مطالعه کیفیت شیمیایی و آلودگی آب زاینده‌رود در بالادست به دیازینون و توان خودپالایی آن

جهانگیر عابدی کوپایی[۱*]، زهره نصری[۱]، خلیل طالبی[۲]، علیرضا مأمن پوش[۳] و سید فرهاد موسوی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۸/۷/۲۹ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۹/۱۱/۱۱)

چکیده

در این تحقیق، کیفیت شیمیایی آب زاینده‌رود در فاصله سد تنظیمی زاینده‌رود و سد انحرافی نکوآباد، سه زه‌کش تخلیه شونده به رودخانه و یک چاه فلمن، با اندازه‌گیری برخی پارامترهای شیمیایی، طی تیر تا اسفند ۱۳۸۵، به همراه امکان آلودگی این آب‌ها به حشره‌کش دیازینون، در فاصله زمانی مهر تا اسفند ۱۳۸۵، به روش کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا (HPLC) مورد بررسی قرارگرفت. هم‌چنین توان خودپالایی زاینده‌رود در محدوده مورد مطالعه محاسبه شد. نتایج آزمایش‌های انجام گرفته نشان داد که دیازینون در آب زاینده‌رود و پساب‌ها وجود ندارد. عوامل مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی مانند امکان هیدرولیز دیازینون در نتیجه تماس با آب در طی فصل تابستان به دلیل شروع اندازه‌گیری‌های باقی‌مانده آن از مهر، بر عدم ردیابی این حشره‌کش دخالت دارند که مورد بررسی قرارگرفته‌اند. در نمونه مهر چاه فلمن، دیازینون به غلظت ۳۲/۱ نانوگرم در لیتر ردیابی شد که این مقدار کمتر از استانداردهای موجود برای دیازینون در آب شرب است. هم‌چنین غلظت نیتروژن- نیتراتی در این ماه برابر ۲۴ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد که ۲/۴ برابر حد استاندارد ۱۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. به علت افزایش تخلیه پساب‌های گوناگون به داخل زاینده‌رود، توان خودپالایی رودخانه از بالادست به پایین‌دست کاهش می‌یابد. بنابراین جلوگیری از مصرف بی‌رویه آفت‌کش‌ها و تصفیه پساب‌های ورودی به زاینده‌رود، توجه بیشتری را می‌طلبد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی آب، زاینده‌رود، چاه فلمن، HPLC، دیازینون، خودپالایی

۱. به ترتیب دانشیار، دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استاد مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. استاد پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۳. پژوهنده مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: koupai@cc.iut.ac.ir

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

مقدمه

میزان آب خروجی از سد زاینده‌رود بر اساس آمار درازمدت حدود ۱/۵ میلیارد متر مکعب در سال، حجم آب مصرفی توسط بخش کشاورزی از زاینده‌رود شامل آب‌های سطحی و زیرزمینی بالغ بر ۴۴۰۰ میلیون متر مکعب در سال و میزان مصرف کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌های مختلف در اراضی آبخور حوضه زاینده‌رود (۲۲۰ هزار هکتار) به ترتیب بالغ بر صدهزار تن و ۴۵۰ تن است (۶). به دلیل کم بودن بازده آبیاری در این بخش، که بر اساس تحقیقات انجام شده مقدار آن در روش‌های آبیاری سطحی برای برخی اراضی کشاورزی استان اصفهان حدود ۴۲ درصد برآورد شده است (۱۲)، بخشی از آب مورد استفاده به صورت فرونشت عمقی یا به آب‌های زیرزمینی می‌پیوندد و یا در قسمت‌هایی از رودخانه به صورت زه‌کش وارد مسیر جریان آب می‌شود. زه‌آب‌های کشاورزی علاوه بر دارا بودن مقادیر بالایی از عناصر گوناگون، حاوی املاح محلول، بقایای آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و هم‌چنین نیترات هستند. مطالعات انجام شده توسط شاتلر در سال ۱۹۹۴ نشان می‌دهد که ۵۵ تا ۸۰ درصد آبشویی آفت‌کش‌ها در ماه ژوئن (خرداد) روی می‌دهد (۲۰).

