پژوهشـــــی

مجله محیط شناسی، شمارهٔ ۳۹، تابستان ۱۳۸۵، صفحه ۳۳-۴۰

بررسی تغییرات غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده‌رود در استان اصفهان

اردشیر خسروی دهکردی *

دکترمجید افیونی **

دکترسید فرهاد موسوی ***

چکیده

مصرف کودهای نیتروژن‌دار بدون توجه به آثار سوء بر خصوصیات خاک، محصولات کشاورزی و بـه ویـژه محـیط زیـست، بـه طـور چشمگیری افزایش یافته است. نیترات به عنوان عمده‌ترین شکل نیتروژن به راحتی به آب‌های زیرزمینی منتقل و موجب آلودگی آنهـا می‌شود. آب‌های زیرزمینی به علت داشتن کیفیت مناسب و قابلیت دسترسی آسان، مهمترین منبع تأمین آب در مناطق خشک و نیمـه خشک است. هدف از انجام این تحقیق، بررسی آلودگی نیترات، توزیع و تغییرات آن در آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینـده‌رود در منطقـه خشک و نیمه خشک استان اصفهان است. بدین منظور از باغبادران تا ورزنه حدود ۱۰۰ حلقه چاه آب دایر انتخاب شد و هردو ماه یک بار از مهر ماه ۱۳۷۷ تا مهر ماه ۱۳۸۱ نمونه‌بـرداری انجـام گرفـت و غلظـت NO_3-N ، Cl^-، HCO_3^-، K^+، Na^+، Ca^{2+}، Mg^{2+}، SO_4^{2-} ، TH و EC اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب چاه‌هـای باغبـادران بـا عمـق متوسـط ۹ متر ۵/۲۸، در منطقه فلاورجان با عمق متوسط ۷/۵ متر ۱۷/۶۳ و در منطقه ورزنه با عمق متوسط ۶ متر ۶/۳۵ میلی‌گرم در لیتر بود. بیشترین مقدار غلظت نیتروژنی نیتراتی در آب چاه در منطقه جلال‌آباد در فاصله یک کیلومتری سـاحل زاینـده‌رود و بـه میـزان ۷۰/۸ میلی‌گرم در لیتر (۷ برابر حد استاندارد ۱۰ میلی‌گرم در لیتر) در تاریخ ۸۰/۱/۲۷ اندازه‌گیری شد. میانگین غلظت نیتروژن نیتراتـی چـاه آب آشامیدنی روستای باغ ملک (چاه شمارهٔ ۱) با چاه آب شهر ورزنه (چاه شماره ۱۰۰) در طول مدت مطالعه تفـاوت معنـی‌دار نداشـت ولی این غلظت در منطقه لنجان (کله مسیح، چمگردان، زرین‌شهر، فلاورجان و درچه) به علت فعالیت زیاد کشاورزی (بـه طـور عمـده برنج‌کاری) با نقطه شروع (چاه شمارهٔ ۱) و نقطه پایان (چاه شمارهٔ ۱۰۰) دارای تفاوت معنی‌داری بود. همچنـین، نتـایج نـشان داد کـه غلظت نیترات با هیچیک از پارامترهای شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب زیرزمینی همبستگی معنی‌داری ندارد.

کلید واژه‌ها

آلودگی آب‌های زیرزمینی، محیط زیست، فعالیت‌های کشاورزی، استاندارد آب آشامیدنی، فاضلاب‌های صنعتی

