیاس نیز ممکن است آنقدر پیچیده باشد که برای شبیه سازی آن نیاز به ا ستفاده از مدل‌های عددی پیچیده با شد (۱۳۵). در خصوص یک آبخوان سیستم آب زیرزمینی ممکن ا ست از زیر سیستم‌های محلی و منطقه‌ای تشکیل شده با شد. آب زیرزمینی در زیرسیستم‌های محلی مسافت کم‌تری را از منطقه تغذیه تا تخلیه طی می‌کند ولی در زیرسیستم‌های منطقه‌ای ممکن است مسافت خیلی زیادی را طی کند (۱۳۴) و در نتیجه فرصت کافی را برای پالایش عوامل بیماری‌زا دارد.

آبخوان ممکن است از نوع کارستی (عمدتا در سازندهای کربناته مثل آهکی و دولومیتی) و یا سازند سخت (مثل گرانیت بسیار خردشده) باشد (۱۳۶). در این صورت بحث عوامل بیماری‌زا متفاوت می‌با شد. به دلیل انحلال، خرد شدگی، و تشکیل غارها ممکن است آب زیرزمینی در این آبخوان‌ها با سرعت بسیار بالایی حرکت کند. به علاوه، این آبخوان‌ها معمولا به دلیل عدم وجود دانه‌های رسوبی نسبت به عوامل بیماری‌زا بسیار حساس می‌باشند. در نتیجه، بایستی از این منابع استراتژیک به طور جدی محافظت کرد. آب شرب مربوط به آبخوان‌های سخت ممکن است غلظت‌های مواد آلاینده بیش‌تر از حد مجاز سلامت انسان دا شته با شند، در حالی‌که آبخوان‌های آبرفتی کم‌تر متأثر از آلودگی قرار می‌گیرند (۱۳۷). در حالیکه تغذیه آبخوان‌های آبرفتی عمدتا از نوع توزیعی (Distributed) است در خصوص آبخوان‌های کارستی می تواند توزیعی و متمرکز

(Concentrated) باشد (۱۳۸). تغذیه متمرکز آب را با سرعت بالا معمولا به صورت یک منبع نقطه‌ای به آبخوان وارد می‌کند و بنابراین استعداد آلودگی آبخوان‌های کارستی نسبت به آبخوان‌های آبرفتی بیش‌تر است.

در خصوص آبخوان‌های کارستی و مدلسازی آن‌ها جهت دست‌یابی به اطلاعاتی از جمله انتقال عوامل آلاینده مسائل و چالش های زیادی وجود دارد. اولین مشکل وجود داده آب زیرزمینی است که معمولا در خصوص این آبخوان‌ها وجود ندارد. مسئله بعدی ناهمگنی (تغییر پذیری نسبت به مکان) و ان‌ایزوتروپی (تغییر پذیری نسبت به جهت) شدید این آبخوان‌هاست که کار را برای هر گونه مطالعه با چالش همراه می‌کند. در نهایت، نحوه جریان آب زیرزمینی در این آبخوان‌ها ممکن است افشان (Diffuse)، مجرایی (Conduit) و حتی ترکیبی از این موارد باشد. در واقع، با توجه به درجه کارستی شدن این آبخوان‌ها ممکن است حاوی غارها، مجاری و شکستگی‌های فراوان باشند و جریان در آن‌ها مجرایی باشد. به علاوه، آب ممکن است از شکستگی‌های فراوان و غارها عبور کند. از طرفی، ممکن است درجه کارستی‌شدن این آبخوان‌ها بسیار کم و جریان در آن‌ها شبیه آبخوان‌های آبرفتی باشد و از ماتریکس سنگ به صورت افشان عبور کند. در هر کدام از این حالت‌ها سرعت حرکت آب زیرزمینی و پالایش مواد آلاینده در آبخوان متفاوت است. در داخل خود غارها و مجاری بزرگ ممکن است دانه‌های رسوبی از جمله ماسه وجود داشته باشد و مواد آلاینده با عبور از آن‌ها پالایش شوند. نکته کلی این است که این آبخوان‌ها رفتار خاصی ندارند و ارزیابی اینکه کدام رفتار را دارند و اینکه بر سر مواد آلاینده و عوامل بیماری‌زا چه می‌آید با عوامل زیادی در ارتباط است. در این صورت پیچیدگی‌های موجود کار را برای هر گونه مطالعه در خصوص این آبخوان‌ها مشکل می‌کنند و در نتیجه مدیریت این آبخوان‌ها، خواه از نظر کمی و خواه از نظر کیفی، با مسائلی همراه است. سازندهای سخت و کارستی ممکن است درجه کارستی شدن، و درنتیجه پتانسیل تشکیل آبخوان و هیدرولیک متفاوتی داشته باشند. به عبارت دیگر، این آبخوان‌ها گاهی آن‌چنان حفره و شکستگی دارند که تاحدودی شبیه آب‌های سطحی عمل می‌کنند (جریان مجرایی)، و درنتیجه نقشی ناچیزی در کاهش عوامل بیماری‌زا نسبت به آب‌های سطحی دارند. از طرف دیگر، جریان در آن‌ها ممکن است مشابه آبخوان‌های آبرفتی باشد (جریان افشان)، و درنتیجه نقش موثری در خودپالایی عوامل بیماری‌زا داشته باشند. خواننده علاقه‌مند در خصوص آبخوان‌های کارستی، و پیچیدگی‌های موجود برای شبیه‌سازی آن‌ها می‌تواند به منابع مربوطه، از جمله: ۱۳۶، ۱۳۹-۱۴۱، مراجعه کند.

آب‌های زیرزمینی در نتیجه فرآیندهای طبیعی مانند انتشار(Diffusion)، همرفتی (Advection)، پخشیدگی(Dispersion)، تبخیر (Volatilization)، و اختلاط (Mixing) ممکن است احیا و عاری از عوامل آلاینده شوند. به علاوه، آب‌های زیرزمینی در نتیجه فرآیندهای زیستی، مانند تجزیه زیستی (Biodegradation)، و فرآیندهای زمین‌شیمیایی، مانند جذب سطحی، تبادل یونی، رسوبگذاری شیمیایی، واکنش‌های اکسیداسیون- احیا، انحلال، تجزیه رادیواکتیو، و جذب توسط کربن آلی، می‌توانند نسبت به آلودگی و عوامل بیماری‌زا خودپالایی انجام دهند. خواننده علاقه‌مند در خصوص این فرآیندها می‌تواند به مراجع مربوطه، از جمله ۱۴۲، مراجعه کند.

