تغییرات کیفیت زه‌آب زهکش‌های مهم تخلیه شونده به زاینده‌رود و اثر آنها بر این رودخانه در یک دورهٔ یکساله

محمود کلباسی[۱] و سید فرهاد موسوی[۲]

چکیده

زاینده‌رود یکی از عوامل حیات منطقه مرکزی ایران است و حفظ کیفیت آب آن حائز اهمیت می‌باشد. شور شدن و آلایش آب این رودخانه به انواع آلاینده‌های معدنی و آلی، خطرات جدی را برای سلامتی محیط زیست و کشاورزی منطقه به وجود می‌آورد. با وجود نقش شناخته شده زهکش‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود در تغییرات کیفی آن، اطلاعاتی در مورد کیفیت و حجم زه‌آب این زهکش‌ها در دسترس نیست. هدف از انجام تحقیق حاضر بررسی وضعیت کمی و کیفی زه‌آب‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود، از طریق سه زهکش مهم ذوب آهن، رودشت و سگزی، و هم چنین ارزیابی آثار آنها بر کیفیت آب رودخانه می‌باشد. بدین منظور، در سال ۱۳۷۷ نمونه‌های ماهیانه آب از سه زهکش فوق برداشته شد و پارامترهای مختلف شیمیایی و دبی هر زهکش در محل تخلیه آن به رودخانه اندازه‌گیری گردید.

نتایج نشان داد که pH هر سه زهکش قلیایی است و تأثیر منفی بر آب رودخانه ندارد. میانگین سالیانه EC زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی به ترتیب ۵/۵۶، ۲۷/۱۸ و ۴۲/۴۱ دسی زیمنس بر متر، و میزان نمک تخلیه شده از آنها به رودخانه به ترتیب ۳۹۲۵۸، ۳۷۶۷۲ و ۲۵۹۷۸۱ تن در سال بود. میانگین سالیانه غلظت ازت در زه‌آب‌ها به ترتیب ۴/۴۹، ۳/۹۲ و ۴/۱۸ میلی گرم در لیتر، و غلظت فسفر در زه‌آب‌ها به ترتیب ۰/۲۶، ۰/۱۶ و ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. مهم‌ترین اثر زهکش‌های مزبور بر کیفیت آب زاینده‌رود افزایش شوری آب این رودخانه، به ویژه در پایین‌دست است. افزایش شوری آب زاینده‌رود پس از تخلیه زهکش سگزی به حدی است که آب رودخانه را برای کلیه مصارف غیر قابل استفاده می‌کند.

واژه‌های کلیدی: محیط زیست، تخلیه نمک، شوری

مقدمه

شور شدن خاک‌ها و آب رودخانه‌ها از مسائل عمده زیست محیطی و اقتصادی بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک جهان محسوب می‌شود. خاک‌های مبتلا به شوری در مناطق خشک بسیار شایع هستند. بخش قابل توجهی از این خاک‌ها در

۱. استاد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. استاد آبیاری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

اثر آبیاری با آب‌های شور رودخانه‌ها و یا آب‌های زیرزمینی به وجود آمده‌اند. دودال و پورنل (۱۱) تخمین می‌زنند که ۷% خاک‌های دنیا به شوری مبتلا هستند. با توجه به وضعیت اقلیمی ایران، تخمین زده می‌شود که یک سوم خاک این کشور را خاک‌های شور و کویری تشکیل می‌دهد، و بقیه آن نیز، به استثنای مناطق ساحلی دریای خزر، در معرض شور و کویری شدن قرار دارد (۴). فعالیت‌های کشاورزی سبب افزایش تدریجی بار نمک در منطقه غیر اشباع خاک خواهد شد (۱۴). نمک‌های تجمع یافته در خاک ممکن است همراه با حرکت آب به سمت زهکش‌ها و یا آب‌های زیرزمینی حرکت کنند. به همین لحاظ است که اغلب منابع آب زیرزمینی که به صورت چاه و حتی قنات در مناطق خشک و نیمه خشک بهره‌برداری می‌شوند، به درجات مختلف شور هستند (۲). اگر آب زهکش‌ها به رودخانه تخلیه شود، و یا آب‌های زیرزمینی در ارتباط با آب رودخانه باشند، کیفیت آب رودخانه تحت تأثیر قرار می‌گیرد. مقدار و غلظت املاح آب یک رودخانه به هیچ وجه ثابت نیست. به هنگام افزایش دبی، غلظت املاح در آن کاهش می‌یابد، و برعکس در فصل‌های خشک و کم آب زیاد می‌شود. عواملی که در شور شدن آب‌های سطحی و زیرزمینی مؤثرند عبارتند از: زمین‌شناسی حوزه آبخیز، اقلیم، هیدروژئولوژی منطقه، مجاورت آبخوان شیرین با آب شور دریا، فعالیت‌های کشاورزی و بهره‌برداری بیش از حد مجاز از آب‌های زیرزمینی (۴ و ۵).

از بین بردن پوشش گیاهی، ریسک تخلیه نمک از خاک‌ها به رودخانه‌ها را افزایش می‌دهد (۱۶). اصولاً مطالعه موازنه نمک در یک حوزه آبخیز و تجزیه و تحلیل بار نمک در زهکش‌ها، منبع و مقدار نمک وارده به رودخانه را مشخص می‌کند. با تجزیه و تحلیل بار نمک، میزان آب ورودی به زهکش‌ها از طریق آب زیرزمینی و یا نفوذ عمقی قابل تخمین است (۱۲). اگر سطح آب زیرزمینی بالا بیاید، مقدار نمک تخلیه شده به رودخانه از طریق زهکش‌های منطقه افزوده شده، و در نتیجه شوری آب رودخانه نیز افزایش خواهد یافت (۱۷). مطالعه بیلان نمک در یک حوزه آبخیز در غرب استرالیا، نشان داد که بار نمک در زهکش‌های سطحی عمدتاً از آب‌های زیرزمینی سرچشمه می‌گیرد (۱۲). از بین بردن پوشش جنگلی و توسعه زمین‌های کشاورزی در یک حوزه آبخیز ۳۴۴ هکتاری در جنوب غربی استرالیا، سبب بالا آمدن سطح آب زیرزمینی و افزایش شدید شوری آب رودخانه منطقه گردید (۱۵). مطالعه شوری و تبخیر در حوزه آبخیز موری در شرق استرالیا، نشان داد که نفوذ آب زیرزمینی شور و زهکشی نمک‌های ذخیره شده در ناحیه غیر اشباع خاک، در شور شدن رودخانه موری مؤثر است (۱۹).

حیات منطقه اصفهان به زاینده‌رود وابسته است. لذا حفظ کیفیت آب آن از نظر مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و هم‌چنین محیط زیست آبزیان اهمیت دارد. شور و آلوده شدن آب این رودخانه مهم، و منابع آب زیرزمینی اطراف آن با انواع آلاینده‌های معدنی و آلی، خطرات جدی را برای سلامت محیط زیست و کشاورزی منطقه به وجود می‌آورد. زاینده‌رود در زهکشی و کاهش شوری اراضی مجاور آن مؤثر است. در عین حال کیفیت آب آن تحت تأثیر دبی و میزان شوری زهکش‌هایی است که به آن تخلیه می‌شود (۱). منابع اصلی آلوده کننده آب زاینده‌رود از نظر کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی و ازت، زه‌آب اراضی کشاورزی اطراف رودخانه، و از نظر فلزات سنگین، فسفر و مواد آلی، فاضلاب‌های تصفیه نشده و یا تا حدودی تصفیه شده شهری و صنعتی و رواناب‌های شهری است که به داخل رودخانه تخلیه می‌گردند (۵، ۶ و ۸).

بخش کشاورزی حدود ۹۰% آب زاینده‌رود را مصرف می‌کند و در نتیجه دارای آثار قابل ملاحظه‌ای بر اکوسیستم این رودخانه می‌باشد. تخمین زده می‌شود که سالیانه حدود ۴۵۰ میلیون متر مکعب زه‌آب به طور مستقیم، و یا از طریق زهکش‌ها به زاینده‌رود می‌ریزد (۷). اثر فعالیت‌های کشاورزی بر زاینده‌رود را می‌توان به آثار کمی و کیفی تقسیم نمود. آثار کمی به خاطر برداشت آب از زاینده‌رود و تغییرات زمانی و مکانی دبی آن است. آثار کیفی از طریق تخلیه زه‌آب‌های کشاورزی گذاشته می‌شود.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

هدف از انجام این تحقیق، بررسی وضعیت کمی و کیفی زه‌آب‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود، از طریق سه زهکش مهم ذوب آهن، رودشت و سگزی، و ارزیابی آثار آنها بر کیفیت آب زاینده‌رود است.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر در طی سال ۱۳۷۷ و با برداشت نمونه‌های ماهیانه زه‌آب، از سه زهکش ذوب آهن، رودشت و سگزی در محل تخلیه آنها به زاینده‌رود انجام گرفت. نمونه‌های زه‌آب در اواسط هر ماه از قسمت میانی زهکش‌ها، در محلی که زه‌آب جریان سریع داشت، در ظروف دو لیتری پلی اتیلن برداشت گردید. برای تعیین اثر زه‌آب بر کیفیت آب زاینده‌رود، قبل و بعد از محل ریزش این زهکش‌ها به زاینده‌رود نیز از آب رودخانه نمونه‌برداری گردید. موقعیت زهکش‌ها در نقشه ۱ مشخص شده است.