تاریخ دریافت :۸۴/۱/۲۵ تاریخ پذیرش:۸۴/۱۰/۲۵

* کارشناس گروه محیط زیست ، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

** دانشیار گـروه خاک شناسی ، دانشکده کشاورزی، دانشـگاه صنعتی اصفهان.

*** استاد گـروه آبیاری ، دانشکده کشاورزی ، دانشـگاه صنعتی اصفهان .

سرآغاز

نیتروژن، عنصر کلیدی در غذای گیاه است (وهابزاده ۱۳۷۸). نیترات از کودهای شیمیایی، تجزیه گیاهان، کودهای حیوانی و دیگر باقیمانده‌های آلی به وجود می‌آید. گیاهان، نیترات و آمونیوم را مصرف می‌کنند. گاهی اوقات باران این ماده غذایی را به طرف آب‌های سطحی و زیرزمینی حرکت می‌دهد (Hamilton et al., 1995). آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات یک مشکل گسترده برای اقتصاد، اکوسیستم و سلامتی انسان است (Goolsby et al.,2000 & O'Neil et al., 1990). بعلاوه، زمانی که آب‌های زیرزمینی به آب‌های سطحی اضافه می‌شود، کاهش منابع آب آشامیدنی را به دنبال دارند (وهابزاده ۱۳۷۸). سطوح بالای غلظت نیترات در آب آشامیدنی می‌تواند ظرفیت انتقال خونی اکسیژن را کاهش دهد و موجب بیماری سیندرم بچه آبی(Blue baby syndrome) شود. به همین صورت، غلظت زیاد نیترات برای حیوانات نشخوار کننده مانند گاو و گوسفند نیز سمیت ایجاد می‌کند (عرفان منش وافیونی، ۱۳۷۹). منبع آلودگی غیر نقطه‌ای شامل تعدادی از منابع شهری و روستایی است. در طول رودخانه‌های بزرگ، روان آب‌ها و آب‌های سطحی به آب زیرزمینی نفوذ می‌کنند (Hamilton et al.,1995). سبزی‌کاری به آرامی، انتقال آلودگی‌ها را افزایش می‌دهد. شهری شدن نواحی در مقایسه با مناطق روستایی، عامل آلودگی را سریع‌تر به ذخایر آبی انتقال می‌دهد (Kraft and et al.,2003).

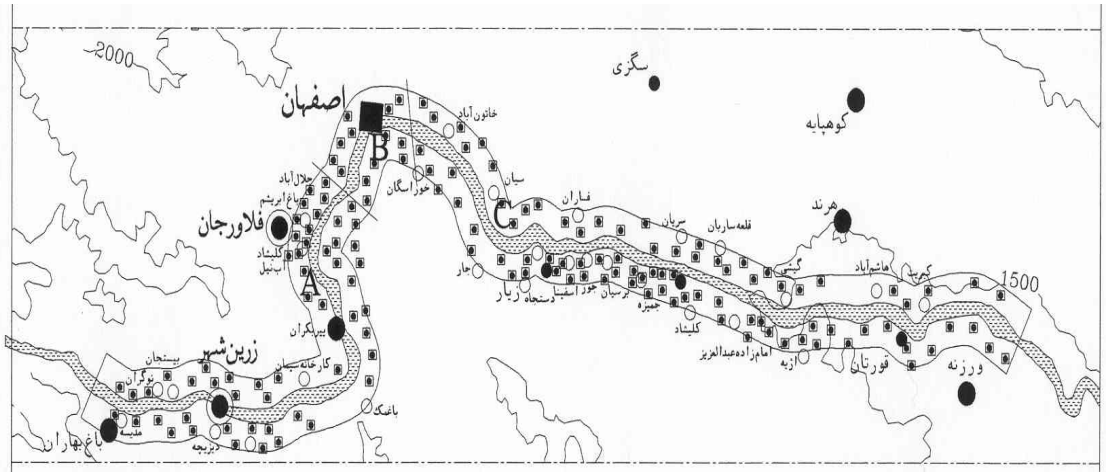
رودخانه کلرادو از کوه‌های واقع در وایومینگ سرچشمه گرفته و طی مسیر از طریق کانال و آبراهه زمین‌های کشاورزی، منطقه نیمه خشک را مشرب و کیفیت آب زیرزمینی حاشیه خود را کاهش می‌دهد (وهابزاده، ۱۳۷۸). بسیاری از فرایندها، موجب آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شوند. بیشتر روان آب‌ها و زه‌آب‌های کشاورزی موجب نشت نیترات، فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها به آب‌های زیرزمینی می‌شوند موسوی (۱۳۷۶) با بررسی آلودگی آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده‌رود دریافت که منابع اصلی آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و شهری به آن، مصرف زیاد آب، کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات در مناطق کشاورزی اطراف رودخانه است. همچنین غلظت نیتروژن نیتراتی آب دو چاه از ۲۴ چاه مورد مطالعه را به ترتیب ۱۶/۲ و ۲۹/۷ میلی‌گرم بر لیتر اندازه‌گیری کرد. محسنی (۱۳۶۵) با مطالعه غلظت نیترات در چاه‌های آب اطراف شالیزارهای بابل دریافت که یک همبستگی مثبت بین مصرف کود نیتروژن‌دار و غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی وجود دارد. وی همچنین مشاهده کرد که ۲۵ درصد از چاه‌های آب آشامیدنی نمونه‌برداری شده غلظت نیتروژن نیتراتی بالاتر از حداکثر مجاز EPA (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) دارند و میانگین غلظت آنها ۴۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. لطیف (۱۳۸۱) با مطالعه آلودگی به نیترات و منشأیابی آن در آب‌های زیرزمینی دشت مشهد دریافت که حداکثر غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی منطقه ۷۴/۴ میلی‌گرم در لیتر در ایستگاه میدان جمهوری است و ۷/۵ درصد چاه‌ها غلظت نیترات بیش از حداکثر مجاز EPA (۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) دارند. همچنین هدایت الکتریکی، سولفات و سختی کل به ترتیب ۳۷/۵، ۱۷/۵ و ۱۲/۵ درصد چاه‌های مورد مطالعه بیش از حد استاندارد است و بیشترین نقش را در آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت مشهد دارند. تسک و همکاران (۲۰۰۳) دریافتند که غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی منطقه کاسیاکانتی آیداهو تحت مدیریت EPA کاهش یافته است(Tesch and et al.,2003). وورز دریافت که غلظت نیترات آب زیرزمینی منطقه نیوجرسی با سیستم‌های سپتیک از سال ۱۹۷۰ تا ۱۹۹۰ به دلیل توسعه شبکه جمع‌آوری فاضلاب کاهش یافته است(Bowers, 2000). همبستگی بین فعالیت کشاورزی و آلودگی به نیترات آب‌های زیرزمینی به خوبی اثبات شده است (Goolsby and et al., 2000&O'Neil and et al., 1990). نهلس و همکاران (۲۰۰۱) دریافتند که حداکثر غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی در دو منطقه از دشت شنی ویسکانسین مرکزی آمریکا به دلیل آبیاری مناطق سبزی‌کاری شده است(Nehls and et al.,2001).. همچنین Kraft, 2003 میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی آب‌های زیرزمینی کم عمق (تا ۳ متر) را حدود ۲۰ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری کردند. Angle and et al., 1993 با مطالعه غلظت‌های نیترات خاک تحت کشت ذرت به اثر شخم و کود حیوانی توجه کرده و دریافتند که مقدار آبشویی نیترات در پروفیل خاک عموماً با افزایش نرخ کاربرد کود افزایش می‌یابد. Abdorashid and et al.,2000 با مطالعه مدیریت نفوذ آب و نیتروژن روی نیترات باقیمانده خاک و سرعت نیرات‌زدایی تحت کشت ذرت در خاک شنی لومی در کبک در سال‌های ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷ دریافتند که غلظت‌های نیترات تحت مدیریت سطح آب به ترتیب ۴۲ و ۱۶ درصد در فصل رشد کاهش یافت. هدف از مطالعه حاضر، بررسی غلظت نیترات در آب چاه‌های حاشیه رودخانه زاینده‌رود اصفهان، مقایسه با غلظت استاندارد و همچنین تعیین همبستگی غلظت نیترات با سایر پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی است.