به دلیل عبور از لایه‌های زمین‌شناسی مختلف، تیپ آب زیرزمینی از منطقه تغذیه تا منطقه تخلیه از بیکربناته، به سولفاته، و در نهایت به کلروره تغییر می‌کند. در نتیجه کیفیت آب زیرزمینی از منطقه تغذیه به سمت منطقه تخلیه کاهش می‌یابد و یکی از نکات منفی در خصوص منطقه تخلیه آب زیرزمینی این مورد است.

به طور کلی موقعیت منبع آلوده‌کننده، زمان ورود آلودگی، و مقدار آلودگی بر میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی موثرند. منبع آلاینده ممکن است در بالادست یک چاه یا چشمه باشد و درنتیجه باعث آلودگی آن شود و یا برعکس در پایین‌دست آن باشد و منبع را آلوده نکند. علاوه بر ویژگی های مربوط به آلاینده‌ها و ویژگی‌های هیدروژئولوژیکی آبخوان، عوامل دیگری مانند ساختمان چاه، عمق چاه، و مجاورت آن به آلاینده‌های مدفوعی از عوامل اصلی کنترل‌کننده آسیب‌پذیری سیستم آب زیرزمینی هستند (۱۴۳).

۵- کاهش آلودگی آب های زیرزمینی

از طریق فرآیندهایی می‌توان آلودگی آب‌های زیرزمینی را کاهش داد. یکی از این روش‌ها، روش جذب سطحی است که به دلیل سادگی، قابلیت بالای حذف آلاینده‌های شیمیایی، و عدم ایجاد محصولات جانبی خطرناک می‌تواند به عنوان یک روش موثر در نظر گرفته شود (۱۴۴). استفاده از نانوذرات می‌تواند به عنوان یک روش کارآمد در جذب سطحی آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی به حساب آید. تاکنون، انواع گوناگونی از نانوذرات در مطالعات مختلف معرفی شده است. یکی از مهم‌ترین انواع آن‌ها نانوذرات آهن می‌باشند که از سطح فعال و خاصیت کاهندگی شیمیایی بالایی برخوردار هستند و به علت اندازه بسیار کوچک قابلیت جابجایی مسافت‌های بسیار طولانی را در خاک و آبخوان دارند. به علاوه، از مزیت های این روش تصفیه بر جای آب زیرزمینی است (۱۴۵).

رهیافت دیگر تغذیه مصنوعی آب‌های زیرزمینی است که نه‌تنها می‌تواند افت آب های زیرزمینی را کاهش دهد بلکه می‌تواند آلودگی آب تغذیه‌شده را نیز کاهش دهد. حتی تغذیه آب‌های زیرزمینی با استفاده از پساب یا فاضلاب تصفیه شده نیز برای برخی از آبخوان‌ها، از جمله آبخوان دشت یزد- اردکان (۱۴۶)، امکان‌سنجی و انجام شده است. با این وجود، در خصوص تغذیه با فاضلاب تصفیه شده بایستی مطالعات دقیق‌تری انجام شود. مدلسازی عددی تغذیه مصنوعی آبخوان شهرکرد با استفاده از فاضلاب تصفیه شده نشان داد که علی‌رغم اینکه این کار باعث افزایش سطح ایستابی آبخوان می‌شود، باعث افزایش غلظت نیترات در حدود ۱۵ میلی‌گرم در لیتر می‌شود. با این وجود، می‌توان این آلودگی را حداکثر در فاصله با شعاع یک کیلومتری کنترل کرد (۱۴۷).

از جمله راه کارهای دیگر کاهش آلودگی، می‌توان به انتخاب مکان های دفن زباله پس از مطالعات زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی دقیق، پاکسازی بیولوژیک آب‌های زیرزمینی آلوده به هیدروکربن‌های نفتی، و روش‌های پمپاژ- تصفیه و هوادهی در احیای محلی آب‌های زیرزمینی آلوده اشاره کرد. خواننده علاقه‌مند در خصوص این روش‌ها می‌توان به منابع مربوطه، از جمله (۱۴۵)، مراجعه نماید.

برای بررسی آلودگی در آبخوان‌های کشور یکی از مهم‌ترین مشکل‌ها کمبود داده و یا وجود داده با دقت کم است. بنابراین، تهیه بانک اطلاعاتی زیربنای انجام مطالعات آلودگی آب زیرزمینی به حساب می‌آید. علی‌رغم اینکه سطح آب زیرزمینی برای چاه‌های مشاهده‌ای آبخوان‌های کشور به صورت ماهیانه اندازه‌گیری می‌شود، و یا آبدهی چشمه‌های سازند سخت معمولا در یک گام زمانی مشخص اندازه‌گیری می‌شود، در خصوص متغیرهای آلودگی آب‌های زیرزمینی معمولا این‌گونه نیست. در نهایت، برای کاهش آلودگی آبخوان‌ها بایستی مطالعات آلودگی و هیدروژئوشیمیایی بیش‌تر و دقیق‌تری در مورد سیستم‌های آب زیرزمینی انجام شود. این مطالعات می‌توانند شامل تأثیر تنش‌های طبیعی و مصنوعی بر کیفیت و آلودگی آبخوان باشند. به عنوان مثال، تأثیر برداشت بیش از حد آب‌های زیرزمینی، تأثیر برداشت آب زیرزمینی و نفوذ آب شور در خصوص آبخوان‌های ساحلی، و یا تأثیر خشکسالی، تغییرپذیری اقلیمی و تغییر اقلیم بر کیفیت و آلودگی آب زیرزمینی ممکن است مطالعه شوند. به علاوه، آلودگی‌های آب زیرزمینی با منشأ طبیعی، مثلا ناشی از سازندهای زمین شناسی، نیز بایستی به طور جامع‌تر بررسی شوند.

بحث و نتیجه‌گیری

جدول ۱ بیماری‌های مربوط به عوامل بیماری‌زای مختلف را در آب‌های زیرزمینی به طور خلاصه نشان می‌دهد. عوامل مختلفی ممکن است باعث ایجاد بیماری در آب‌های زیرزمینی شوند که به طور خلاصه بیماری‌های گزارش شده مربوط به هر عامل بیماری‌زا در آب زیرزمینی به این صورت می‌باشند: کاهش سختی آب با بیماری‌های قلبی- عروقی مرتبط است. بیماری‌های اسهالی، حصبه، وبا، هپاتیت‌های مسری، و بیماری های حاد گوارشی با پاتوژن های میکروبی شامل ویروس‌ها، باکتری‌ها و تک‌یاخته‌ای‌ها در ارتباط نزدیک هستند. بالا بودن غلظت یون نیترات باعث بروز سندروم بچه آبی در