نمونه‌های آب و زه‌آب پس از انتقال به آزمایشگاه، برای تعیین هدایت الکتریکی (EC)، pH، غلظت سدیم، کلسیم، منیزیم، پتاسیم، کلر، سولفات، بی‌کربنات، ازت، فسفر و بعضی از فلزات سنگین مورد تجزیه قرار گرفتند. غلظت کلسیم و منیزیم با روش کمپلکسومتری، سدیم و پتاسیم به وسیله فلیم فتومتر، کلر با تیتراسیون به وسیله نیترات نقره، ازت به وسیله تقطیر با بخار، فسفر با روش اسپکتروفتومتری و فلزات سنگین با جذب اتمی اندازه‌گیری شدند (۱۳).

دبی هر زهکش، در مواقع نمونه‌برداری در نزدیکی محل تخلیه آن به رودخانه، با مشخص نمودن شکل سطح مقطع و تعیین سرعت آب، با استفاده از مولینه محاسبه گردید (۳). مقدار نمک تخلیه شده به زاینده‌رود به وسیله هر زهکش، با استفاده از دبی و هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده، برای هر ماه به صورت جداگانه محاسبه گردید و مقدار سالیانه آن با جمع ارقام حاصل به دست آمد. اطلاعات مربوط به دبی زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷ از سازمان آب منطقه‌ای اصفهان اخذ شد.

نتایج و بحث

تغییرات زمانی و مکانی دبی زاینده‌رود

دبی رودخانه از جمله مهم‌ترین عوامل مؤثر بر غلظت آلاینده‌ها و املاح محلول در منابع آب سطحی است. در مقاطع و زمان‌هایی که دبی رودخانه زیاد است، تأثیر منابع بزرگ آلاینده نظیر رواناب‌ها و فاضلاب‌های شهری و صنعتی و یا زه‌آب‌های کشاورزی بر غلظت آلاینده‌ها در رودخانه کم است. اما وقتی دبی رودخانه کاهش می‌یابد، منابع کوچک آلاینده نیز سبب افزایش شدید غلظت آلاینده‌ها می‌شوند.

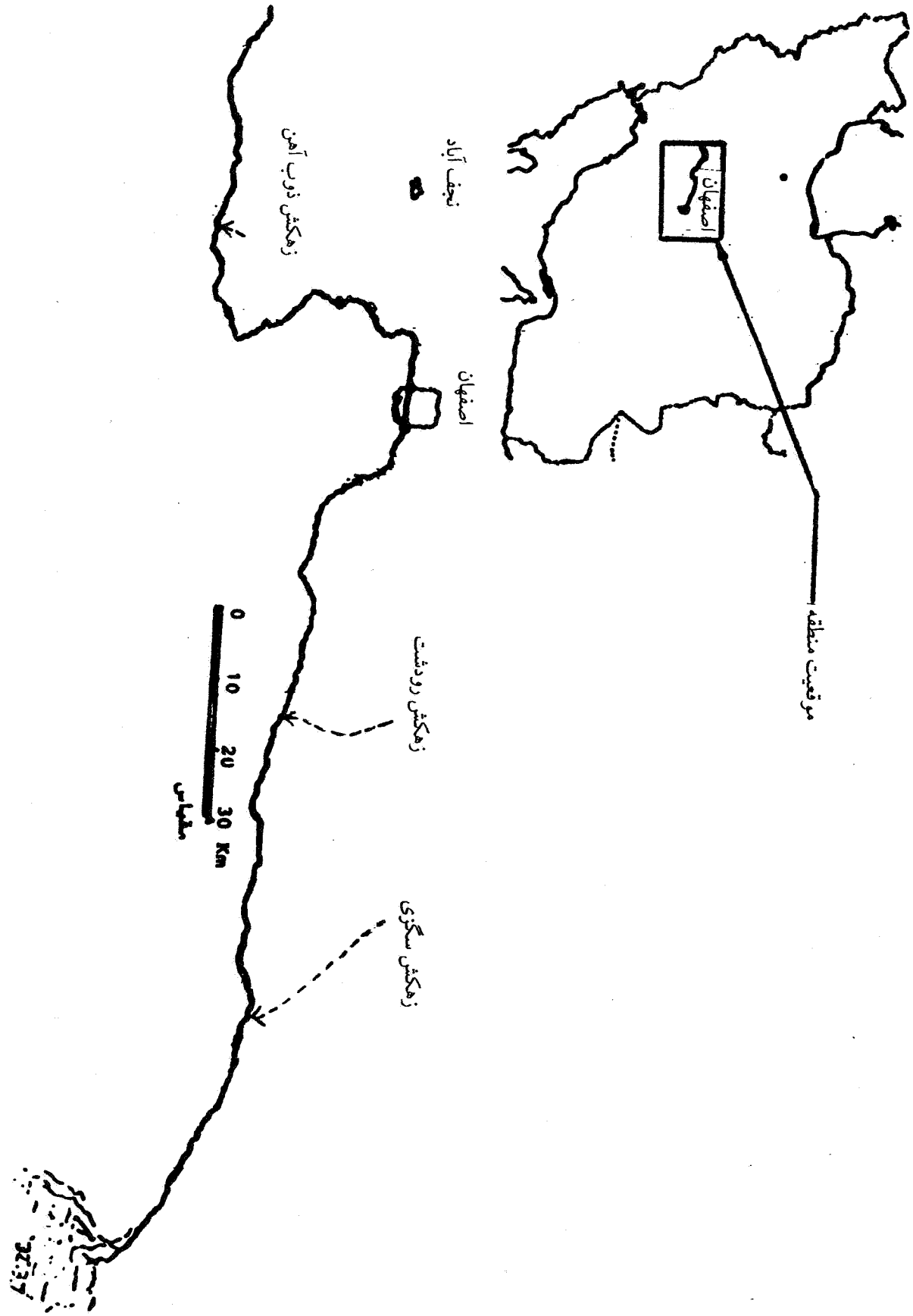
با استفاده از آمار دبی متوسط ماهیانه در ایستگاه‌های نزدیک به محل ریزش زهکش‌ها، جدول ۱ تنظیم گردیده است (اندازه‌گیری‌ها توسط سازمان آب منطقه‌ای اصفهان انجام شده است). زهکش ذوب آهن بین ایستگاه‌های پل کله و لنج واقع شده است. زهکش رودشت بعد از ایستگاه پل چوم و زهکش سگزی در کنار ایستگاه ورزنه قرار دارد. بر اساس این جدول، کمترین دبی در ایستگاه‌های پل کله و ورزنه مربوط به بهمن ماه، و در ایستگاه‌های لنج و پل چوم مربوط به اسفندماه است. بیشترین دبی ایستگاه‌های پل‌چوم و ورزنه مربوط به اردیبهشت است. روند تغییرات دبی در زاینده‌رود در دو بعد زمانی و مکانی به خوبی نشان می‌دهد که در ماه‌های زمستان، زاینده‌رود در تمامی مسیر دبی کمی دارد و لذا در مقابل تخلیه آلاینده‌ها آسیب‌پذیرتر است. این آسیب‌پذیری در فاصله بین تصفیه خانه جنوب اصفهان (قبل از پل چوم) و ورزنه بیشتر است، زیرا منابع آلاینده عمدتاً در این فاصله به رودخانه تخلیه می‌شوند.