مواد و روشها

استان اصفهان با وسعتی حدود ۱۰۵۲۶۳ کیلومتر مربع در فلات مرکزی ایران در ناحیه خشک و نیمه خشک قرار دارد. رسوباتی که سطح اصفهان را پوشانده از رس، شن و نمودهایی از کنگلومرا و همچنین رس‌های فشرده تشکیل یافته‌اند. در زیر لایه رسی، شن‌های زاینده‌رود مشاهده می‌شود که جنس اکثر دانه‌ها آهکی است (سلطانی کوپایی، ۱۳۷۳). میزان بارندگی در مناطق مرتفع غربی حدود ۱۳۰۰ میلی‌متر و در مناطق بیابانی شرق حدود ۶۰ میلی‌متر است (سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور، ۱۳۷۹). منطقه مورد مطالعه بین عرض جغرافیایی ″۲۸ ′۲۵ °۳۲ تا ″۸ ′۳۲ °۳۲ شمالی و طول جغرافیایی ″۳۹ ′۱۱ °۵۱ تا ″۳۱ ′۳۸ °۵۲ شرقی است که از باغبادران شروع و در مسیر ۲۰۰ کیلومتری رودخانه زاینده‌رود شامل مدیسه، زرین‌شهر، میانداشت، جعفرآباد، گارياخان، کلیشاد، درچه، اصفهان، اشکاوند، دشتی، راشنان، حیدرآباد، زیار، ایچی. هرمدان، شریف‌آباد، برسیان، گلستانه، اژیه، سه راه نیک‌آباد، ورزنه و زه‌کش سگزی می‌باشد(شکل شمارهٔ ۱). این منطقه شامل آبرفت‌ها و دشت‌های آبرفتی و رسوبات حاصل از فعالیت رودخانه است که بستر مناسب و غنی برای فعالیت‌های کشاورزی را فراهم آورده است. آب‌های زیرزمینی منطقه به طور مستقیم و غیر مستقیم تحت تأثیر آب زاینده‌رود بوده و رودخانه، عامل اصلی تغذیه سفره آب زیرزمینی است.میانگین سطح ایستابی منطقه لنجانات به ترتیب ۱۷۸۳/۷ ، ۱۷۸۲/۲۵ و ۱۷۸۲/۴۵ متر و تغییرات سطح ایستابی ۱/۴- ، ۴۷/+ و۰۸/- متر در سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۱ و میانگین سطح ایستابی منطقه سگزی- ورزنه به ترتیب ۱۸۸۲/۵۶ ، ۱۵۱۷/۲۳ و ۱۵۱۲/۵۱ متر و تغییرات سطح ایستابی ۸۶/- ، ۳۵/- و ۳۴/+ متر در سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۱ اندازه‌گیری شده است(سازمان آب منطقه‌ای اصفهان). پس از مشخص کردن چاه‌های دایر و قابل دسترسی براساس نوع کاربری در مسیر رودخانه مطابق جدول شمارهٔ (۱)، نمونه‌برداری هر دو ماه یکبار از مهر ماه ۱۳۷۷ تا مهر ۱۳۸۱ انجام گرفت. اطلاعات میدانی مورد نیاز شامل مختصات چاه، عمق چاه(متوسط عمق بین ۲/۵ تا ۱۵ متر)، میزان کوددهی و نوع محصول ثبت شد. در آزمایشگاه، غلظت نیتروژن نیتراتی، کلر، بی کربنات، پتاسیم، سدیم، کلسیم، منیزیم، سولفات و هدایت الکتریکی با استفاده از روش‌های استاندارد آنالیز آب و فاضلاب اندازه‌گیری شد (Am. Publ. Health Assoc.,1992). نتایج به دست آمده به کمک نرم‌افزار Excel رسم و توسط نرم‌افزار SPSS تحلیل شد.