طالبی (۲۲) با نمونه‌برداری از آب و رسوب مرداب انزلی در سه ایستگاه واقع در شرق، مرکز و غرب حوضه این مرداب از اردیبهشت تا بهمن ۱۳۷۵ و آب رودخانه هندوخال که یکی از رودخانه‌های ورودی به این مرداب است از خرداد تا شهریور ۱۳۷۵، میزان باقی‌مانده حشره‌کش دیازینون را با روش GC-AFID مورد اندازه‌گیری و بررسی قرار داد. نتایج وی نشان دادند که در نمونه‌های آب رودخانه هندوخال، غلظت باقی‌مانده سم در دوره مورد بررسی که زمان کاربرد گرانول دیازینون بوده است بالا بوده و به حدود ۲۰۰ تا ۲۷۰ نانوگرم در لیتر رسیده است. این غلظت در مرداد کاهش یافته و به سطح ثابتی در اواخر مرداد و شهریور رسیده است. کمترین غلظت دیده شده ۶۲ نانوگرم در لیتر در شهریورماه بوده است. در نمونه‌های آب مرداب، حداکثر غلظت باقی‌مانده دیازینون در ایستگاه شرقی و به میزان ۳۸۰ نانوگرم در لیتر در تیر یافت شد که همزمان با کاربرد سم در شالیزارها بوده است. پس از این زمان غلظت سم با یک روند کاهشی به حدود ۴ تا ۱۱ نانوگرم در لیتر در بهمن رسیده که علت کاهش در ماه‌های تابستان، هیدرولیز، عمل تبخیر (Volatilization)، فتولیز و دمای بالای آب تشخیص داده شده است. به طور کلی در نمونه‌های رسوب، ایستگاه غربی در ماه‌های مورد بررسی غلظت بیشتری از سم را نشان داده است، به‌طوری که بالاترین غلظت آن درماه آبان و به میزان ۱۷ نانوگرم در گرم بوده و کمترین غلظت در این ایستگاه در ماه بهمن، حدود سه برابر بزرگ تر از غلظت ردیابی شده در ایستگاه‌های مرکزی و شرقی بوده است. در حالت کلی مشخص شده که بار رسوب، مواد آلی، pH و دما می‌توانند روی غلظت باقی‌مانده سم مؤثر باشند. دیازینون برای دوره وسیعی در خاک‌های آلی دوام داشته و در مدت زمان بارش غلظت آن در آب رودخانه‌ها به حداکثر می‌رسد. هم‌چنین نزدیکی زمین‌های کشاورزی به رودخانه، به دلیل نفوذ آب مزارع و پساب‌های کشاورزی به آن بیش از پیش باعث آلودگی رودخانه شده است (۲۲).

با هدف کمّی کردن رواناب حاوی دو آفت‌کش پرمصرف دیازینون و اسفن‌والریت (از گروه پیرتروئید) از باغ‌های میوه در دیویس کالیفرنیا و ارزیابی تأثیر آفت‌کش روی کیفیت آب بر اساس الگوهای رواناب و سمیت برای سه گونه جانور آبزی، بریدی و همکاران (۱۶) در سال ۲۰۰۶ دوازده پلات کوچک ۴/۵ مترمربع را روی بستر نسبتاً نفوذپذیر در یک باغ میوه در منطقه نام برده مستقر کردند. آنها هم‌چنین دو تیمار بارش جداگانه هر کدام به مدت ۲/۵ ساعت و شدت ۴/۳ سانتی‌متر در ساعت را نیز به کار بردند. تنها تفاوت این دو تیمار بارش در این بود که در یکی از این تیمارها اجازه وقوع رواناب داده نمی‌شد و تمامی بارش به داخل خاک نفوذ می‌کرد. نتایج آنها نشان داد که تحت شرایط مشابه، مقدار اسفن‌والریت منتقل شده همراه با رواناب بسیار کمتر از دیازینون بود به طوری که حداقل میزان دیازینون در رواناب ۸/۵ برابر بزرگ‌تر از مقدار