زه‌آب‌های کشاورزی

طبق آمار سازمان آب منطقه‌ای اصفهان، مقدار برداشت سالیانه آب از زاینده‌رود برای مصارف کشاورزی حدود ۱/۵ میلیارد متر مکعب است. از این مقدار، حدود ۲۵ تا ۳۰ درصد به صورت زه‌آب، به طور مستقیم و یا از طریق کانال‌های زهکش به رودخانه برمی‌گردد، و یا وارد منابع آب زیرزمینی می‌شود.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]



نقشه ۱. موقعیت زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی که به زاینده‌رود تخلیه می‌شوند.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

جدول ۱. میانگین دبی ماهیانه (متر مکعب بر ثانیه) در ایستگاه‌های مختلف زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷[1]

ماه / ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	سال
پل کله	۴۰/۴۳	۶۹/۰۵	۶۹/۹۰	۷۰/۳۰	۷۴/۹۰	۶۸/۶۸	۴۲/۶۰	۳۶/۸۸	۳۶/۵۸	۹/۲۳	۴/۱۵	۴/۵۵	۴۳/۹۴
لنج	۳۵/۶۳	۴۳/۰۸	۳۹/۸۰	۳۰/۴۸	۳۴/۹۳	۲۹/۱۳	۱۶/۷۳	۱۴/۲۳	۱۶/۱۸	۱۲/۱۳	۴/۳۰	۳/۶۰	۲۳/۳۵
پل چوم	۲۳/۴۹	۲۰/۴۰	۱۹/۵۰	۲/۵۳	۸/۸۵	۴/۹۹	۶/۵۵	۲/۹۰	۸/۴۹	۱۴/۲۳	۱۳/۰۸	۳/۳۹	۱۰/۷۰
ورزنه	۵/۶۳	۱/۰۷	۱/۳۶	۰/۶۱	۰/۲۵	۰/۴۲	۰/۳۲	۰/۳۵	۰/۴۲	۰/۸۴	۰/۵۱	۰/۸۵	۱/۰۵

۱. هر عدد میانگین ۴ بار اندازه‌گیری در طول یک ماه است.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

جدول ۲. میانگین سالیانه و دامنهٔ تغییرات پارامترها در نمونه‌های آب زاینده‌رود و زهکش‌های مهم تخلیه شونده به آن در سال ۱۳۷۷

محل برداشت نمونه	pH	EC (dS/m)	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^{+}	K^{+} (meq/L)	Cl^{-}	SO_4^{--}	HCO_3^{-}	N (mg/L)	P
قبل از زهکش ذوب‌آهن	۷/۹	۰/۵۸	۲/۸	۱/۵	۱/۶	۰/۰۳	۲/۴	۰/۴	۳/۲	۳/۶	۰/۱۳
	۷/۸-۸/۱*	۰/۳۴-۱/۱	۱/۸-۴/۸	۰/۹-۳/۱	۰/۶-۵/۱	۰/۰۱-۰/۱۰	۰/۷-۷/۰	۰/۲-۱/۰	۲/۸-۴/۵	۲/۰-۵/۸	۰-۱/۵
بعد از زهکش ذوب‌آهن	۷/۹	۰/۶۸	۳/۱	۱/۸	۲/۱	۰/۰۳	۲/۹	۰/۷	۳/۳	۳/۸	۰/۱۳
	۷/۸-۸/۰	۰/۳۹-۱/۸	۲/۱-۶/۱	۱/۲-۳/۵	۰/۷-۸/۹	۰/۰۱-۰/۱۰	۰/۸-۱۰/۸	۰/۲۱-۲/۹	۲/۹-۴/۸	۲/۲-۷/۳	۰-۱/۵
زهکش ذوب‌آهن	۷/۶۸	۵/۵۶	۱۵/۶	۷/۳	۳۸/۸	۱/۱۴	۲۸/۷	۲۷/۱	۴/۰	۴/۵	۰/۲۶
	۷/۵-۷/۹	۳/۶۹-۸/۳۳	۷/۰-۲۰/۳	۲/۹-۱۵/۸	۱۵/۱-۶۶/۰	۰/۲-۲/۶۶	۱۹/۵-۴۳/۰	۲۲/۵-۳۸/۵	۲/۹-۶/۸	۲/۳-۱۲/۷	۰-۰/۸۵
قبل از زهکش رودشت	۷/۹	۱/۸۵	۵/۰	۴/۸	۹/۲	۰/۳۱	۹/۴	۵/۲	۴/۵	۳/۸	۰/۹
	۷/۷-۸/۰	۱/۱۵-۳/۳۶	۳/۴-۷/۲	۲/۷-۱۰/۸	۴/۶-۲۰/۵	۰/۰۲-۱/۸	۴/۷-۲۱/۶	۱/۰-۱۰/۵	۳/۷-۵/۹	۱/۷-۶/۲	۰/۰۱-۲/۳
بعد از زهکش رودشت	۷/۹	۲/۵۷	۵/۲	۶/۲	۱۷/۲	۰/۳۳	۱۷/۲	۶/۱	۴/۴	۳/۹	۰/۸۹
	۷/۸-۸/۱	۰/۳۴-۱/۱	۱/۸-۴/۸	۰/۹-۳/۱	۰/۶-۵/۱	۰/۰۲-۱/۹	۰/۷-۷/۰	۱/۶-۱۴/۲	۲/۸-۴/۵	۲/۰-۵/۸	۰-۱/۵
زهکش رودشت	۷/۹۵	۲۷/۱۷	۱۷/۷	۴۶/۹	۲۶۶	۳/۱۵	۲۸۰/۳	۷۲/۲	۵/۲	۳/۹	۰/۱۶
	۷/۸-۸/۱	۱۷/۲-۳۶/۰	۸/۶-۲۵/۲	۳۱-۵۸/۴	۱۳۶-۳۹۳	۱/۹-۶/۸	۲۰۹-۳۸۸	۴۵-۹۶	۴/۶-۶/۸	۲/۷-۵/۶	۰-۱/۸
قبل از زهکش سگزی	۸/۰	۱۰/۴	۱۰/۴	۱۹/۶	۸۹/۱	۱/۵۵	۹۳/۱	۲۲/۷	۵/۳	۳/۶	۰/۰۸
	۷/۹-۸/۱	۴/۰-۱۴/۸	۷/۲-۲۰/۰	۱۰-۲۷/۷	۲۴/۸-۱۴۴	۰/۳۸-۳/۶	۳۱-۱۳۸	۶/۸-۳۸/۲	۴/۶-۶/۸	۱/۹-۶/۸	۰-۰/۹
بعد از زهکش سگزی	۸/۰	۲۵/۴۸	۱۶/۳	۵۲/۷	۲۵۶/۸	۲/۹۷	۲۸۹	۵۳/۲	۵/۷	۳/۸	۰/۰۸
	۷/۹-۸/۲	۱۴/۳۵-۴۰/۱۸	۷/۸-۲۷/۰	۲۸/۶-۱۰۰	۱۱۰-۴۹۶	۰/۴۱-۶/۷	۱۴۰/۵-۴۹۱	۲۰/۲-۹۲/۵	۴/۹-۸/۷	۲/۲-۶/۸	۰-۰/۹
زهکش سگزی	۸/۱۶	۴۲/۴۱	۲۵/۳	۱۰۱/۲	۴۷۹/۵	۴/۵۶	۵۰۱/۵	۱۰۳/۵	۵/۱	۴/۲	۰/۱۲
	۷/۹-۸/۳	۲۵/۳-۵۶/۹۵	۱۵/۰-۳۶/۴	۵۸-۱۴۱/۶	۱۸۹-۶۹۰	۲/۱-۸/۴	۲۶۰-۷۱۰	۶۸-۱۸۵	۴/۱-۶/۵	۲/۱-۸/۸	۰-۱/۲

*: دامنهٔ تغییرات پارامترها در طول یک سال

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]
[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

زه‌آب‌های کشاورزی حاوی املاح محلول، بقایای سموم دفع آفات و علف‌کش‌ها، بقایای کودهای شیمیایی و مقداری فلزات سنگین می‌باشند. برای ارزیابی تأثیر زه‌آب‌ها بر کیفیت آب زاینده‌رود، اطلاع از کمیت و کیفیت زه‌آب‌های تخلیه شده به رودخانه ضروری است.

جدول ۲ میانگین سالیانه و طیف تغییرات پارامترهای مختلف شیمیایی زه‌آب زهکش‌های سه گانه و نمونه‌های آب زاینده‌رود را در سال ۱۳۷۷ نشان می‌دهد. تغییرات ماهیانه pH زه‌آب‌ها نشان داد که pH هر سه زهکش قلیایی است، و دارای تغییرات مختصری در ماه‌های مختلف می‌باشد. قلیایی بودن pH، به دلیل وجود یون بی‌کربنات و عدم تغییر زیاد آن در رودخانه در ماه‌های مختلف، به خاطر بالا بودن غلظت املاح محلول است. pH آب رودخانه، قبل و بعد از ورود زهکش‌ها تفاوت چندانی ندارد. میانگین سالیانه pH زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی به ترتیب ۷/۶۸، ۷/۹۵ و ۸/۱۶ است، و به علت نزدیکی به pH آب رودخانه اثری بر pH آب زاینده‌رود ندارد.