جدول شمارهٔ (۱): انواع کاربری چاه‌های مورد مطالعه در حاشیه زاینده‌رود در اصفهان

کاربری	کشاورزی(قبل از شهر اصفهان)	کشاورزی(بعد از شهر اصفهان)	آشامیدنی	فضای سبز
تعداد حلقه چاه	۳۸	۳۹	۱۳	۱۰



شمال ▲

شکل شمارهٔ (۱): موقعیت چاه های نمونه برداری در طول حاشیه رودخانه زاینده رود

یافته‌ها

سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا برای برخی از آلاینده‌های آب، حد معینی قائل شده است. اگر سطح آلاینده‌ای از آستانهٔ تعیین شده بیشتر باشد آن نمونه نامناسب تلقی می‌شود (جدول شمارهٔ ۲).

نتایج این مطالعه نشان داد که غلظت نیتروژن نیتراتی دارای نوسان دامنه‌داری بود به طوری که برای مثال در سال ۱۳۸۰، حداکثر غلظت ۷۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر در آب چاه کشاورزی واقع در صحرای جلال‌آباد و حداقل غلظت ۰/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر در آب چاه روستای باغملک در ابتدای مسیر مورد مطالعه بود (جدول شمارهٔ ۳). میانگین غلظت حداکثر نیتروژن نیتراتی در طول مطالعه ۴۳/۵۶ میلی‌گرم بر لیتر (۴/۳ برابر حد استاندارد EPA) بود.

جدول شمارهٔ (۲): برخی از استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) برای آب آشامیدنی

پارامتر	pH	TDS (mg/l)	TH (mg/l $CaCO_3$)	NO_3-N (ppm)	NO_3^- (ppm)
مقدار	۶/۵–۸/۵	۱۵۰۰	۵۰۰	۱۰	۴۵
پارامتر	SO_4^{2-} (meq/l)	Na^+ (meq/l)	K^+ (meq/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)
مقدار	۲۵۰	۲۰۰	۱۲	۲۰۰	۱۵۰

جدول شمارهٔ (۳) : حداکثر، حداقل و میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی آب‌های زیرزمینی در حاشیه رودخانه زاینده‌رود

کاربری چاه	مقدار	سال				
		۱۳۷۷	۱۳۷۸	۱۳۷۹	۱۳۸۰	۱۳۸۱
آشامیدنی	حداکثر	۸/۲۱	۱۵/۹۰	۱۸/۹۰	۱۷/۷۰	۲۸/۹۰
	حداقل	۰/۲۳	۰/۷۴	۰/۸۴	۲/۰۷	۱/۴۷
	میانگین	۳/۱۰	۳/۸۰	۶/۲۰	۸/۱۰	۱۰/۲۰
فضای سبز	حداکثر	۲۴/۵	۳۷/۵	۲۲/۲	۱۲/۲	۲۶/۰۰
	حداقل	۰/۶۲	۰/۴۷	۰/۴۴	۰/۹۸	۱/۰۱
	میانگین	۴/۵۰	۹/۶۰	۹/۵۰	۵/۵۰	۸/۸
کشاورزی (قبل از شهر اصفهان)	حداکثر	۱۵/۳۰	۱۴/۷۰	۲۲/۴	۷۰/۸۰	۴۶/۹۰
	حداقل	۰/۸۲	۱/۰۵	۰/۴۹	۲/۳۲	۲/۰۲
	میانگین	۵/۷۰	۶/۸۰	۹/۲۰	۱۵/۱۰	۱۲/۱۵
کشاورزی (بعد از شهر اصفهان)	حداکثر	۲۱/۲۰	۲۰/۹۰	۳۸/۱۰	۱۸/۸۰	۳۷/۹۰
	حداقل	۱/۰۰	۰/۳۲	۰/۸۵	۱/۰۰	۱/۰۰
	میانگین	۶/۶۱	۶/۴۰	۱۰/۸۰	۹/۱۰	۱۷/۷۰