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

اسفن‌والریت بود. علت این پدیده این بود که قابلیت حل شدن در آب برای دیازینون و اسفن‌والریت به ترتیب ۴۰ الی ۶۰ و ۰/۰۰۶ میلی‌گرم درلیتر بوده بنابراین دیازینون به میزان متوسط رو به بالایی در آب حل می‌شود و اسفن‌والریت غیرقابل حل در آب است. از سوی دیگر ضریب کربن آلی خاک (KOC) (میزان تمایل یک آفت‌کش به جذب سطحی و متصل شدن به مواد آلی خاک وابسته به مقدار کربن آلی موجود در خاک) برای این دو آفت‌کش به ترتیب ۱۵۸۱ و ۲۱۵۰۰۰ می‌باشد پس اسفن‌والریت آب‌گریز بوده، به شدت جذب رسوبات و ذرات خاک شده و در نتیجه مقدار آن در رواناب پایین می‌آید. در این مطالعه هم‌چنین مشخص گشت در صورتی که دو آفت‌کش جذب سطحی ذرات خاک شوند و یا به آنها اجازه نفوذ به منطقه غیراشباع خاک داده شود، مقدار انتقال در رواناب و نیز میزان سمیت هر دو کاهش می‌یابد. در این تحقیق، بیشترین سمیت برای جانوران آبزی مورد مطالعه در طول اولین ساعت بارش پس از کاربرد آفت‌کش اتفاق افتاد.

منابع آلوده‌کننده آب زاینده‌رود تا قبل از شهر اصفهان محدود به رواناب‌های سطحی، زه‌آب‌های حاصل از اراضی حاصل‌خیز زراعی و روستاها و شهرک‌هاست که به علت کمی حجم آنها و هم‌چنین شیب و دبی بالای رودخانه، دارای اهمیت چندانی نیستند (۸). درحالی که در پایین‌دست منابع عمده آلوده‌کننده و شوری، زه‌کش‌های اراضی زراعی و نفوذ آب‌های زیرزمینی شور است که به علت دبی کم رودخانه باعث شوری بیش از حد آب شده‌اند (۸). بخش اصلی منابع آلوده‌کننده زاینده‌رود در بخش میانی رودخانه قرار دارد و تأثیر این آلودگی تا فاصله ۳۰ کیلومتری شرق اصفهان نیز ادامه می‌یابد (۸). در واقع بیشترین سهم آلودگی را فاضلاب‌های صنعتی و شهریِ شهر اصفهان دارا بوده و آب زاینده‌رود پس از عبور از شهر اصفهان دارای آلوده‌ترین وضعیت (بسیار بالاتر از حدود استاندارد) است (۸). در مطالعه سیمونو و همکاران (۲۱) که با استفاده از اطلاعات به دست آمده از اندازه‌گیری‌های تعدادی پارامترهای کیفی آب در محدوده وسیعی از حوضه‌های آبریز و انواع آب‌های سطحی در شمال یونان در یک دوره سه ساله انجام گردید مشخص شد که COD، BOD5، TON، فسفر کل (TP) و فسفات ناشی از منابع آلاینده متمرکز مانند فاضلاب‌های شهری و پساب‌های صنعتی هستند. گونه‌های نیتروژن محلول در آب و شکل‌های مختلف آن، ناشی از منابع آلاینده غیرمتمرکز مانند رواناب‌های کشاورزی و ریزش‌های جوی هستند. پارامترهای pH، DO و EC تخلیه منابع فیزیکوشیمیایی متغیر (مانند منابع حاوی مواد آلی یا مغزی) را به آب‌های مورد بررسی نشان می‌دهند. بور و باریم از فرایندهای هوادیدگی سنگ‌ها، ته‌نشست‌های با منشأ دریایی، هجوم آب‌های شور و غیره ناشی می‌شوند. کل جامدات معلق ((TSS، Cu، Cr، Ni، Mn و Fe نشان‌دهنده فرایندهای آب‌شویی از خاک هستند و Pb، Zn و Cd آلودگی‌های سمی حاصل از پساب‌های صنایع را نشان می‌دهند.