نوزادان و نقص مادرزادی، سرطان‌های دستگاه گوارش و مثانه، بیماری‌های گواتر، سرطان معده و متاگلوبین می‌شود. جذب پیوسته فسفات بالا با کلسیتی‌شدن عروقی گسترده در بیماری‌های کلیوی، پیرشدگی، فیبریلاسیون دهلیزی، هیپرتروفی قلبی، عملکرد نامناسب اندوتلیال، تصلب شریان بدون نشانه و حتی مرگ همراه است. گاز سولفید هیدروژن در ارتباط با آب‌های زیرزمینی سبب سوختگی چشم، برونشیت، التهاب گلو، ورم ملتحمه، درد چشم، آسیب مجرای تنفسی فوقانی، از دست دادن حس بویایی، تجمع مایعات در ریه با ریسک مرگ، از دست دادن هوشیاری و بیهوشی می‌شود. فلوئور باعث ایجاد بیماری فلوئورسیس، آسیب مینای دندان، تغییر شکل اندام‌ها و ستون فقرات، و فلج‌اطفال می‌شود. سرب در بدن، بر چهار موضع دستگاه گوارش، سیستم عصبی مرکزی، اعصاب محیطی و سیستم خون‌ساز اثر می‌گذارد و سبب اختلال بیوسنتزهموگلوبین، کم‌خونی، افزایش فشار خون، آسیب به کلیه، سقط جنین و نارسی نوزاد، اختلال در عملکرد سیستم‌های حیاتی بدن از جمله سیستم عصبی، آسیب به مغز، ناباروری مردان، کاهش بهره هوشی و قدرت یادگیری، اختلالات رفتاری در کودکان و حتی مرگ شود. غلظت بیش از حد مجاز روی منجر به مشکلات گوارشی چون دل‌پیچه، اسهال و تهوع و بیماری‌های سیستم عصبی، آسیب لوزالمعده و کاهش کلسترول مناسب خون می‌شود. غلظت بالای کروم در بدن انسان باعث التهاب و سوزش دهان، بینی، ریه‌ها، سوزش و خارش مخاط گوارشی، التهاب پوست و مشکل هضم غذا و آسیب دیدن کلیه‌ها و کبد، خون‌ریزی داخلی، مشکلات تنفسی، تخریب بافت‌های بدن، بیماری سرطان و در نهایت مرگ می‌شود. غلظت بالای مس باعث ایجاد بیماری‌های گوارشی، کم‌خونی، اختلال در استخوان‌ها، افزایش کلسترول و حتی مرگ می‌شود. آرسنیک باعث تخریب سلول، گلبول‌های قرمز خون و سلول‌های دفاعی بدن، تغییر ژن‌ها و DNA، ایجاد بیماری کم‌خونی، بیماری‌های پوستی، آسیب رساندن به نورون‌های عصبی و ایجاد اختلالات روانی، آسیب‌های کبدی، ایجاد فشار خون، نقصان نوزاد، بیماری آرسنیکوزیس، کارکرد غیرطبیعی قلب، آسیب به شش‌ها و مجاری تنفسی، ناراحتی گوارشی، و سرطان‌های ریه، مثانه و پوست می‌شود. کادمیوم باعث اختلال سیستم ایمنی بدن، سرطان و بیماری‌هایی مثل فشار خون، گرفتگی عروق، آسیب به کلیه، کبد، طحال و استخوان می‌شود. نیکل باعث آماس پوستی (شامل خارش انگشت‌ها، دست‌ها، و ساعدها)، آلرژی، اختلالات تنفسی، مشکلات روده‌ای، تهوع، اسهال، درد شکم، اختلال در باروری و رشد جنین، برونشیت مزمن، آمفیزم، عملکرد نامناسب ریه، و سرطان می‌شود. آهن با مسمومیت آهن، تخریب غشای سلولی و غشاهای اندامک‌های سلولی و مرگ سلول همراه است. در نهایت، منگنز باعث بیش‌فعالی کودکان، بیماری منگنیسم، اختلال سیستم تنفسی، گوارشی و عصبی، بیماری لژیونلوزیس، و تب پونتیاک می‌شود.

جدول ۱- بیماری‌های مربوط به عوامل بیماری‌زای مختلف مربوط به آب‌های زیرزمینی

Table 1. Groundwater-related diseases originated from different factors

نوع بیماری	عامل بیماری زا															
	سختی آب	باتوژن‌های میکروبی	نیترات	فسفات	گاز سولفید هیدروژن	فلوئور	سرب	روی	کروم	مس	آرسنیک	کادمیوم	نیکل	آهن	منگنز
بیماری قلبی- عروقی	*			*							*	*			
فشار خون							*				*	*			
تصلب شریان بدون نشانه				*											
افزایش کلسترول										*					
متاگلوبین			*												
پیرشدگی				*											
سوختگی، درد، ورم ملتحمه و بیماری چشم					*										
التهاب گلو					*										
از دست دادن حس بویایی					*										
از دست دادن هوشیاری و بیهوشی					*										
آسیب به استخوان						*				*		*			
بیماری فلوئورسیس، تغییر شکل اندام‌ها و ستون فقرات و فلج اطفال						*									
آسیب مینای دندان						*									
آسیب به کلیه				*			*		*			*			
آسیب به کبد									*		*	*			
کم‌خونی							*	*		*	*				
خون‌ریزی داخلی									*						
التهاب و سوزش دهان و بینی									*						
تخریب بافت‌های بدن									*						
تغییر ژن‌ها و DNA و اختلالات روانی											*				
آسیب به مغز							*								

اختلال در سیستم عصبی																			
کاهش بهره هوشی و قدرت یادگیری																			
سندروم بچه آبی در نوزادان																			
اختلالات رفتاری و یا پیش فعالی در کودکان																			
سقط جنین و نارسی نوزاد																			
اختلال در باروری																			
بیماری آرسنیکوزیس																			
اختلال سیستم ایمنی بدن																			
مسمومیت آهن																			
تخریب و مرگ سلول																			
بیماری منگنیسم، لژیونلوزیس و تب یونتیاک																			
حصبه، وبا و هپاتیت																			
گوارتر																			
تهوع و اسهال																			
آسیب لوزالمعده																			
آسیب به طحال																			
درد شکم، بیماری گوارشی و روده، یا سرطان گوارشی یا سرطان معده																			
سرطان مثانه																			
اختلال سیستم تنفسی و ریه																			
آلرژی																			
التهاب و بیماری پوست																			