هدایت الکتریکی (شوری) بالای بسیاری از اراضی کشاورزی شمال و شرق اصفهان باعث شده که زه‌آب این اراضی نیز به درجات مختلف شور باشد. توسعه کشاورزی و بالا آمدن سطح آب زیرزمینی در شورتر شدن اراضی، و در نتیجه افزایش شوری زهکش‌ها مؤثر است (۱۲، ۱۷ و ۱۸). شکل ۱ تغییرات ماهیانه EC زه‌آب زهکش ذوب آهن و آب زاینده‌رود (قبل و بعد از محل تخلیهٔ زهکش) را نشان می‌دهد. بیشترین شوری در این زهکش مربوط به تیر ماه و کمترین آن مربوط به بهمن ماه است. تغییرات زمانی شوری آب زهکش‌ها مربوط به تغییرات برخهٔ آب شویی و کیفیت آب آبیاری است. با افزایش مقدار تبخیر و تعرق، عموماً برخهٔ آب‌شویی کاهش یافته و شوری زه‌آب‌ها افزایش می‌یابد. به استثنای زهکش رودشت، که بیشترین شوری آن مربوط به ماه دی است، روند مذکور در دو زهکش دیگر (ذوب آهن و سگزی) به خوبی مشاهده می‌شود (جدول ۳).

میانگین سالیانه مقدار شوری (EC) زهکش ذوب آهن (۵/۵۶ دسی زیمنس بر متر)، در مقایسه با شوری آب رودخانه قبل از تخلیه زهکش، حدود ۹/۶ برابر است (جدول ۲). با این وجود، به دلیل دبی زیاد رودخانه در این محل، در مقایسه با دبی زهکش (جداول ۱ و ۳)، و در نتیجه رقیق شدن شدید املاح آب زهکش، اثر شوری آب زهکش بر شوری آب رودخانه ناچیز است. در واقع تفاوت زیادی بین شوری آب رودخانه قبل و بعد از تخلیه زهکش مشاهده نمی‌شود (شکل ۱ و جدول ۲). به همین دلیل، غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین نیز در آب رودخانه، قبل و بعد از تخلیهٔ زهکش ذوب آهن، تغییر زیادی نداشته است (جداول ۲ و ۴).

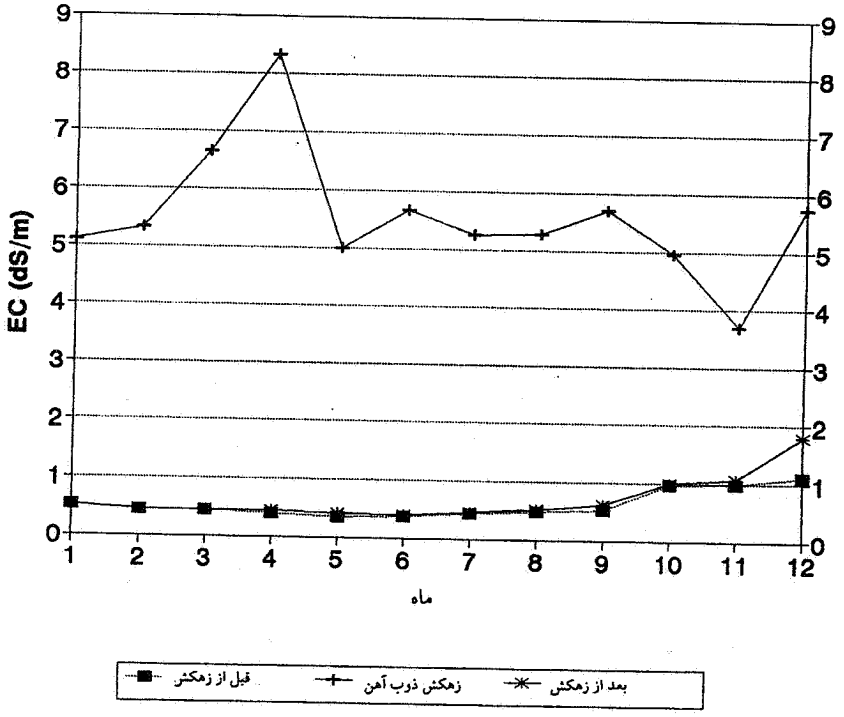
تغییرات ماهیانهٔ هدایت الکتریکی زه‌آب زهکش رودشت و رودخانهٔ زاینده‌رود، قبل و بعد از محل تخلیهٔ زهکش، در شکل ۲ نشان داده شده است. هم چنین، میانگین سالیانه pH، EC، N و P، و غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین مهم زه‌آب این زهکش و رودخانه در جداول ۲ و ۴ بیان شده است. در این زهکش هم شوری زه‌آب به مراتب زیادتر از شوری آب رودخانه است، به طوری که میانگین سالیانه شوری زهکش (۲۷/۱۸ دسی زیمنس بر متر) حدود ۱۴/۶ برابر شوری آب رودخانه می‌باشد (جدول ۲). با این وجود، به دلیل دبی کم این زهکش، در مقایسه با دبی زاینده‌رود (جداول ۱ و ۳)، اثر زهکش بر افزایش شوری و غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین آب زاینده‌رود نسبتاً کم است. البته اثر این زهکش در مقایسه با زهکش ذوب آهن بیشتر بوده و باعث افزایش میانگین EC زاینده‌رود از ۱/۸۵ به ۲/۵۷ دسی زیمنس بر متر گردیده است. هم چنین، غلظت سدیم و کلر تا حدود دو برابر افزایش یافته است (جدول ۲). علت اثر بیشتر زهکش رودشت بر زاینده‌رود، در مقایسه با زهکش ذوب آهن، کاهش شدید دبی رودخانه در فاصلهٔ بین محل تخلیهٔ دو زهکش فوق می‌باشد (جدول ۱). تفاوت محسوسی نیز در غلظت عناصر سنگین (به استثنای عنصر مس) آب زاینده‌رود، قبل و بعد از تخلیهٔ زهکش رودشت مشاهده نمی‌شود (جدول ۴). نمودار ۲ نشان می‌دهد که افزایش

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

جدول ۳. دبی و هدایت الکتریکی زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی در ماه‌های مختلف سال

ماه	زهکش ذوب‌آهن		زهکش رودشت		زهکش سگزی	
	دبی (l/s)	EC (dS/m)	دبی (l/s)	EC (dS/m)	دبی (l/s)	EC (dS/m)
فروردین	۳۳۹	۵/۱۰	۱۰۰	۲۹/۸۰	۶۲۴	۲۵/۳۰
اردیبهشت	۳۸۰	۵/۳۳	۳۱	۲۳/۳۷	۳۹۸	۲۸/۷۰
خرداد	۳۰۰	۶/۶۴	۹۹	۲۳/۳۷	۲۷۳	۳۶/۰۸
تیر	۲۶۸	۸/۳۳	۴۶	۲۹/۷۵	۳۱۴	۵۶/۹۶
مرداد	۲۵۳	۵/۰۰	۵۳	۳۰/۳۴	۳۴۲	۵۲/۰۷
شهریور	۲۳۱	۵/۶۸	۷۹	۲۴/۸۰	۱۸۸	۵۶/۲۰
مهر	۴۴۱	۵/۲۵	۵۹/۵	۲۱/۷۰	۲۸۴	۵۰/۸۰
آبان	۴۵۱	۵/۲۸	۹۴	۳۲/۰۰	۱۷۸	۴۱/۶۰
آذر	۳۶۳	۵/۷۰	۷۳	۳۲/۸۰	۳۰۲	۴۷/۵۶
دی	۴۴۱	۴/۹۶	۷۳	۳۶/۰۰	۲۰۷	۴۶/۴۰
بهمن	۳۶۵	۳/۶۹	۴۳	۱۷/۲۰	۲۹۱	۲۷/۹۰
اسفند	۴۴۳	۵/۷۴	۵۵	۲۵/۰۱	۴۳۶	۳۹/۳۶
میانگین سالیانه	۳۵۶/۲۵	۵/۵۶	۶۷/۰۸	۲۷/۱۸	۳۱۹/۷۵	۴۲/۴۱



شکل ۱. تغییرات ماهیانهٔ هدایت الکتریکی زه‌آب زهکش ذوب آهن و رودخانهٔ زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش در سال ۱۳۷۷