خودپالایی به مجموعه فعل و انفعالات و فرایندهایی گفته می‌شود که به صورت طبیعی در یک منبع آبی اتفاق می‌افتد و در نتیجه، میزان آلودگی وارد شده به آن منبع تا حد تبدیل آب به کیفیت مطلوب و استاندارد کاهش پیدا می‌کند (۵). اگر روند تجزیه و تبدیل مواد آلی به وسیله ریزجانداران به ویژه باکتری‌ها در شرایط هوازی و با حضور اکسیژن انجام گیرد، مواد مستقل و پایداری مانند دی‌اکسیدکربن، سولفات، اورتوفسفات و نیترات تولید می‌شود (۱۰). در شرایطی که اکسیژن کافی برای عمل تجزیه فراهم نباشد، روند تجزیه به صورت بی‌هوازی ادامه می‌یابد (۱۰). محصولات نهایی تجزیه بی‌هوازی عبارت‌اند از ترکیبات آلی ناپایدار و موادی چون H_2S، CH_4 و NH_3. خودپالایی ممکن است هم در آب‌های جاری و هم در آب‌های سطحی و زیرزمینی اتفاق افتد (۵). هدف خودپالایی پیدا کردن راه‌کارهای بهبود کیفیت و افزایش توان پالایش رودخانه‌ها می‌باشد (۵). عوامل مؤثر بر خودپالایی عبارت‌اند از میزان انتقال، نفوذ و پخش، تبدیل و ته‌نشینی و تجزیه آلاینده‌هاست (۵).

میزان آلودگی و هم‌چنین توان خودپالایی رودخانه کارون در بازه گرگر با کاربرد مدل Q2E و استفاده از نتایج

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

آزمایش‌های کیفی در تیر ۱۳۷۸ به عنوان گرم‌ترین ماه سال و حداقل آب‌دهی ماهانه رودخانه، توسط بنی‌سعید و همکاران (۳) بررسی شد. نتایج خروجی مدل بیانگر نامطلوب بودن غلظت اکسیژن محلول و فراتر از استاندارد بودن پارامترهای BOD و COD در بازه مورد نظر بود. هم‌چنین مشاهده شد که غلظت نیتروژن و فسفر در اغلب موارد کمتر از حد استاندارد است. بررسی میزان EC، نشان‌دهنده روند افزایشی این پارامتر به دلیل وجود منابع آلاینده نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای بوده است. بیشتر پارامترهای مورد بررسی فراتر از حد استاندارد بوده و در تیر وضعیتی آلوده‌کننده برای رودخانه کارون ایجاد می‌کنند.

هدف از این تحقیق، بررسی کیفیت شیمیایی و امکان آلودگی آب زاینده‌رود و نیز چاه‌های آب شرب واقع در حاشیه آن به حشره‌کش دیازینون و تعیین توان خودپالایی زاینده‌رود است.