وجود عوامل بیماری‌زا در آب‌های زیرزمینی ممکن است منشأ انسانی یا طبیعی (عوامل زمین شناسی) داشته باشد. با اینکه آب‌های سطحی بیش‌تر مستعد آلودگی هستند، گاهی، به خصوص در مورد عوامل آلودگی با منشأ طبیعی، آب‌های زیرزمینی ممکن است منشأ اصلی آلودگی باشند و عوامل بیماری‌زا را نیز در نتیجه برهم‌کنش‌های موجود وارد آب‌های سطحی کنند (مثلا در خصوص بیماری‌های مربوط به فلوئور). لایه‌های زمین‌شناسی مختلف، شامل ناتراوا، نیمه‌تراوا، بسته‌سازند و آبخوان وجود دارد. به علاوه، خود آبخوان‌ها نیز بسته به عوامل هیدروژئولوژیک مختلف به انواعی دسته‌بندی می‌شوند. نقش عوامل هیدروژئولوژیک در تقابل با عوامل بیماری‌زا ممکن است متفاوت باشد. عدم وجود لایه خاک سطحی، عمق کم آب زیرزمینی، ساختمان نامناسب چاه، قرار گرفتن منبع آلاینده در بالادست منبع آب زیرزمینی، جریان سریع آب زیرزمینی به خصوص در آبخوان‌های کارستی و سازند سخت از طریق مجاری و شکستگی‌ها، عدم وجود رسوب در شکستگی‌های آبخوان‌های کارستی و سازند سخت، و ارتباط مستقیم آب زیرزمینی با آب سطحی ممکن است باعث پتانسیل بالای آب های زیرزمینی در حمل عوامل بیماری‌زا و ایجاد بیماری شوند.

در نهایت، علی‌رغم اینکه مطالعه عوامل بیماری‌زا بیش‌تر در خصوص آب‌های سطحی انجام شده است، امروزه، پژوهشگران مختلف عوامل بیماری‌زای مربوط به آب‌های زیرزمینی را نیز مد نظر قرار داده‌اند. به گونه‌ای که مطالعات بسیار مناسبی در این خصوص در سطح جهانی به خصوص در سال‌های اخیر انجام شده است. با این وجود، در کشور فقدان این گونه مطالعات حس می‌شود. در واقع، علی‌رغم اینکه مطالعات نسبتا مناسبی در خصوص آلودگی آب‌های زیرزمینی در کشور انجام شده است، در خصوص بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی مطالعات بسیار اندکی وجود دارد. بنابراین، پیشنهاد می‌شود مطالعات بین‌رشته‌ای جدید در خصوص عوامل بیماری‌زا و بیماری‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی به خصوص در کشور انجام شود. به گونه‌ای که آب‌های زیرزمینی مصرف آب بسیاری از جوامع کشور را تشکیل می‌دهند و فقدان مطالعات جامع در این خصوص ممکن است با چالش‌های زیادی همراه باشد. این چالش‌ها با در نظر گرفتن مسائل روز جهانی از جمله گرمایش جهانی اهمیت بیش‌تری نیز دارند.

References

1. Murphy HM, Prioleau MD, Borchardt MA, Hynds PD. Review: Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948-2015. Hydrogeology Journal. 2017;25(4):981-1001.
2. Zeydalinejad N, Nassery HR, Alijani F, Shakiba A. Groundwater as a buffer against climate change and declining the stress on fresh water resources. Proceedings of the 6th Regional Conference on Climate Change and Global Warming; 2021 March 4-5; Institute for Advanced Studies in Basic Sciences (IASBS), Zanjan, Iran; 2021. (In Persian)
3. Macler BA, Merkle JC. Current knowledge on groundwater microbial pathogens and their control. Hydrogeology Journal. 2000; 8:29-40.
4. Pascal OB, John OO, Justice NM, Abera T. Spatial distribution of diarrhoea and microbial quality of domestic water during an outbreak of diarrhoea in the Tshikuwi community in Venda, South Africa. Journal of Health, Population and Nutrition. 2009; 27(5):652-59.
5. Haley BJ, Cole DJ, Lipp EK. Distribution, diversity, and seasonality of waterborne salmonellae in a rural watershed. Applied and Environmental Microbiology. 2009;75(5):1248-1255.
6. Azizullah A, Khattak MNK, Richter P, Hader DP. Water pollution in Pakistan

and its impact on public health- a review. Environment International. 2011;37(2):479-497.

7. Selvam S, Venkatramanan S, Singaraja C. A GIS-based assessment of water quality pollution indices for heavy metal contamination in Tuticorin Corporation, Tamilnadu, India. Arabian Journal of Geosciences. 2015;8(12):10611-10623.
8. WHO. Fluoride in Drinking Water. Geneva: World Health Organization; 2006.
9. Farzanmehr M, Bina B, Ebrahimi A. Investigation of drinking water quality and residual concentrations of Chlorpyrifos and Parathion pesticides in groundwater of Dezful city, Iran, in 2016. Journal of Health System Research. 2019;15(2):158-168. (In Persian)
10. Esghaei M, khodayari A. Study of refinement of groundwaters of viral contaminants using clay column in a laboratory model. Journal of Water and Sustainable Development. 2017;4(1):31-36. (In Persian)
11. Kock-Schulmeyer M, Ginebreda A, de Alda ML, Barcelo D. Fate and risks of polar pesticides in groundwater samples of Catalonia. In: Barcelo D, editor. Emerging organic contaminants and human health. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg; 2012. p. 375-394.
12. Dargahi A, Samarghandi M, Karami A, Mohammadi M, Vaziri Y. Investigation of residual concentrations of organic phosphorus pesticides in surface water and groundwater sources supplying drinking water of Kermanshah province. Journal of Health. 2018;9(2):133-142. (In Persian)
13. Baba A, Tayfur G. Groundwater contamination and its effect on health in Turkey. Environmental Monitoring and Assessment. 2011; 183:77-94.
14. Edmunds WM, Smedley PL. Groundwater geochemistry and health: an overview. In: Appleton JD, Fuge R, McCall GJH, editors. Environmental geochemistry and health. London: Geological Society London Special Publications; 2014. p. 91-105.
15. Mosaferi M, Taghipour H, Hassani A, Borghei M, Kamali Z, Ghadirzadeh A. Study of arsenic presence in drinking water sources: a case study. Iranian Journal of Health and Environment. 2008;1(1):19-28. (In Persian)
16. Ahmadi A, Aberoumand M. Vulnerability of Khash-Plain aquifer, eastern Iran, to pollution using geographic information system (GIS). Geotechnical Geology. 2009;5(1):1-11. (In Persian)
17. Bahmani F, Raeisi E. Determination of pollution and mechanism of transport of as in the aquifer near Maharlu lake. Proceedings of the 6th Iranian Conference of Engineering Geology and the Environment; Association of Engineering Geology, Tehran, Iran; 2009. (In Persian)
18. Sobhanardakani S, Jamali M, Maanijou M. Evaluation of as, Zn, Cr and Mn concentrations in groundwater resources of Razan plain and preparation of zoning map using GIS. Journal of Environmental Science and Technology. 2014a;16(2):25-37. (In Persian)
19. Ziae Hezar Jaribi H, Yousefi Z, Mohammadpour RA. Parasitic contamination of wells drinking water in Mazandaran Province in (2002-