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

جدول ۴. متوسط سالیانه غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب زاینده‌رود و زهکش‌های مهم تخلیه شونده به آن در سال ۱۳۷۷

محل برداشت نمونه	Fe	Zn	Cu	Mn	Co	Cd	Ni	Cr	Pb
					(mg/L)				
قبل از زهکش ذوب‌آهن	۰/۰۵۸	۰/۰۱۷	۰	۰/۰۰۴	<DL	۰/۰۰۳	۰/۰۱۵	۰/۰۱	<DL
	(۰/۰۶۲)*	(۰/۰۵۸)	(۰)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۰۵)	(۰/۰۰۵)	(۰/۰۱۷)	(۰/۰۱۹)	(۰/۰۰۸)
بعد از زهکش ذوب‌آهن	۰/۰۵	۰/۰۱۷	۰	۰/۰۰۷	۰/۰۰۶	۰/۰۰۳	۰/۰۱۳	۰/۰۲	<DL
	(۰/۰۵۳)	(۰/۰۵۸)	(۰)	(۰/۰۰۸)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۰۵)	(۰/۰۱۵)	(۰/۰۳۸)	(۰/۰۱۸)
زهکش ذوب‌آهن	۰/۱۲۷	۰/۰۰۸	۰/۰۱۳	۰/۰۲۶	۰/۰۲۱	۰/۰۱۲	۰/۰۳۳	۰/۰۲۴	۰/۰۷۸
	(۰/۱۷۳)	(۰/۰۱۲)	(۰/۰۱)	(۰/۰۲۹)	(۰/۰۱۶)	(۰/۰۰۹)	(۰/۰۲۹)	(۰/۰۱۷)	(۰/۰۳۹)
قبل از زهکش رودشت	۰/۰۴۷	۰/۰۰۲	۰/۰۰۲	۰/۰۰۹	۰/۰۱۰	۰/۰۱۰	۰/۰۱۷	۰/۰۱۱	۰/۰۳۵
	(۰/۰۴۶)	(۰/۰۰۶)	(۰/۰۰۴)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۱۰)	(۰/۰۱۸)	(۰/۰۱۹)	(۰/۰۴۴)
بعد از زهکش رودشت	۰/۰۴۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۸	۰/۰۱۱	۰/۰۱۵	۰/۰۱۱	۰/۰۲۱	۰/۰۱۳	۰/۰۳۷
	(۰/۰۳۷)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۱۴)	(۰/۰۰۷)	(۰/۰۰۸)	(۰/۰۱۱)	(۰/۰۲۰)	(۰/۰۱۸)	(۰/۰۵۱)
زهکش رودشت	۰/۱۹۸	۰/۰۲۸	۰/۰۳۰	۰/۰۳۶	۰/۱۱۳	۰/۰۳۸	۰/۱۲۰	۰/۰۴۱	۰/۲۱۵
	(۰/۱۷۷)	(۰/۰۴۰)	(۰/۰۲۲)	(۰/۰۰۹)	(۰/۰۶۴)	(۰/۰۱۴)	(۰/۰۷۲)	(۰/۰۳۲)	(۰/۰۷۸)
قبل از زهکش سگزی	۰/۰۷۴	۰/۰۰۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۸	۰/۰۱۸	۰/۰۱۱	۰/۰۱۹	۰/۰۲۰	۰/۰۷۶
	(۰/۰۶۸)	(۰/۰۰۴)	(۰/۰۱۱)	(۰/۰۰۹)	(۰/۰۱۳)	(۰/۰۱۱)	(۰/۰۲۱)	(۰/۰۱۷)	(۰/۰۸۷)
بعد از زهکش سگزی	۰/۲۶۱	۰/۰۱۳	۰/۰۳۴	۰/۰۳۱	۰/۱۱۵	۰/۰۴۸	۰/۱۱۷	۰/۰۳۳	۰/۱۸۳
	(۰/۳۹۹)	(۰/۰۱۵)	(۰/۰۳۰)	(۰/۰۱۷)	(۰/۱۰۳)	(۰/۰۳۳)	(۰/۰۹۳)	(۰/۰۲۱)	(۰/۲۰۱)
زهکش سگزی	۰/۵۲۰	۰/۰۲۷	۰/۰۶۴	۰/۰۶۳	۰/۲۵۲	۰/۰۷۹	۰/۲۵۸	۰/۰۶۱	۰/۳۷۳
	(۰/۷۲۷)	(۰/۰۱۵)	(۰/۰۳۷)	(۰/۰۲۲)	(۰/۱۷۸)	(۰/۰۴۳)	(۰/۱۵۷)	(۰/۰۳۴)	(۰/۳۰۳)

*: اعداد داخل پرانتز انحراف معیار ماهیانه پارامترها می‌باشد و DL> به معنی کمتر از حد تشخیص دستگاه است.

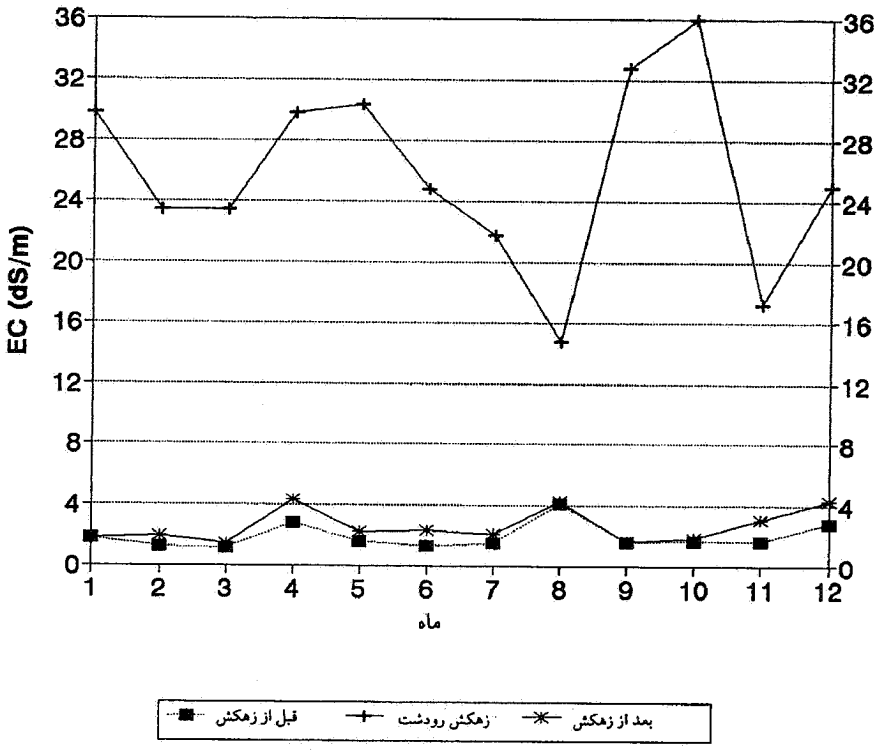
شوری آب رودخانه در اثر تخلیهٔ زهکش، در ماه‌های تابستان (به دلیل افزایش شوری زه‌آب) و در ماه‌های زمستان (به دلیل کاهش شدید دبی رودخانه) بیشتر از ماه‌های بهار و پاییز است. مقایسهٔ شکل‌های ۱ و ۲ نشان می‌دهد که شوری آب زاینده‌رود در فاصلهٔ بین دو زهکش حدود سه برابر افزایش یافته است.

شکل ۳ تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه‌آب زهکش سگزی و رودخانهٔ زاینده‌رود را، قبل و بعد از محل تخلیهٔ زهکش نشان می‌دهد. هم چنین، میانگین سالیانهٔ pH، EC، N و P و غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین مهم در زه‌آب این زهکش و رودخانه، در جداول ۲ و ۴ بیان شده است. بیشترین شوری این زهکش مربوط به ماه‌های تابستان و کمترین آن مربوط به ماه‌های زمستان و بهار می‌باشد. افزایش شوری زه‌آب این زهکش در ماه‌های تابستان، احتمالاً به دلیل کاهش برخهٔ آب‌شویی (افزایش تبخیر و تعرق) و استفادهٔ گسترده از آب‌های شور در آبیاری اراضی این منطقه است.