مواد و روش‌ها

۱. منطقه مورد مطالعه

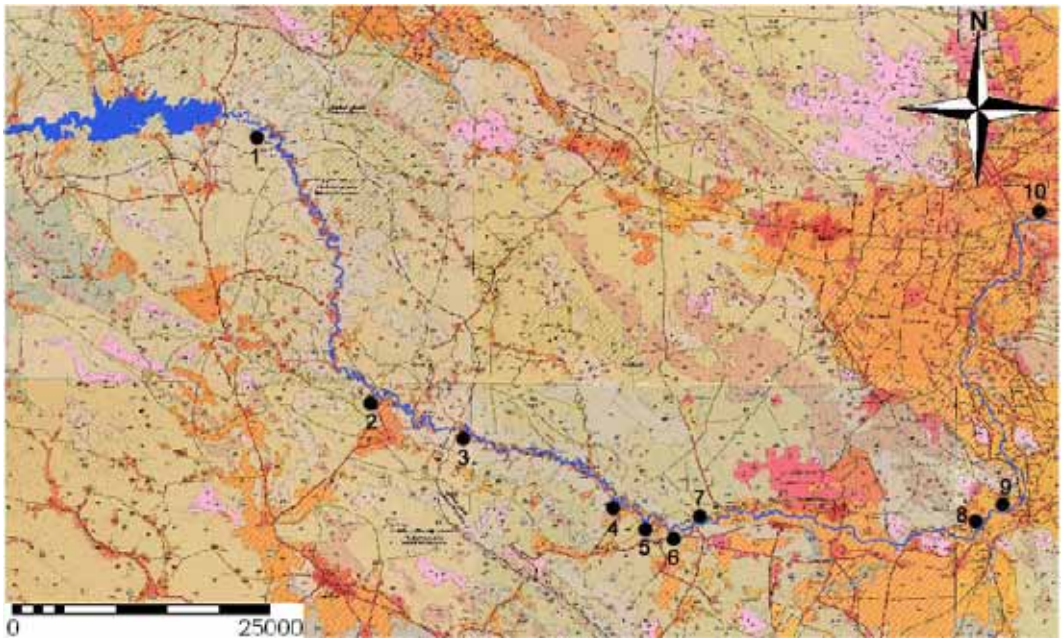
بررسی کیفیت آب زاینده‌رود در محدوده‌ای به طول تقریبی ۱۴۰ کیلومتر، از سد تنظیمی زاینده‌رود تا سد انحرافی نکوآباد، انجام شد به‌طوری‌که قسمت عمده این بازه در بالادست تصفیه‌خانه آب باباشیخ‌علی اصفهان قرار داشت. روش‌های معمول در تصفیه‌خانه‌های آب شرب نمی‌توانند آفت‌کش‌ها را از آب حذف نمایند. برای مثال، به منظور جداسازی حشره‌کش‌ها از آب، استفاده از روش‌های اسمزمعکوس، فیلترهای دارای کربن فعال و تقطیر در تصفیه مؤثرند ولی فیلترهای فیبری، دی‌یونیزه و پرتوهای فرابنفش بدون تأثیر هستند (۱). بنابراین در صورت وجود آفت‌کش‌ها در آب ورودی به تصفیه خانه، آب تصفیه شده خروجی نیز حاوی این سموم خواهد بود. زه‌آب باغ‌های میوه و زمین‌های کشاورزی، فاضلاب‌های روستایی و شهری (مانند باغبهادران) و پساب کارخانه ذوب آهن اصفهان، مهم‌ترین منابع آلاینده ورودی به رودخانه در این محدوده هستند. از سوی دیگر با توجه به جمعیت بالای شهر اصفهان و بخصوص افزایش تقاضا برای مصرف آب شرب در فصل تابستان، تعدادی چاه فلمن (چاه فلمن یا چاه جمع‌کننده که در نزدیکی رودخانه حفر می‌گردد، دارای ساختمانی مرکب از چند کوره افقی است که در امتداد شعاع‌های دایره چاه قرارگرفته و آب لایه آب‌دار را جمع‌آوری و به چاه هدایت می‌نمایند و از آنجا آب به وسیله پمپ از چاه خارج می‌گردد) به فاصله کمی از یکدیگر در حاشیه زاینده‌رود در منطقه دَرچه وجود دارند که آب این چاه‌ها پس از کلر زنی وارد شبکه شرب شهری شده و مورد استفاده قرار می‌گیرد. بنابراین نمونه‌برداری از آب یکی از این چاه‌ها نیز انجام شد. محدوده زمانی نمونه‌برداری تیر تا پایان اسفند ۱۳۸۵ بوده است. شکل ۱ منطقه مورد مطالعه و موقعیت نقاط نمونه‌برداری را نشان می‌دهد.