در طول مطالعه ، ۹، ۲۶، ۵۱، ۶۰ و ۶۲ درصد از چاه‌های مورد مطالعه به ترتیب در سال‌های ۱۳۷۷ تا ۱۳۸۱ غلظت نیتروژن نیتراتی بالاتر از حد استاندارد EPA (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) داشتند (جدول شمارهٔ ۴). حداکثر، حداقل و میانگین برخی از پارامترهای کیفیت آب نیز در (جدول شمارهٔ ۵)آورده شده است.

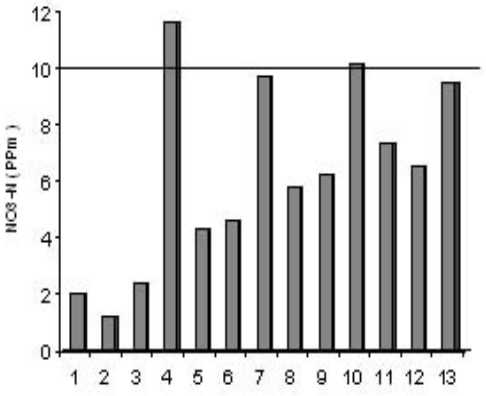
جدول شمارهٔ (۴): دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی آب‌های زیرزمینی در حاشیه رودخانه زاینده‌رود

دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی	سال				
	۱۳۷۷	۱۳۷۸	۱۳۷۹	۱۳۸۰	۱۳۸۱
۰/۱–۱۰ (ppm)	٪۹۱	٪۷۴	٪۴۹	٪۴۰	٪۳۸
۱۰–۲۰ (ppm)	٪۷	٪۱۸	٪۳۷	٪۴۹	٪۳۴
۲۰–۳۰ (ppm)	٪۲	٪۵	٪۱۲	٪۷	٪۱۹
۳۰–۴۰ (ppm)	–	٪۳	٪۲	٪۳	٪۷
> ۴۰ (ppm)	–	—	—	٪۱	٪۲

جدول شمارهٔ (۵): حداکثر، حداقل و میانگین غلظت برخی از پارامترهای آب‌های زیرزمینی در حاشیه رودخانه زاینده‌رود

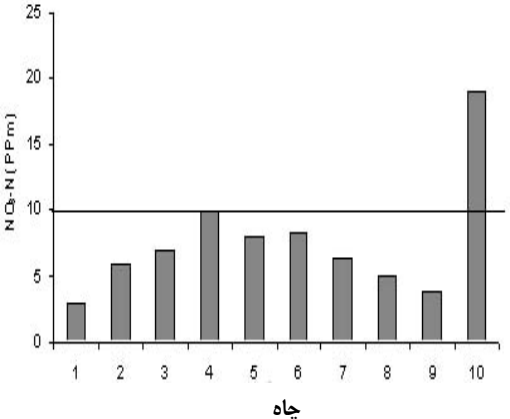
پارامتر	مقدار	سال				
		۱۳۷۷	۱۳۷۸	۱۳۷۹	۱۳۸۰	۱۳۸۱
NO_3-N (ppm)	حداکثر	۲۴/۵۰	۳۷/۵۰	۳۸/۱۰	۷۰/۸۰	۴۶/۹۰
	حداقل	۰/۲۳	۰/۳۲	۰/۴۴	۰/۹۸	۱/۰۱
	میانگین	۵/۶۴	۶/۶۰	۹/۶۰	۱۱/۰۰	۱۳/۹۰
HCO_3^- (ppm)	حداکثر	۱۸/۰۰	۱۱/۰۰	۸/۵۰	۱۲/۸۰	۱۰/۰۰
	حداقل	۳/۰۰	۱/۵۰	۱/۵۰	۱/۵۰	۰/۴۵
	میانگین	۶/۶۰	۳/۷۱	۳/۱۶	۳/۵۳	۲/۹۳
Cl^- (ppm)	حداکثر	۹۹/۰۰	۵۰/۰۰	۴۹/۰۰	۴۰/۵۰	۳۱/۰۰
	حداقل	۰/۵۰	۰/۸۲	۰/۶۰	۰/۵۰	۰/۵۰
	میانگین	۱۴/۱۶	۱۳/۰۱	۸/۱۹	۵/۷۲	۴/۵۸
SO_4^{2-} (ppm)	حداکثر	۱۱۰/۰۰	۸۰/۰۰	۱۱۵/۶۰	۸۰/۰۰	۴۸/۰۰
	حداقل	۰/۲۰	۰/۴۰	۱/۵۰	۰/۸۰	۰/۶۵
	میانگین	۱۵/۹۲	۱۴/۳۲	۲۱/۰۵	۸/۱۲	۴/۹۰
K^+ (ppm)	حداکثر	۸۴/۰۰	۸۵/۴۰	۲۵/۰۰	۲۱/۰۰	۲۵/۵۰
	حداقل	۱/۰۰	۰/۷۳	۰/۶۰	۱/۲۰	۱/۱۰
	میانگین	۶/۷۸	۴/۹۰	۴/۵۷	۴/۴۷	۳/۸۸