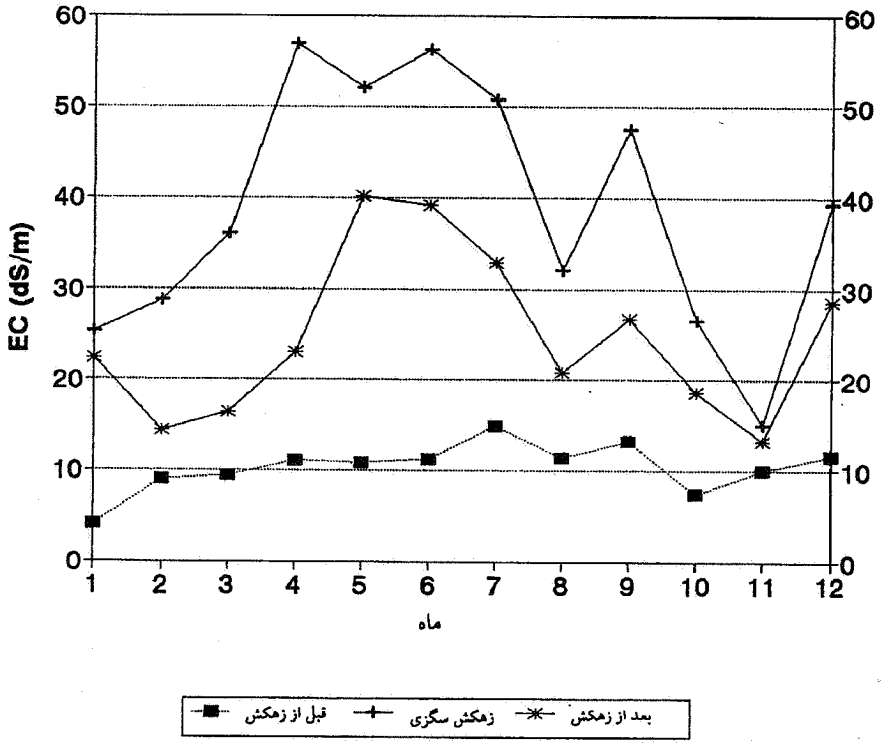
مقایسه شکل ۳ با شکل‌های ۱ و ۲ به خوبی نشان می‌دهد که شوری آب زهکش سگزی، و نیز اثر آن بر شوری آب رودخانه، به مراتب بیشتر از زهکش‌های ذوب آهن و رودشت

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]



شکل ۲. تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه‌آب زهکش رودشت و رودخانهٔ زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش در سال ۱۳۷۷



شکل ۳. تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه‌آب زهکش سگزی و رودخانهٔ زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش در سال ۱۳۷۷

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

است. دلیل این تفاوت، در درجهٔ اول شوری بسیار بیشتر زه‌آب این زهکش (میانگین سالانهٔ ۴۲/۴۱ دسی زیمنس بر متر)، و در درجهٔ دوم دبی کمتر زاینده‌رود در محل تخلیهٔ این زهکش، در مقایسه با زهکش‌های دیگر (جدول ۱) است. میانگین شوری زهکش سگزی ۷/۶ برابر زهکش ذوب آهن، و ۱/۵ برابر زهکش رودشت است (جدول ۲). به دلیل کاهش شدید دبی زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش سگزی (جدول ۱)، و زیاد بودن نسبی دبی زهکش در مقایسه با دبی رودخانه، اثر زهکش سگزی بر شوری و غلظت املاح زاینده‌رود بسیار شدید بوده و باعث افزایش میانگین EC و غلظت بعضی از کاتیون‌هاو آنیون‌ها، تا بیش از ۲/۵ برابر شده است (جدول ۲). هم‌چنین، غلظت بعضی از عناصر سنگین تا حدود ۶/۵ برابر زیاد شده (جدول ۴)، که نشان دهندهٔ غلظت نسبتاً زیاد این عناصر در زه‌آب زهکش سگزی و دبی کم رودخانه در محل می‌باشد. میزان شوری آب زاینده‌رود پس از ورود زهکش سگزی و در اکثر ماه‌های سال، به ویژه ماه‌های تابستان (شکل ۳)، به حدی است که آب را برای کلیه مصارف، و از آن جمله آبیاری، غیر قابل استفاده کرده است.

چون روند تغییرات ماهیانهٔ غلظت اغلب کاتیون‌ها و آنیون‌ها به ویژه سدیم، منیزیم، کلرید و سولفات در زه‌آب‌ها و آب زاینده‌رود از روند تغییرات هدایت الکتریکی پیروی می‌کند، از ارائه نمودارهای مربوطه خودداری شده است. ولی روند تغییرات ماهیانهٔ ازت معدنی، به دلیل اهمیت زیست محیطی آن مورد بحث قرار می‌گیرد. ازت، به ویژه فرم نیتراته آن، از مهم‌ترین آلاینده‌های منابع آب می‌باشد (۸). منبع ازت در زه‌آب‌های کشاورزی عمدتاً کودهای شیمیایی ازته است.

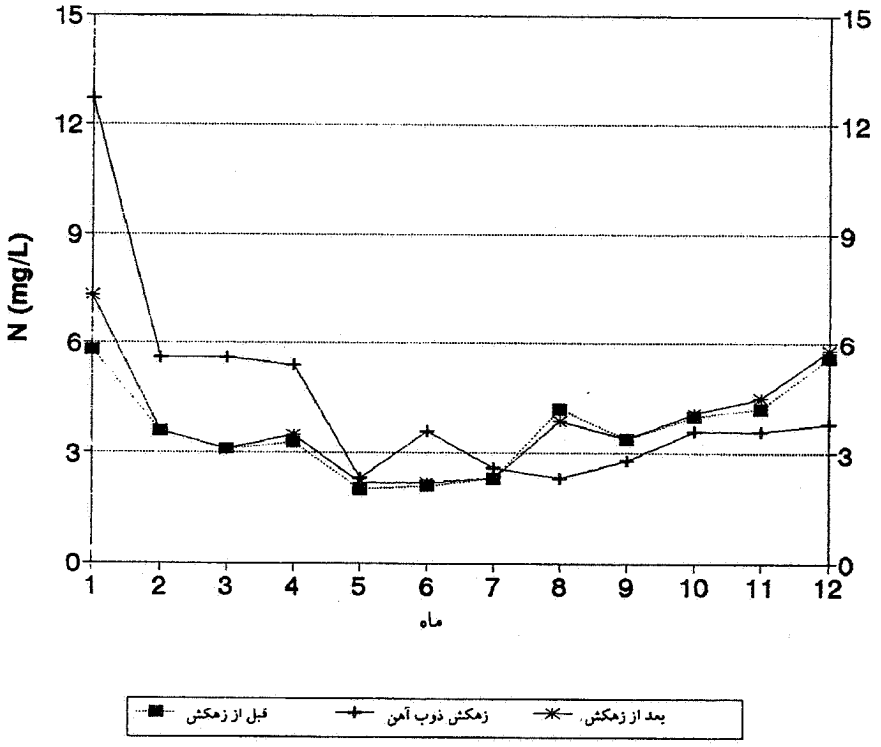
شکل ۴ تغییرات ماهیانهٔ ازت معدنی را در زهکش ذوب آهن و آب زاینده‌رود، قبل و بعد از محل تخلیهٔ زهکش نشان می‌دهد. هم‌چنین، میانگین سالیانه و طیف تغییرات غلظت ازت در این زهکش، و زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش، در جدول ۲ ارائه گشته است. غلظت ازت معدنی در زهکش ذوب آهن، در ماه‌های اول سال نسبتاً زیاد بوده، سپس به تدریج تا ماه پنجم کاهش می‌یابد، و بعد از آن با تغییرات جزئی کم و بیش ثابت می‌ماند. روند کاهشی غلظت ازت در ماه‌های اول سال در آب رودخانه نیز مشاهده می‌شود، ولی از ماه هفتم به بعد غلظت ازت در آب زاینده‌رود افزایش یافته است. نکته قابل توجه در این نمودار، بالاتر بودن غلظت ازت در زهکش، نسبت به آب زاینده رود در ۷ ماه اول سال، و کمتر بودن آن در ۵ ماه آخر سال است. دلیل این تغییرات در زه‌آب، احتمالاً مربوط به زمان و میزان مصرف کودهای ازته در اراضی اطراف زاینده‌رود است. چون کودهای ازته عمدتاً در بهار و اوایل تابستان مصرف می‌شوند و ازت در خاک بسیار متحرک است، بخشی از ازت اضافه شده در این دو فصل از خاک شسته شده، وارد زهکش می‌گردد. افزایش نسبی غلظت ازت در زاینده‌رود در ماه‌های آخر سال، ممکن است به دلیل کاهش دبی رودخانه باشد (جدول ۱). با وجود بالا بودن نسبی غلظت ازت در ماه‌های اول سال در زهکش ذوب آهن، چون دبی رودخانه در محل ریزش زهکش زیاد است اثر زهکش بر غلظت ازت معدنی رودخانه بسیار کم است، به طوری که میانگین غلظت سالیانهٔ ازت معدنی از ۳/۶ میلی‌گرم در لیتر قبل از تخلیهٔ زهکش، به ۳/۸ میلی‌گرم در لیتر بعد از تخلیهٔ زهکش می‌رسد (جدول ۲).