۲. نمونه‌برداری

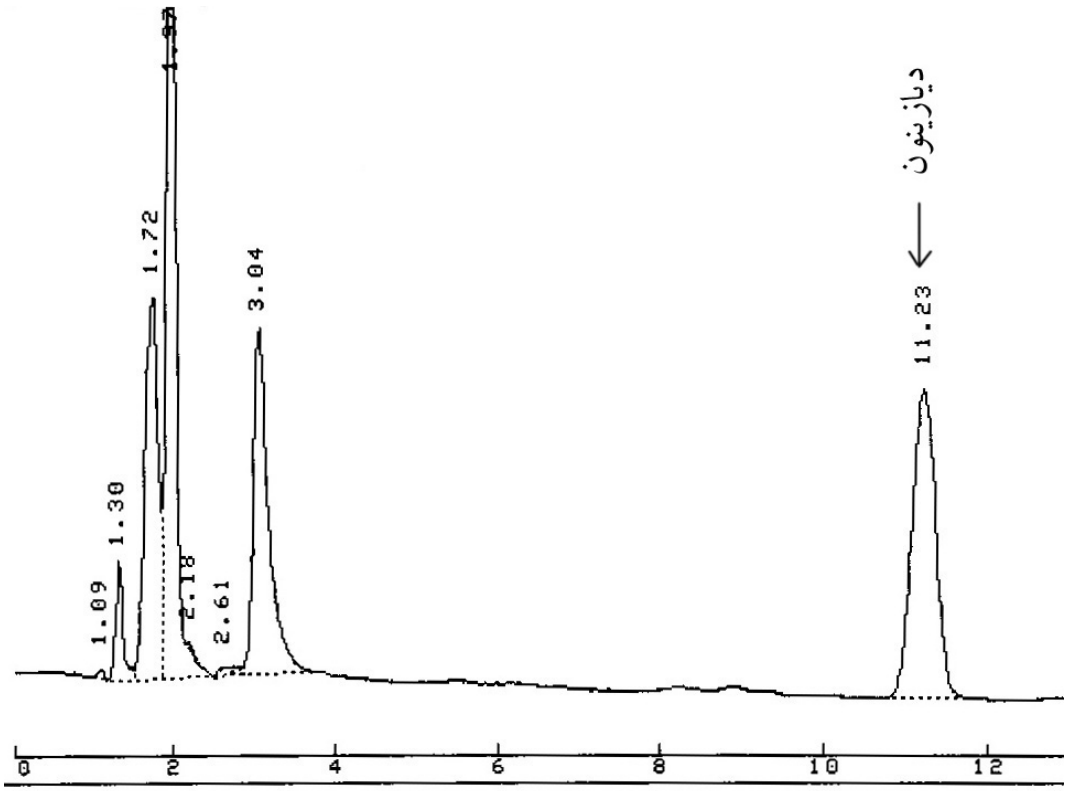
به منظور نمونه‌برداری از ایستگاه‌های مشخص شده در شکل ۱ از روش‌های استاندارد و توصیه شده جهانی استفاده شد (۲۴). به این منظور، ظروف نمونه‌برداری از جنس شیشه کهربایی رنگ به حجم یک لیتر تهیه شد که قبل از نمونه‌برداری با یک پاک‌کننده و سپس با استن به خوبی شسته شده و به مدت ۲ ساعت در دمای ۱۵۰ درجه سلسیوس حرارت دیده بودند. نمونه‌برداری از جریان اصلی رودخانه، در بیشترین فاصله ممکن از ساحل و در عمق حدود ۵ سانتی‌متری از سطح به کف و به صورتی‌که اختلال و بر هم خوردگی در سطح آب رودخانه ایجاد نگردد، انجام می‌شد. از هر زهکش در محل تخلیه آن به رودخانه و از قسمت میانی آن که جریان آب سریع‌تر بود نمونه‌گیری انجام می‌شد. در مورد چاه فلمن، ابتدا اجازه داده می‌شد که آب از لوله خروجی چاه به مدت چند دقیقه جریان یابد و سپس نمونه‌برداری صورت می‌گرفت. درب ظرف‌ها تنها در مدت نمونه‌برداری باز و ظرف‌ها کاملاً با آب پر می‌شد تا هوایی داخل آن باقی نماند که به نمونه‌ها آسیب برساند. در هنگام نمونه‌برداری دمای آب قرائت می‌شد زیرا که دما بر پایداری آفت‌کش‌ها مؤثر است. افزایش دما سرعت واکنش‌های شیمیایی و میزان فرار بودن آفت‌کش‌ها را بالا می‌برد و هم‌چنین

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه و موقعیت نقاط نمونه‌برداری: ۱- سد تنظیمی زاینده‌رود، ۲- زهکش شالیزار و پل زمانخان، ۳- چم‌طاق، ۴- باغ‌بهادران (۱)، ۵- باغ‌بهادران (۲)، ۶- سد چم‌آسمان، ۷- پل کله، ۸- مادی نوگران، ۹- سد انحرافی نکوآباد و۱۰- چاه فلمن



شکل ۲. کروماتوگرام HPLC برای ۰/۲ میکروگرم دیازینون استاندارد با حجم تزریق ۲۰ میکرولیتر

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

باعث افزایش فعالیت زیستی می‌شود (۱۴). از هر محل یک نمونه تهیه می‌گردید و بنابراین در دوره زمانی نمونه‌برداری (تیر تا اسفند ۱۳۸۵) در مجموع حدود ۱۰۰ نمونه جمع‌آوری گردید که اندازه‌گیری پارامترهای شیمیایی بیان شده در قبل در تمامی نمونه‌ها و بررسی امکان آلودگی نمونه‌ها به دیازینون در ۶۶ نمونه (نمونه‌های مربوط به مهر تا اسفند ۱۳۸۵) انجام گرفت. نمونه‌های جمع‌آوری شده در یخدان، تحت دمای بین صفر تا ۴ درجه سلسیوس قرارداده شده و به سرعت به محل آزمایشگاه منتقل می‌شدند.