2003). Journal of Kermanshah University of Medical Sciences. 2007;10(4):378-388. (In Persian)
20. Kouhian K, Kazemi MH, Akbari M, Meygouni SS, Isvand A. Evaluation of the microbial and chemical parameters of water samples being sent to food laboratory of Health Department of the Islamic Republic of Iran Army Ground Forces (Nazaja). Journal of Nurse and Physician Within War. 2011; 14:16-18. (In Persian)
21. Darvishi M, Pesaraklou V, Alizadeh K, Taheri D, Zareiy S. Evaluation the microbial and physio-chemical quality of drinking water in military units. Ebnesina. 2011;14(3):17-22. (In Persian)
22. Nadiri A, Asghari Moghaddam A, Sadeghi F, Aghaee H. Investigation of arsenic anomalies in water resources of Sahand dam. Journal of Ecvironmental Studies. 2012;38(63):16-18.
23. Celebi A, Sengorur B, Klove B. Human health risk assessment of dissolved metals in groundwater and surface waters in the Melen watershed, Turkey. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/ Hazardous Substances and Environmental Engineering. 2014;49(2):153-161.
24. Murphy HM, Pintar KD, McBean EA, Thomas MK. A systematic review of waterborne disease burden methodologies from developed countries. Journal of Water and Health. 2014;12(4):634-55.
25. Fajčíková K, Cvečková V, Stewart A, Rapant S. Health risk estimates for groundwater and soil contamination in the Slovak Republic: a convenient tool for identification and mapping of risk areas. Environmental Geochemistry and Health. 2014; 36:973-986.
26. Ghias M. Medical geography and geographical health (case study: identification of soil and water contaminated with heavy metals and its relationship with cancer in rural areas of west of Isfahan). Geography and Environmental Planning. 2018;29(3):131-146. (In Persian)
27. Zahraei A, Ghasemi SM, Moradnia M, Karimian K. Investigation of relationship between potable water hardness and high blood pressure among over-thirty-year rural population of Divandarreh city in 2014. Journal of Environmental Health Engineering. 2014;1(4):285. (In Persian)
28. Chakraborti D, Rahman MM, Chatterjee A, Das D, Das B, Nayak B, Pal A, Chowdhury UK, Ahmed S, Biswas BK, Sengupta MK, Lodh D, Samanta G, Chakraborty S, Roy MM, Dutta RN, Saha KC, Mukherjee SC, Pati S, Kar PB. Fate of over 480 million inhabitants living in arsenic and fluoride endemic Indian districts: magnitude, health, socio-economic effects and mitigation approaches. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology. 2016; 38:33-45.
29. Klove B, Kvitsand HML, Pitkanen T, Gunnarsdottir MJ, Gaut S, Gardarsson SM, Rossi PM, Miettinen I. Overview of groundwater sources and water-supply systems, and associated microbial pollution, in Finland, Norway and Iceland. Hydrogeology Journal. 2017; 25:1033-1044.
30. Maslehat S, Mostafavi E. The role of Pasteur Institute of Iran in disinfection of drinking water of Tehran (1950-

1954). Research on History of Medicine. 2018;7(2):117-126. (In Persian)

31. Shahriyari J, Rezaei MR, Kamani H, Sayadi Anari MH. Carcinogenic and Non-Carcinogenic Risk Assessment of Heavy Metals in drinking tap water in Zabol city, Iran. Journal of Neyshabur University of Medical Sciences. 2020;8(3):59-75. (In Persian)
32. Chique C, Hynds P, Burke LP, Morris D, Ryan MP, O'Dwyer J. Contamination of domestic groundwater systems by verotoxigenic escherichia coli (VTEC), 2003-2019: a global scoping review. Water Research. 2021; 188:116496.
33. Sabatier M, Arnaud MJ, Kastenmayer P, Rytz A, Barclay DV. Meal effect on magnesium bioavailability from mineral water in healthy women. The American Journal of Clinical Nutrition. 2002;75(1):65-71.
34. Grandjean AC, Reimers KJ, Buyckx ME. Hydration: issues for the 21st century. Nutrition Reviews. 2003;61(8):261-71.
35. Woodman RJ, Mori TA, Burke V, Puddey IB, Watts GF, Beilin LJ. Effects of purified eicosapentaenoic and docosahexaenoic acids on glycemic control, blood pressure, and serum lipids in type 2 diabetic patients with treated hypertension. The American Journal of Clinical Nutrition. 2002;76(5):1007-1015.
36. Khush RS, Arnold BF, Srikanth P, Sudharsanam S, Ramaswamy P, Durairaj N, London AG, Ramaprabha P, Rajkumar P, Balakrishnan K, Colford Jr JM. H_2S as an indicator of water supply vulnerability and health risk in low-resource settings: a prospective cohort study. The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene. 2013;89(2):251-259.
37. Prüss-Üstün A, Bos R, Gore F, Bartram J. Safer Water, Better Health: Costs, Benefits and Sustainability of Interventions to Protect and Promote Health. Geneva: WHO; 2008.
38. Yassin MM, Abu Amr SS, Al-Najar HM. Assessment of microbiological water quality and its relation to human health in Gaza Governorate, Gaza Strip. Public Health. 2006;120(12):1177-1187.
39. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality. 4th ed. Geneva: World Health Organization; 2011.
40. WHO. Diarrhoeal Disease. Geneva: World Health Organization; 2013.
41. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality. 3rd ed. Geneva: World Health Organization; 2008.
42. Rostami K, Mahboubi A, Mosaddeghi M, Safari Sinegani A. Pseudomonas fluorescens adsorption affected by calcium carbonate and calcium sulfate under unsaturated flow conditions. Journal of Water and Wastewater. 2009;20(3):69-79. (In Persian)
43. Kramer MH, Herwaldt BL, Craun GF, Calderon RL, Juranik DD. Waterborne disease: 1993 and 1994. American Water Works Association. 1996;88(3):66-80.
44. Tait NG, Davison RM, Leharne SA, Lerner DN. Borehole Optimization System (BOS)- a case study assessing options for abstraction of urban groundwater in Nottingham, UK. Journal of Environmental Modelling and Software. 2008;23(5):611-621.