روند تغییرات غلظت ازت معدنی در زهکش رودشت و آب زاینده‌رود در طول سال ۱۳۷۷ در شکل ۵ نشان داده شده است. هم چنین، میانگین سالیانه و طیف تغییرات غلظت ازت معدنی برای این زهکش در جدول ۲ ارائه گشته است. غلظت ازت معدنی در زهکش رودشت تفاوت زیادی با زاینده‌رود نداشته و در مجموع در هشت ماه اول سال با نوساناتی نسبتاً ثابت بوده، سپس افزایش نسبی را در چهار ماه آخر سال نشان می‌دهد. نوسانات غلظت ازت معدنی در این زهکش و زاینده‌رود در ارتباط با تغییرات دبی زهکش و زاینده‌رود می‌باشد. کاهش شدید دبی زاینده‌رود در اواخر پاییز و در طول زمستان اثر شدیدی بر غلظت آلاینده‌ها و از جمله ازت، از منابع مختلف، و به ویژه فاضلاب‌های شهری دارد.

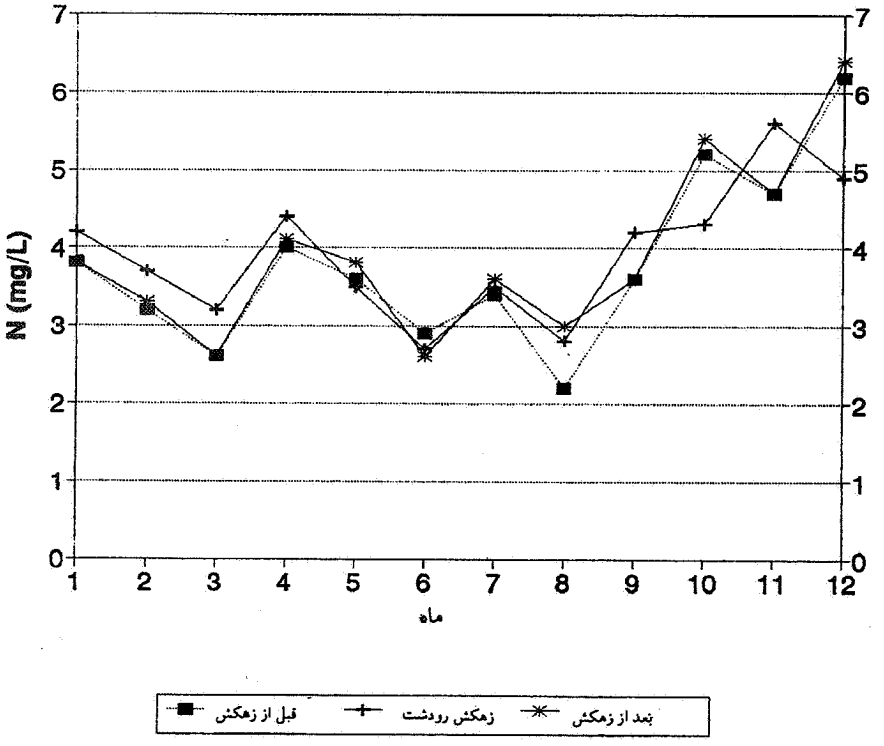
شکل ۶ تغییرات ماهیانهٔ غلظت ازت معدنی را در زهکش

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]



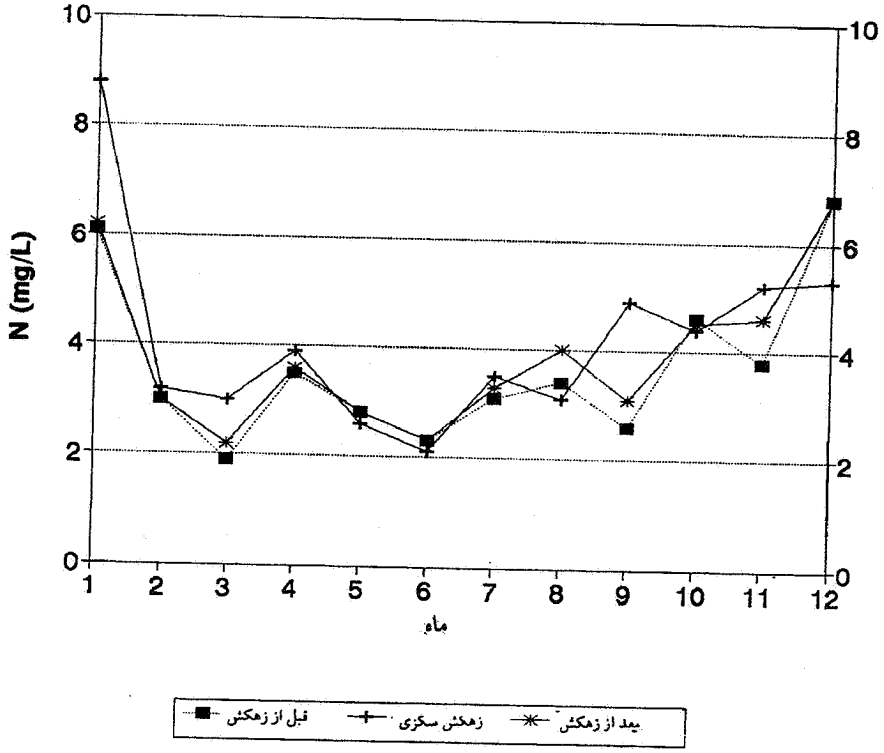
شکل ۴. تغییرات ماهیانهٔ غلظت ازت معدنی در زه‌آب زهکش ذوب آهن و آب زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷



شکل ۵. تغییرات ماهیانهٔ غلظت ازت معدنی در زه‌آب زهکش رودشت و آب زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]



شکل ۶. تغییرات ماهیانهٔ غلظت ازت معدنی در زه‌آب زهکش سگزی و آب زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷

سگزی و آب زاینده‌رود در محل تخلیهٔ این زهکش نشان می‌دهد. در این زهکش نیز روند تغییرات کم و بیش مشابه زهکش رودشت است، با این تفاوت که غلظت ازت در ماه فروردین نسبتاً زیاد بوده و سپس به سرعت کاهش یافته و با نوساناتی به تدریج افزایش یافته است. تفاوت غلظت ازت در زهکش و رودخانه اغلب کم است، و اثر زهکش بر زاینده‌رود از نظر غلظت ازت معدنی محدود می‌باشد.

با مقایسهٔ شکل‌های ۴ تا ۶ و نیز توجه به جدول ۲، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که اگر چه غلظت ازت معدنی در سه زهکش مذکور و هم چنین زاینده‌رود در محل تخلیهٔ زهکش‌ها دارای تغییرات ماهیانهٔ نسبتاً زیادی است، ولی میانگین سالیانهٔ غلظت ازت معدنی در هر سه زهکش بسیار نزدیک به هم بوده، و در مجموع نشان دهندهٔ تغییرات کم این عنصر در طول رودخانه، نسبت به بعضی از عناصر دیگر نظیر سدیم و کلر است. میانگین سالیانه غلظت ازت در زه‌آب زهکش ذوب آهن حدود ۴/۴۹، در زهکش رودشت ۳/۹۲، و در زهکش سگزی ۴/۱۸ میلی‌گرم در لیتر است، که با توجه به حجم تخلیه زه آب‌ها (جدول ۳)، به ترتیب حدود ۵۰/۲۷، ۸/۳۰ و ۴۲/۱۹ تن ازت از این سه زهکش در طول سال ۱۳۷۷ وارد زاینده‌رود شده است.

میانگین فسفر سالیانهٔ سه زهکش فوق به ترتیب ۰/۲۶، ۰/۱۶ و ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر است، و کل فسفر خارج شده از زه‌آب‌ها در طول سال ۱۳۷۷ برابر ۲/۹۱، ۰/۳۴ و ۱/۲۱ تن بوده است. بر خلاف ازت که در خاک متحرک است و با آب آبیاری شسته شده و به زهکش‌ها می‌رسد، فسفر در خاک به سرعت تثبیت شده و حرکت آن عموماً همراه با ذرات خاک است. غلظت زیاد فسفر در زهکش ذوب آهن احتمالاً به دلیل قدرت تثبیت کمتر خاک‌های این منطقه نسبت به خاک‌های شرق اصفهان، و نیز مصرف زیاد کودهای فسفره است.