۳. بررسی امکان حضور باقی‌مانده حشره‌کش دیازینون

در منطقه مورد مطالعه، باغداری بیشتر از زراعت رونق داشته و انواع باغ‌های درختان میوه‌دار و غیرمیوه‌دار در آن وجود دارند. به منظور انتخاب آفت‌کش و سپس اندازه‌گیری باقی‌مانده آن در نمونه‌های مورد نظر، با مراجعه به اداره حفظ نباتات، مدیریت جهاد کشاورزی شهرستان زرین شهر، فروشگاه‌های توزیع کننده آفت‌کش‌ها در محدوده منطقه مورد مطالعه، و مراجعات محلی و مذاکره با کشاورزان و باغداران به منظور اخذ اطلاعات مربوط به نوع و نحوه مصرف آفت‌کش‌ها، اطلاعاتی به دست آمد که نشان دهنده اولویت نخست مصرف حشره‌کش‌ها و از میان حشره‌کش‌ها، هم‌چنین با توجه به اولویت نخست مصرف دیازینون در منطقه (جدول ۱)، در نهایت این آفت‌کش برای اندازه‌گیری باقی‌مانده آن در نمونه‌های آب رودخانه انتخاب شد.

روند تحلیل باقی‌مانده آفت‌کش‌ها شامل چهار مرحله اساسی است: نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه، استخراج آفت‌کش، تصفیه و خالص‌سازی، جدا نمودن ترکیبات مختلف و تعیین مقدار هر یک. در این تحقیق برای اندازه‌گیری باقی‌مانده احتمالی دیازینون در نمونه‌های زه‌آب از روش زوییگ با تغییراتی به شرح زیر استفاده شد (۲۵).

الف) استخراج دیازینون از نمونه‌های آب

برای استخراج، ۸۰۰ میلی‌لیتر از نمونه آب با استفاده از یک استوانه مدرج ۱۰۰۰ میلی‌لیتری به یک قیف جدا کننده منتقل شد. به این حجم آب، ۵۰ میلی‌لیتر حلال دی‌کلرومتان افزوده و به مدت چند دقیقه به شدت تکان داده شد و سپس اجازه داده شد که دو فاز حلال و آب از هم جدا شوند. سپس حلال در یک ظرف دیگر جمع‌آوری شد. عمل بالا در دو مرحله دیگر با افزودن هربار ۲۵ میلی‌لیتر حلال به قسمت آبناک باقی‌مانده تکرار شد و در نهایت ۱۰۰ میلی‌لیتر دی‌کلرومتان جمع‌آوری گردید. دی‌کلرومتان جمع‌آوری شده از روی ۳۰ گرم سولفات سدیم خشک عبور داده شد تا آب احتمالی موجود در آن گرفته شود و سپس به کمک دستگاه تبخیر کننده دوار حجم آن به ۲ میلی‌لیتر رسانده شد. در نهایت تحت فشار گاز نیتروژن حجم آن به ۰/۱ میلی‌لیتر کاهش یافت.

ب) تصفیه و پاک‌سازی

به منظور حذف ناخالصی‌های استخراج شده همراه با آفت‌کش که در شناسایی و اندازه‌گیری نهایی باقی‌مانده آفت‌کش‌ها ایجاد اختلال می‌کنند، این مرحله مهم است. برای خالص‌سازی از روش کروماتوگرافی لایه نازک استفاده شد. به این‌صورت که با استفاده از یک سرنگ میکرولیتری، ۲۰ میکرولیتر از نمونه نهایی و ۵۰ میکرولیتر از استاندارد سم به صورت طولی روی صفحه کروماتوگرافی قرار داده شد و سپس صفحه درون ظرف حاوی مخلوط دو حلال پترولیوم اتر/ دی اتیل اتر (۲۵:۷۵) قرار داده شد. پس از جذب و صعود، محل لکه مربوط به استاندارد سم در زیر یک لامپ فرابنفش دیده شد که در واقع محل دیازینون احتمالی در سایر نمونه‌ها هم‌ردیف لکه استاندارد می‌باشد. محل لکه‌ها روی صفحه با ۳/۵ میلی‌لیتر متانول شسته شد و به کمک فشار گاز نیتروژن حجم آنها تا ۰/۵ میلی‌لیتر