درطول مطالعه، میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در چاه آب آشامیدنی بابا شیخعلی (شمارهٔ ۴ در شکل شمارهٔ ۲) درحاشیه رودخانه و چاه فلمن (چاه شمارهٔ ۱۰ در شکل ۲) واقع در درچه بیشتر از حد استاندارد بود.



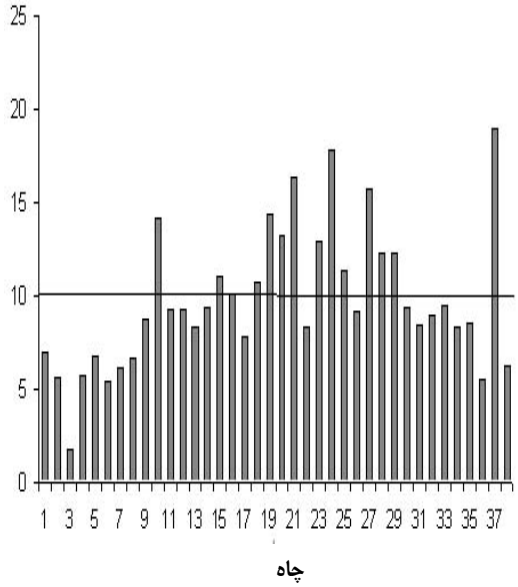
شکل شمارهٔ (۲): میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب آشامیدنی در حاشیه زاینده رود در اصفهان

قرار گرفتن این چاه‌ها در مجاورت زمین‌های زیر کشت برنج و رسوبات شنی عامل مهم نفوذ نیترات به آب‌های زیرزمینی منطقه است. میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب چاه فضای سبز (چاه شمارهٔ ۱۰ شکل ۳) بعد از باغ گلها در فاصله ۵۰ متری ساحل رودخانه ۱۹/۲ میلی‌گرم بر لیتر بود. عمق کم چاه، جنس رسوبات و فعالیت‌های پرورش گل و گیاه در طول سال، عامل مهم بالا بودن غلظت نیتروژن است.



شکل شمارهٔ (۳): میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب چاه فضای سبز در حاشیه زاینده رود در اصفهان

در شکل شمارهٔ(۴)، میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی آب چاه کشاورزی نزدیک تصفیه‌خانه ذوب‌آهن (شمارهٔ ۱۰)، تعدادی از چاه‌های موجود در فلاورجان و کلیشاد (چاه‌های ۱۹، ۲۰، ۲۱، ۲۳، ۲۴، ۲۷) و صحرای جلال‌آباد (چاه ۳۷) در طول مطالعه بالاتر از حد استاندارد EPA بود. فعالیت‌های پرورش گل و گیاه، شالیکاری و صیفی، عمق نسبتاً کم و آبشویی از عوامل مؤثر در بالا رفتن غلظت نیتروژن در آب‌های زیرزمینی این منطقه است.



شکل شمارهٔ (۴): میانگین غلظت نیتروژن در آب چاه کشاورزی در حاشیه زاینده رود قبل از شهر اصفهان