45. Miranzadeh MB, Mostafaii GR, Jalali A. A study to determin the nitrate of water wells and distribution network in Kashan during 2005-2004. Feyz. 2006;10(2):39-45. (In Persian)
46. Salvato JA. Environmental Engineering and Sanitation. New York: John Wiley and Sons; 1992.
47. Nejatijahromi Z, Nassery HR, Hosono T, Nakhaei M, Alijani F, Okumura A. Groundwater nitrate contamination in an area using urban wastewaters for agricultural irrigation under arid climate condition, southeast of Tehran, Iran. Agricultural Water Management. 2019; 221:397-414.
48. Choi WJ, Han GH, Lee SM, Lee GT, Yoon KS, Choi SM, Ro HM. Impact of land-use types on nitrateconcentration and $\delta^{15}N$ in unconfined ground water in ruralareas of Korea. Agriculture, Ecosystems and Environment. 2007; 120:259-268.
49. Clark ID, Fritz P. Environmental Isotopes in Hydrogeology. Boca Raton: CRC Press; 1997.
50. Majumdar D, Gupta N. Nitrate pollution of groundwater and associated human health disorders. Indian Journal of Environmental Health. 2000;42(1):28-39.
51. Gray NF. Drinking Water Quality. 2nd ed. New York: Cambridge University Press; 2008.
52. Salehifard O, Eskandari F. Investigation of the relationship between drinking water nitrate and bladder cancer in Larestan city from the point of view medical geography. Iranian Journal of Cancer Care. 2019;1(2):47-54. (In Persian)
53. Tao Y, Deng Y, Du Y, Xu Y, Leng Z, Ma T, Wang Y. Sources and enrichment of phosphorus in groundwater of the Central Yangtze River Basin. Science of the Total Environment. 2020; 737:139837.
54. Prem M, Hansen HCB, Wenzel W, Heiberg L, Sørensen H, Borggaard OK. High spatial and fast changes of iron redox state and phosphorus solubility in a seasonally flooded temperate wetland soil. Wetlands. 2015; 35:237-246.
55. Nisbeth CS, Kidmose J, Weckstrom K, Reitzel K, Odgaard BV, Bennike O, Thorling L, McGowan S, Schomacker A, Kristensen DLJ, Jessen S. Dissolved inorganic geogenic phosphorus load to a groundwater-fed lake: implications of terrestrial phosphorus cycling by groundwater.Water. 2019;11(11):2213.
56. Ancic M, Hudek A, Rihtaric I, Cazar M, Bacun-Druzina V, Kopjar N, Durgo K. PHYSICO chemical properties and toxicological effect of landfill groundwaters and leachates. Chemosphere. 2020; 238:124574.
57. Dubrovsky NM, Burow KR, Clark GM, Gronberg JM, Hamilton PA, Hitt KJ, Mueller DK, Munn MD, Nolan BT, Puckett LJ, Rupert MG, Short TM, Spahr NE, Sprague LA, Wilber WG. The Quality of our Nation's Waters: Nutrients in the Nation's Streams and Groundwater, 1992–2004. U.S. Geological Survey Circular 1350; 2010.
58. Neidhardt H, Schoeckle D, Schleinitz A, Eiche E, Berner Z, Tram PTK, Lan VM, Viet PH, Biswas A, Majumder S, Chatterjee D, Oelmann Y, Berg M. Biogeochemical phosphorus cycling in groundwater ecosystems- insights from south and southeast Asian floodplain and delta aquifers. Science of the Total Environment. 2018; 644:1357-1370.

59. Disthabanchong S. Phosphate and cardiovascular disease beyond chronic kidney disease and vascular calcification. International Journal of Nephrology. 2018; 3162806:1-7.
60. Simonton DS, King S. Hydrogen sulfide formation and potential health consequences in coal mining regions. Water Quality, Exposure and Health. 2013; 5:85-92.
61. Ko JH, Xu Q, Jang YC. Emissions and control of hydrogen sulfide at landfills: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 2015;45(19):2043-2083.
62. Dincer F, Muezzinoglu A. Chemical characterization of odors due to some industrial and urban facilities in Izmir, Turkey. Atmospheric Environment. 2006; 40:4210-4219.
63. Hendryx M, Ahern M. Relations between health indicators and residential proximity to coal mining in West Virginia. American Journal of Public Health. 2008;98(4):669-671.
64. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Public health statement for lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and human Services; 2007 [cited 2021 Apr 14]. Available from: https://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=92&tid=22.
65. Ugran V, Desai NN, Chakraborti D, Masali KA, Mantur P, Kulkarni S, Deshmukh N, Chadchan KS, Das SN, Tanksali AS, Arwikar AS, Guggarigoudar SP, Vallabha T, Patil SS, Das KK. Groundwater fluoride contamination and its possible health implications in Indi taluk of Vijayapura District (Karnataka State), India. Environmental Geochemistry and Health. 2017;39(5):1017-1029.
66. Hem JD. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. Hawaii: University Press; 1970.
67. Ayedun H, Gbadebo AM, Idowu OA, Arowolo TA. Toxic elements in groundwater of Lagos and Ogun States, Southwest, Nigeria and their human health risk assessment. Environmental Monitoring and Assessment. 2015; 187:351.
68. 100. Nourozi H, Shahbazi A, Ranjbar M, Safdari H. Survey of nitrate and nitrite ions in groundwater resources of Hamadan Province. Proceedings of the 8th National Congress on Environmental Health; 2005 Nov 8-10; Tehran, Iran; 2005. p. 1-10. (In Persian)
69. Evanko FR, Dzombak DA. Remediation of metals-contaminated soils and groundwater. Pittsburgh: Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center; 1997. Report No.: TE-97-01.
70. Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environment Pollution. 2001; 114:313-324.
71. Duruibe JO, Ogwuegbu MOC, Egwurugwu JN. Heavy metal pollution and human bio toxic effects. International Journal of Physical Sciences. 2007; 2:112-118.
72. Karbasi M, Karbasi E, Saremi A, Ghorbani Zade H. Determination of heavy metals concentration in drinking water resources of Aleshtar in 2009. Yafteh. 2010;12(1):65-70. (In Persian)
73. Ezekwe IC, Odu NN, Chima GN, Opigo A. Assessing regional groundwater quality and its health

implications in the Lokpaukwu, Lekwesi and Ishiagu mining areas of southeastern Nigeria using factor analysis. Environmental Earth Sciences. 2012;67(4):971-986.