جدول ۴ متوسط غلظت سالیانهٔ فلزات سنگین در زه‌آب زهکش‌های مورد مطالعه و آب زاینده‌رود را در سال ۱۳۷۷

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

نشان می‌دهد. بر اساس این جدول، غلظت آهن بیشتر از سایر فلزات است، و غلظت فلزات سنگین در زهکش سگزی بیشتر از سایر زهکش‌ها است.

تخلیه نمک

اصولاً شوری و دبی زهکش با یکدیگر رابطه دارند (۹ و ۱۲). دبی و EC هر یک از زهکش‌های فوق در جدول ۳ نشان داده شده است. بر اساس این جدول، زهکش سگزی هم دبی بیشتری دارد و هم شوری آن افزون از دو زهکش دیگر است. مقدار نمک تخلیه شده توسط زهکش‌ها (بار نمک سالیانه) به زاینده‌رود، با استفاده از فرمول زیر محاسبه شده است:

$$F_s = ۶۴۰\times۱۰^{-۶}\ Q_d.EC_d \qquad [۱]$$

که:

F_s = نمک تخلیه شده، تن در ماه

Q_d = حجم زه‌آب تخلیه شده، متر مکعب در ماه

EC_d= متوسط ماهیانه شوری زه‌آب، دسی زیمنس بر متر

بر اساس جدول ۳، در سال ۱۳۷۷ مقدار ۳۹۲۵۸، ۳۷۶۷۲ و ۲۵۹۷۸۱ تن نمک، به ترتیب از زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی به زاینده‌رود تخلیه شده است. سهم بار نمک هر کدام از این سه زهکش به ترتیب ۱۱/۶۶، ۱۱/۱۹ و ۷۷/۱۵ درصد است.

اگرچه ترجیح داده می‌شود که انتقال نمک بر اساس مقدار دبی و شوری ماهیانه برای سال‌های مختلف محاسبه شود، اما به نظر می‌رسد دقت به دست آمده تفاوت چندانی با آمار فصلی و یا سالیانه نداشته باشد (۱۹). در جدول ۳ دیده می‌شود که ۷۷/۱۵% نمک تخلیه شده به زاینده‌رود از زهکش سگزی آمده است. چنین اثر نامطلوبی، متأسفانه همراه با کاهش دبی رودخانه در محل تخلیه زهکش سگزی به رودخانه، باعث افزایش شدید شوری آب رودخانه شده است (شکل ۱). طبعاً از این مکان به بعد، آب زاینده‌رود بر اساس استانداردهای موجود (۱۰)، برای کلیه مصارف، و از جمله کشاورزی نامناسب است. نکته‌ای که در این‌جا باید به آن اشاره نمود این است که از مزارع و زمین‌های اطراف زاینده‌رود نیز مقداری نمک به صورت غیر مستقیم به رودخانه وارد می‌شود، و در نتیجه کل بار نمک رودخانه بیشتر از اعداد و ارقامی است که در این‌جا ذکر گردیده است.

نتیجه‌گیری

تغییرات کیفیت زه‌آب‌های سه زهکش اصلی ذوب آهن، رودشت و سگزی که به زاینده‌رود تخلیه می‌شوند، همراه با آب زاینده‌رود در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفته است. دبی و شوری زهکش سگزی بیشتر از دو زهکش دیگر است، ولی خوشبختانه این زهکش در انتهای مسیر رودخانه قرار دارد. سهم نمک تخلیه شده توسط هر کدام از این سه زهکش، به ترتیب ۱۱/۶۶، ۱۱/۱۹ و ۷۷/۱۵ درصد است. در سال ۱۳۷۷، به ترتیب حدود ۵۰/۲۷، ۸/۳۰ و ۴۲/۱۹ تن ازت از این سه زهکش وارد زاینده‌رود شده است. کل فسفر خارج شده از زه‌آب‌ها در طول این سال برابر ۲/۹۱، ۰/۳۴ و ۱/۲۱ تن بوده است. در میان فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در زه‌آب زهکش‌ها، غلظت آهن بیشتر از سایر فلزات است، و غلظت کلیه فلزات سنگین در زهکش سگزی بیشتر از سایر زهکش‌ها است. با توجه به این اندازه‌گیری‌ها، می‌توان اظهار داشت که کیفیت زه‌آب این سه زهکش بر تغییر کیفیت آب زاینده‌رود مؤثر است.

چون سال ۱۳۷۷ سال پرآبی برای رودخانهٔ زاینده‌رود نبود، بنابراین آثار شوری و آلایندگی زهکش‌های سه گانهٔ مورد مطالعه بارزتر بوده است. در صورت افزایش دبی رودخانه و کاهش غلظت آلاینده‌ها در زهکش‌ها این آثار کمتر خواهد بود.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل یک طرح تحقیقاتی است، که بدین وسیله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی اصفهان برای تأمین بودجه آن قدردانی می‌شود. هم‌چنین، از آقای مهندس صدرارحامی، به خاطر همکاری صمیمانه در اجرای طرح سپاسگزاری می‌گردد.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]

منابع مورد استفاده

۱. اخوان قالیباف، م.، ا. جلالیان، ب. مصطفی‌زاده و س. ف. موسوی. ۱۳۷۳. شور شدن ثانویه خاک در منطقه رودشت اصفهان. علوم کشاورزی ایران ۲۵ (۱): ۳۳-۴۸.

۲. شریعت، م. و ع. رنجبر. ۱۳۶۷. بررسی کیفی آب‌های مناطق کویری استان سمنان. مرکز تحقیقات مناطق کویری و بیابانی ایران، شماره ۲۷، ۲۰۰ صفحه.

۳. علیزاده، ا. ۱۳۷۴. اصول هیدرولوژی کاربردی. انتشارات دانشگاه امام رضا.

۴. قبادیان، ع. ۱۳۶۳. پدولوژی مناطق خشک و نیمه خشک. انتشارات عمیدی، ۴۹۹ صفحه.

۵. کردوانی، پ. ۱۳۷۱. منابع و مسائل آب در ایران. جلد دوم: آب‌های شور، مسائل و راه‌های استفاده از آنها. نشر قومس، ۲۸۶ صفحه.

۶. کلباسی، م. ۱۳۷۱. تغییرات فصلی شوری در مسیر زاینده‌رود. آب و فاضلاب ۸: ۳-۹.

۷. کلباسی، م. ۱۳۷۶. مدیریت زیست محیطی منابع آبی. گزارش پروژه. دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۲۰ صفحه.

۸. موسوی، س. ف. ۱۳۷۶. بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب. گزارش پروژه. دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۵۴ صفحه.

9. Ayras, J. E. and D. W. Meek. 1994. Drainage load-flow relationships in arid irrigated areas. Trans. ASAE 37(2): 431-437.

10. Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, 174 p.

11. Dudal, R. and M. E. Purnell. 1986. Land resources: Salt affected soils. Reclam. Reveg. Res. 5: 1-9.

12. Eching, S. O., J. W. Hopmans, W. W. Wallender, J. L. MacIntyre and D. Peters. 1994. Estimation of local and regional components of drain-flow from an irrigated field. Irrig. Sci. 15(4): 153-157.

13. Greenberg, A. E., L. S. Clesceri and E. Eaton. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed., American Public Health Association.

14. Magaritz, M. and A. Nadler. 1993. Agrotechnically induced salinization in the unsaturated zone of loessial soils. Ground Water 31(3): 363-369.

15. Ruprecht, J. K. and N. J. Schofield. 1991. Effects of partial deforestation on hydrology and salinity in high salt storage landscapes. I: Extensive block clearing. J. Hydrology 129(1/4): 19-38.

16. Ruprecht, J. K. and N. J. Schofield. 1991. Effects of partial deforestation on hydrology and salinity in high salt storage landscapes. II: Strip, soils and parkland clearing. J. Hydrology 129(1/4): 39-55.

17. Salama, R. B., P. Farrington, G. A. Bartle and G. D. Watson. 1993. Salinity trends in the wheatbelt of Western Australia: Results of the water and salt balance studies from Cublling Catchment. J. Hydrology 145(1/2): 41-63.

18. Schofield, N. J. and J. K. Ruprecht. 1989. Regional analysis of stream salinization in southwest Western Australia. J. Hydrology 112(1/2): 19-39.

19. Simpson, H. J. and A. L. Herczeg. 1991. Salinity and evaporation in the river Murray basin, Australia. J. Hydrology 124(1/2): 1-27.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1379.4.3.2.9]