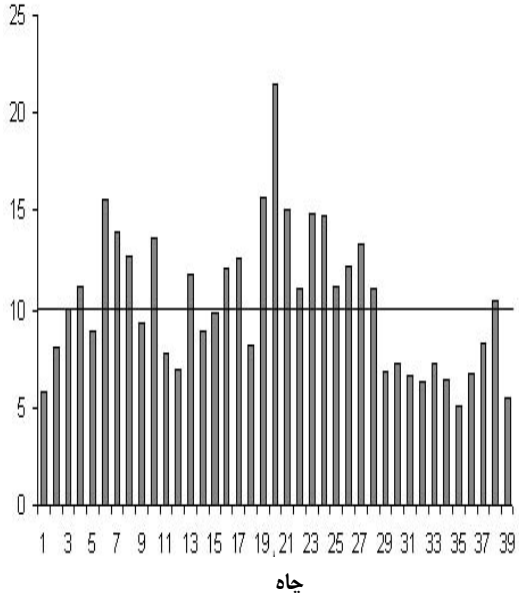
در شکل شمارهٔ ۵، میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی آب چاه کشاورزی نزدیک امامزاده محسن بین جوزدان و زیار (چاه شمارهٔ ۲۰) و صحرای راشنان و صادق‌آباد (چاه‌های ۱۹ تا ۲۷) بالاتر از حد استاندارد EPA بود. فاصلهٔ کم چاه‌های نمونه‌برداری امامزاده محسن نسبت به صحرای راشنان و صادق‌آباد با ساحل رودخانه، ورود پساب شهری و زه‌آب‌های بالادست و مصرف کود با توجه به فعالیت زیاد کشاورزی، بر نفوذ نیترات به آب‌های زیرزمینی می‌افزاید. نتایج رگرسیون گام به گام بین یون نیترات وپارامترهای دیگر در جدول شمارهٔ ۶ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود در ۴ مرحله به ترتیب کلسیم بیکربنات PH و منیزیم به مدل وارد شده ولی در کل این مدل با ۴ متغیر مستقل فقط ۱۳ درصد از تغییرات را توجیه می‌کند که بسیار کم است. رگرسیون گام به گام نسبت به سایر روش‌های رگرسیون مانند روش‌های حذف پس رونده و گزینش پیش رونده بهتر بود زیرا ترکیبی از این دو روش است که در هر گام، کلیه

متغیرها وارد شده به مدل، دو باره از طریق آماره های F جزء ارزیابی می‌شود. بنابراین یون نیترات آب‌های زیرزمینی با هیچ یک از یون‌های دیگر همبستگی زیادی را نشان نداد.

جدول شمارهٔ (۶): نتایج رگرسیون گام به گام بین یون نیترات و پارامترهای دیگر

متغیر اضافه شده به مدل	ضرائب مدل	R^2	R^2	F
کلسیم	۰/۳۵۲	۰/۱۰۲	۰/۱۰۲	۹۹/۱۸۹
بی کربنات	-۰/۶۳۹	۰/۰۱۴	۰/۱۱۶	۵۷/۱۰۴
پ-هاش	۳/۲۸۲	۰/۰۰۹	۰/۱۲۵	۰/۶۱۸
منیزیم	۰/۲۰۱	۰/۰۰۸	۰/۱۳۳	۳۳/۴۹۵
عرض از مبدا	-۱۵/۱۲۱	-	-	-

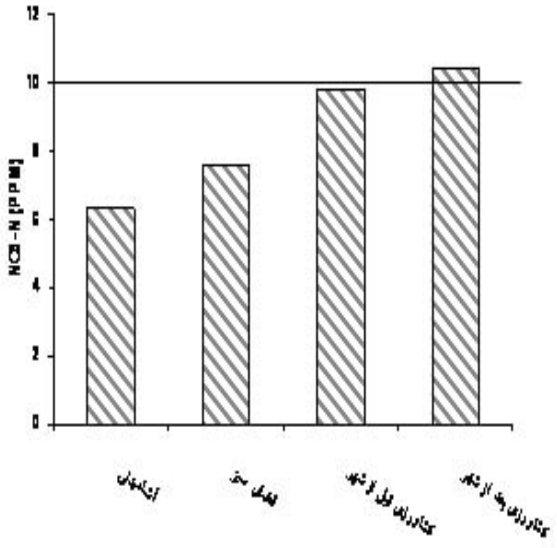
بالا بودن هدایت الکتریکی (حداکثر ۴۵/۱ و میانگین ۱۹/۳ دسی زیمنس بر متر) در یک سوم انتهای‌منطقه بعلت ورود زه آب زهکش‌ها به رودخانه مشاهدات‌میدانی‌شامل کاهش‌تعداد حلقه‌چاه، وضعیت‌نسبتا ضعیف‌برخی‌ازمحصولات کشت‌شده و تبخیرزیاد است.شکل‌شمارهٔ (۵)



چاه

شکل شمارهٔ (۵): میانگین غلظت نیتروژن در آب چاه کشاورزی در حاشیه زاینده رود بعد از شهر اصفهان

تغییرات زمانی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی در طول مطالعه به طور کلی روند افزایشی داشت (شکل شمارهٔ ۶) .