74. Maria-Alexandra H, Roman C, Ristoiu D, Popita G, Tanaselia C. Assessing of water quality pollution indices for hevay metal contamination (A study case from Medias City groundwaters). Agriculture- Science and Practice. 2013;3-4(87-88):25-31.
75. Yankey RK, Fianko JR, Osae S, Ahialey EK, Duncan AE, Essuman DK, Bentum JK. Evaluation of heavy metal pollution index of groundwater in the Tarkwa mining area, Ghana. Elixir Pollution. 2013; 54:12663-12667.
76. Esmaeeli A. Pollutants on Health and Environmental Standards. Tehran: Naghshe Mehr Publication; 2003. (In Persian)
77. Oyeku OT, Eludoyin AO. Heavy metal contamination of groundwater resources in a Nigerian urban settlement. African Journal of Environmental Science and Technology. 2010; 4:201-214.
78. Buragohain M, Bhuyan B, Sarma HP. Seasonal variations of lead, arsenic, cadmium and aluminium contamination of groundwater in Dhemaji district, Assam, India. Environmental Monitoring and Assessment. 2010; 170:345-351.
79. Sobhanardakani S, Talebiani S, Maanijou M. Evaluation of as, Zn, Pb and Cu concentrations in groundwater resources of Toyserkan plain and preparing the zoning map using GIS. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences. 2014b;24(114):120-130. (In Persian)
80. Synzynys BI, Tjantova EN, Melehova OP, Pavlova NN, The Manual at the Rate, Ecology and Safety of Ability to Live. Koz'min's ed. Obninsk: IATE; 2004 (in Russian).
81. Batayneh AT. Toxic (aluminum, beryllium, boron, chromium and zinc) in groundwater: health risk assessment. International Journal of Environmental Science and Technology. 2012; 9:153-162.
82. Nriagu J. Zinc in the Environment, Part I, Ecological Cycling. New York: Wiley; 1980.
83. Shariatpanahi M. Principles of Quality and Water and wastewater Treatment. Tehran (Iran): Tehran University Press; 2017. (In Persian)
84. Di Natale M, Greco R, Musmarra D. Permeable adsorbing barriers for groundwater remediation from hexavalent chrome pollution. International Journal of Environmental Technology and Management. 2007;7(1/2):39-55.
85. Testa SM. Sources of chromium contamination in soil and groundwater. In: Guertin J, Jacobs JA, Avakian CP, editors. Chromium (VI) handbook. Florida: CRC Press; 2005. p. 143-162.
86. Chalkeshamiri M. Water Treatment Principles. Isfahan (Iran): Arkan Danesh; 2019.
87. Ghaderpoori M, Kamarehie B, Jafari A, Ghaderpoury A, Karami M. Heavy metals analysis and quality assessment in drinking water- Khorramabad city, Iran. Data in Brief. 2018; 16:685-92.
88. WHO. Copper in Drinking Water. Geneva: World Health Organization; 2004.
89. Ebrahimpour S, Mohammadzadeh H, Nassery N. Arsenic pollution in

groundwater and its influences on human health. Proceedings of 1st Iranian National Conference on Applied Research in Water Resources; 2010 May 11; Kermanshah, Iran. Kermanshah University of Technology; 2010. p. 269-282. (In Persian)

90. Altundogan HS, Altundogan S, Tumen F, Bildik M. Arsenic removal from aqueous solution by adsorption on red mud. Waste Management. 2000;20(8):761-767.
91. Smedley PL, Kinniburgh DG. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry. 2002;17(5):517-568.
92. Ahuja F. Arsenic Contamination of Groundwater. New Jersy: John Wily and Sons; 2008.
93. Graeme H, Pollack J. Selected topics: toxicology: part I arsenic and mercury. The Journal of Emergency Medicine. 1998;16:45-56.
94. Ahmad S, Kitchin KT, Cullen WR. Arsenic species that cause release of iron from ferritin and generation of activated oxygen. Archives of Biochemistry and Biophysics. 2000;382(2):195-202.
95. Powis G, Mustacich D, Coon A. The role of the redox protein thioredoxin in cell growth and cancer. Free Radical Biology and Medicine. 2000; 29:312-322.
96. Abernathy CO, Liu YP, Longfellow D, Aposhian HV, Beck B, Fowler B, Goyer R, Menzer R, Rossman T, Thompson C, Waalkes M. Arsenic: health effects, mechanisms of actions, and research issues. Environmental health perspectives. 1999;107(7):593-597.
97. Arena JM, Drew RH. Poisonings: Toxicology, Symptoms and Treatment. Chicago, IL: Charles C. Thomas Publishing Co; 1986.
98. Winship K. Toxicity of inorganic arsenic salts. Adverse Drug Reactions and Acute Poisoning Reviews. 1984; 3:129-160.
99. Fowler B. Toxicology of environmental arsenic. In: Goyer RA, Mehlman MA, editors. Advances in modern toxicology: II. Toxicology of trace elements. Washington, DC: Hemisphere Publishing; 1977. p. 79-122.
100. Brochmoller J, Cascorbi I, Henning S, Meisel C. Molecular genetics of cancer susceptibility. Pharmacology. 2000; 61:212-227.
101. Morales KH, Ryan L, Kuo TL, Wu MM, Chen CJ. Risk of internal cancers from arsenic in drinking water. Environmental Health Perspectives. 2000; 108:655-661.
102. Squibb K, Fowler B. The Toxicity of Arsenic and Its Compounds. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; 1983.
103. Schwartz R. Arsenic and the skin. International Journal of Dermatology. 1997;36(4):241-250.
104. Maloney M. Arsenic in dermatology. Dermatologic Survey. 1996;22(3):301-304.
105. Kevin H. Arsenic Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment. New Jersy: John Wiley & Sons, Ltd; 2009.
106. Wasserman G, Liu X, Parvez F. Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihazar, Bangladesh. Environmental Health