آب مصرفی

شکل شمارهٔ (۶): میانگین غلظت نیتروژن نیتراتی در آب آشامیدنی، فضای سبز، آب مصرفی کشاورزی قبل و بعد از شهر اصفهان

نتیجه‌گیری

- بیشترین مقدار غلظت معمولاً مربوط به اواخر زمستان و اوایل بهار بود که دلیل آن می‌تواند آبشویی نیترات در اثر بارندگی در زمستان و شروع فصل کاشت باشد.
- فعالیت‌های کشاورزی، مهمترین عامل آلودگی به نیترات آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده‌رود تشخیص داده شد.
- بالا بودن غلظت نیتروژن نیتراتی آب زیرزمینی حاشیه رودخانه زاینده‌رود بعد از شهر اصفهان، می‌تواند به علت ورود پساب فاضلاب شهری و زه‌آب زهکش‌های زمین‌های کشاورزی به رودخانه و نفوذ آن به آب‌های زیرزمینی باشد.
- شوری خاک و آب رودخانه در یک سوم انتهایی مسیر رودخانه، موجب کاهش فعالیت‌های کشاورزی و غلظت نیتروژن نیتراتی در آب‌های زیرزمینی حاشیه زاینده‌رود است.

منابع مورد استفاده

سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور. ۱۳۷۹. سالنامه آماری کشور، ۱۳۷۸. مرکز آمار ایران.

سازمان آب منطقه‌ای اصفهان و چهارمحال و بختیاری . معاونت مطالعات پایه منابع آب . گزارش تغییرات سطح ایستابی و میزان برداشت سالانه از آبخوان های حوزه های آبریز گاو خونی ، اردستان- رفسنجان و کویر مرکزی ایران۱۳۷۸تا ۱۳۸۳ ، ۱۳۸۳ . وزارت نیرو.

سلطانی کوپایی، س. ۱۳۷۳. بررسی پادگانه‌های آبرفتی زاینده‌رود و پلایای گاوخونی از نظر مکانیسم تشکیل و نحوه تکوین. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تهران.

عرفان‌منش، م. و افیونی، م. ۱۳۷۹. آلودگی محیط زیست: آب، خاک و هوا. نشر ارکان، اصفهان.

لطیف، م. ۱۳۸۱. بررسی آلودگی نیترات و منشأیابی آن در آب‌های زیرزمینی دشت مشهد. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

محسنی، ا. ۱۳۶۵. بررسی وضع آلودگی آب‌های زیرزمینی به یون نیترات در اثر کاربرد کودهای ازته در شهرستان بابل. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس.

موسوی، س. ف. ۱۳۷۶. مطالعه آلودگی آب‌های زیرزمینی حاشیه زایندرود. مجله آب و فاضلاب، شماره ۲۴، ص ۲۱-۹.

وهاب‌زاده، ع. ۱۳۷۸. شناخت محیط زیست. ترجمه. دانیل بوتکین و ادوارد کلر. انتشارات موزه طبیعت و حیات وحش. فصل ۱۹، ص ۳۸۱ تا ۴۰۹.

Abdorashid, A. E., Madramootoo, C., and Hamel. C. 2000. Influence of water table and nitrogen management on residual soil NO_3^- and denitrification rate under corn production in sandy loam soil in Quebec. J. Agric. Ecosys. and Environ. 79, 187-197.

Am. Publ. Health Assoc., Am. Water Works Assoc. and Water Poll. Contr. Fed. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th ed., Washington, DC.

Angle, J. S., Gross, C. M., Hill, R. L., and McIntosh, M. S. 1993. Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer application. J. Environ. Qual. 22, 141-147.

Bowers, F. H. 2000. Septic system and nitrate nitrogen as indicators of groundwater quality trends in New Jersey. New Jersey Dept. of Environ. Protec.

Goolsby, D. A. 2000. Mississippi basin nitrogen flux believed to cause Gulf hypoxia: EOS. Trans. Am. Geophys. Union 81, 321-327.

Hamilton, P. A., and Helsel, D. A. 1995. Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United Stated. Ground Water 33, 217-226. http://www.epa.gov/safewater/mcl.htm.

Kraft, G. J., and Stites, W. 2003. Nitrate impacts on ground water from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. Agricultural Ecosystems and Environ. 100, 63-74.

Nehls, T., Arriaga, F., Kelling, K. A., and Lowery, B. 2001. Nitrate loading under different N rates and

surfactants and potato yield. In: Proceeding of the Wis. Ann. Potato Mtgs., Vol. 14, University of Wisconsin-Extension, Madison, WI, pp. 79-85.

Oneil, W. B., and Raucher, R. S., 1990. The costs of groundwater contamination. J. Soil Water Conserv. 45, 180-183.

Tesch, C., Carlson, R. and Fox, J. 2003. Ground water nitrate monitoring in Cassia County, Idaho. State Dept. of Agric., Div.of Agric. Resources, 7 p.