Perspectives. 2004;112(13):1329-1333.
107. Chen CJ, Wang SL, Chiou JM, Tseng CH, Chiou HY, Hsueh YM, Chen SY, Wu MM, Lai MS. Arsenic and diabetes and hypertension in human populations: a review. Toxicology and Applied Pharmacology. 2007; 222:298-304.
108. Kwok RK, Mendola P, Liu ZY, Savitz DA, Heiss G, Ling HL, Xia Y, Lobdell D, Zeng D, Thorp JM Jr, Creason JP, Mumford JL. Drinking water arsenic exposure and blood pressure in healthy women of reproductive age in Inner Mongolia, China. Toxicology and Applied Pharmacology. 2007; 222:337-343.
109. Vahter M. Health effects of early life exposure to arsenic. Basic and Clinical Pharmacology and Toxicology. 2008;102(2):204-211.
110. Rodriguez V, Carrizales L, Mendoza M. Effects of sodium arsenite exposure on development and behavior in the rat. Neurotoxicology and Teratology. 2002;24(6):743-750.
111. Rajaei Q, Pourkhabbaz AR, Hesari Motlagh S. Assessment of heavy metals health risk of groundwater in Ali Abad Katoul plian. Journal of North Khorasan University of Medical Sciences. 2012;4(2):155-62.
112. Rajappa B, Manjappa S, Puttaiah ET. Monitoring of heavy metal concentration in groundwater of Hakinaka Taluk, India. Contemporary Engineering Sciences. 2010;3(4):183-190.
113. Emmanuel E, Pierre MG, Perrodin Y. Groundwater contamination by microbiological and chemical substances released from hospital wastewater: Health risk assessment for drinking water consumers. Environment International. 2009; 35(4):718-726.
114. Abedi M. Study of heavy metals, nitrite and nitrate in drinking water of Gorgan city and preparing their distribution map in GIS [dissertation]. Shahrood (Iran): Islamic Azad University Shahrood Branch; 2014. (In Persian)
115. Daldrup T, Haarhoff K, Szathmary SC. Fatal nickel sulfate poisoning. Beiträge zur gerichtlichen Medizin. 1983; 41:141-144 (in German).
116. Sunderman Jr FW, Hopfer SM, Sweeney KR. Nickel absorption and kinetics in human volunteers. Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine. 1989; 191:5-11.
117. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for nickel. Altanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services; 1993 [cited 2021 Apr 14]. Available from: http://www.atsdr.cdc.gov.
118. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for nickel. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and human Services; 2003 [cited 2021 Apr 14]. Available from: http://www.atsdr.cdc.gov.
119. Ngah SA, Nwankwoala HO. Iron (Fe2+) occurrence and distribution in groundwater sources in different geomorphologic zones of Eastern Niger Delta. Archives of Applied Science Research. 2013;5(2):266-272.
120. Matheis G. The Properties of Groundwater. New York: Wiley; 1985

121. Demlie M, Hingston E, Mnisi Z. A study of the sources, human health implications and low cost treatment options of iron rich groundwater in the northeastern coastal areas of KwaZulu-Natal, South Africa. Journal of Geochemical Exploration. 2014; 144:504-510.
122. Moll R, Davis B. Iron, vitamin B12 and folate. Medicine. 2017;45(4):198-203.
123. Ganz T, Nemeth E. Hepcidin and iron homeostasis. Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular Cell Research. 2012;1823(9):1434-1443.
124. Winterbourn CC. Toxicity of iron and hydrogen peroxide: The Fenton reaction. Toxicology Letters. 1995;82-83:969-974.
125. Britton RS, Leicester KL, Bacon BR. Iron toxicity and chelation therapy. International Journal of Hematology. 2002;76(3):219-28.
126. Homoncik SC, MacDonald AM, Heal KV, Dochartaigh BEO, Ngwenya BT. Manganese concentration in Scottish groundwater. The Science of the Total Environment, 2010;408:2467-2473.
127. Hem JD. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper; 1985.
128. Keen CL, Zidenberg-Cherr S. Manganese toxicity in humans and experimental animals. In: Klimis-Tavantzis DJ, editor. Manganese in Health and Disease. London: CRC Press; 1994. p. 193-205
129. Sly Ll, Arunpairojana V, Dixon DR. Binding of colloidal MnO2 by extracellular polysaccharides of Pedomicrobium manganicum. Applied and Environmental Microbiology. 1990; 56:2791-2794.
130. Wasserman GA, Liu XH, Parvez F, Ahsan H, Levy D, Factor-Litvak P. Water manganese exposure and children's intellectual function in Araihazar, Bangladesh. Environmental Health Perspectives. 2006;114(1):124-129.
131. Bouchard M, Laforest F, Vandelac L, Bellinger D, Mergler D. Hair manganese and hyperactive behaviours: pilot study of school age children exposed through tap water. Environmental Health Perspectives. 2007; 115:122-127.
132. Kondakis XG, Markris N, Leotsinidis M, Papapetropoulos T. Possible health effects of high manganese concentrations in drinking water. Archives of Environmental Health. 1989; 44:175-178.
133. Mirmohamadlou A , Ghanizadeh G , Esmaeili D. Correlation between Legionella water contamination and microelements in water lines of selected hospitals in Tehran. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences. 2016;25(133):245-254 (In Persian)
134. Todd DK, Mays LW. Groundwater Hydrology. New York: Wiley and Sons; 2005.
135. Nassery HR, Zeydalinejad N, Alijani F, Shakiba A. A proposed modelling towards the potential impacts of climate change on a semi-arid, small-scaled aquifer: a case study of Iran. Environmental Monitoring and Assessment. 2021; 193:182.
136. Ford DC, Williams PW. Karst Hydrogeology and Geomorphology. England: John Wiley and Sons; 2007.
137. Ayotte JD, Montgomery DL, Flanagan SM, Robinson KW. Arsenic in

groundwater in eastern New England: occurrence, controls, and human health implications. Environmental Science and Technology. 2003;37(10):2075-2083.

138. Milanovic PT. Karst Hydrogeology. Colorado: Water Resources Publication; 1981.
139. Zeydalinejad N, Nassery HR, Alijani F, Shakiba A. Forecasting the resilience of Bibitarkhoun karst spring, southwest Iran, to the future climate change. Modelling Earth Systems and Environment. 2020a; 6:2359-2375.
140. Zeydalinejad N, Nassery HR, Shakiba A, Alijani F. Prediction of the karstic spring flow rates under climate change by climatic variables based on the artificial neural network: a case study of Iran. Environmental Monitoring and Assessment. 2020b;192(6):375.
141. Zeydalinejad N, Nassery HR, Shakiba A, Alijani F. Simulation of karst aquifer water level under climate change in Lali region, Khouzestan Province, SW Iran. Nivar. 2020c;44(108-109):97-109.
142. Appelo CAJ, Postma D. Geochemistry, Groundwater and Pollution. Rotterdam: Balkema; 2005.
143. Wireman M, Job C. Determining the risk to public water supply wells from infective microorganisms. Water Well Journal. 1998; 1998:63-67.
144. Aber S, Khataee A, Sheydaei M. Optimization of activated carbon fiber preparation from Kenaf using K2HPO4 as chemical activator for adsorption of phenolic compounds. Bioresource Technology. 2009; 100(24):6586-6591.
145. Shahbazi A, Mehrjo F. Groundwater pollution sources and restoration techniques. Human and Environment. 2013;11(25):13-21 (In Persian)
146. Morovati M, Monavari M, Hasani AH, Rosta Z. Feasibility study of application of sewage for artificial injection of aquifer in the plain of Yazd-Ardakan. Human and Environment. 2011;9(4):21-26 (In Persian)
147. Lalehzari R, Tabatabaei S, Khayat-kholghi M, Yarali N, Saba, AA. Evaluation of scenarios in artificial recharge with treated wastewater on the quantity and quality of the Shahrekord aquifer. Journal of Environmental Studies. 2014;40(1):221-236 (In Persian)