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

جدول ۱. اولویت مصرف حشره‌کش‌های مورد استفاده در منطقه مورد مطالعه

اولویت مصرف	نام عمومی سم	نام تجاری سم	کاربرد	نوع ترکیب	LD_{50} (mg/kg)	گروه خطر (سمیت) *
۱	دیازینون	بازودین	حشره/نماتدکش	فسفره	۳۰۰	II
۲	آزینفوس متیل	گوزاتیون	حشره‌کش	فسفره	۱۰	I
۳	فوزالن	زولون	حشره/کنه‌کش	فسفره	۱۲۰	II
۴	کلرپیریفوس	دورسبان	حشره‌کش	فسفره	۹۶	II

* : آفت‌کش‌ها از نظر خطر سمیت به سه گروه خیلی سمی (I)، تقریباً سمی (II) و عملاً غیر سمی (III) تقسیم‌بندی می‌گردند.

جدول ۲ . اطلاعات مورد نیاز برای محاسبه توان خودپالایی زاینده‌رود در محدوده زمانی و مکانی مورد مطالعه

ماه	شماره بازه	طول بازه (L) (km)	دبی ((Q) m^3/s)	سرعت جریان آب ((V) m/s)	عمق متوسط جریان (H) (m)	دمای آب (T) (°C)
تیر	۱	۵۲/۱۹۳	۹۲/۳۸	۱/۴۵	۱/۲۹	۱۰/۰۰
	۲	۵۹/۳۳۲	۸۱/۴۶	۱/۶۱	۱/۴۳	۱۶/۸۸
	۳	۳۷/۷۵۰	۷۰/۲۱	۱/۴۶	۱/۶۱	۱۸/۷۵
بهمن	۱	۵۲/۱۹۳	۱۶/۷۳	۰/۶۶	۰/۴۶	۵/۰۰
	۲	۵۹/۳۳۲	۱۷/۶۳	۰/۷۳	۰/۶۰	۸/۲۵
	۳	۳۷/۷۵۰	۱۴/۹۶	۰/۸۰	۰/۷۳	۱۰/۵۰

جدول ۳ . نیم‌عمر دیازینون در pH های مختلف (۹ و۱۷)

pH	نیم‌عمر دیازینون
۳/۱	۱۲ ساعت
۵	۱۲ تا ۱۴ روز
۶	۵۴/۶ روز
۷	۷۰ تا ۱۳۸ روز
۷ و در دمای اتاق	۲ تا ۳ هفته
۸	۵۴ روز
۹	۷۷ روز

کاهش یافت. این محلول آماده تزریق به دستگاه HPLC بود.

ج) اندازه‌گیری و تعیین مقدار

برای این مرحله از روش کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا (HPLC) استفاده شد. شرایط اندازه‌گیری دستگاه HPLC عبارت بودند از:

ستون به ابعاد ۴ در ۱۵۰ میلی‌متر از نوع CLC-ODS

فاز متحرک: آب/ متانول به نسبت ۳۰:۷۰ (حجمی : حجمی)

سرعت جریان فاز متحرک: ۰/۹ میلی‌لیتر در دقیقه

دمای ستون: ۴۰ درجه سلسیوس

شناساگر UV-Spectrophotometer با طول موج ۲۲۰ نانومتر

حساسیت سیستم برابر ۴

پمپ با فشار حداکثر ۵۰۰ kgf/cm^2

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

د) تعیین درصد بازیابی در روش اندازه‌گیری دیازینون

در روش‌های انتخاب شده برای تجزیه و بررسی بقایای سموم، به ندرت می‌توان ۱۰۰ درصد آفت‌کش موجود در نمونه‌ها را استخراج نمود. چون ممکن است حلال و روش به کار برده شده قدرت استخراج کامل آفت‌کش را نداشته باشند. بنابراین برای اطمینان و اطلاع از کارایی روش استخراج و تصفیه باید درصد بازیابی روش را به وسیله افزودن مقدار معینی از ترکیب مورد نظر به نمونه مورد ارزیابی، تعیین کرد. در این تحقیق غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ نانوگرم در لیتر از استاندارد دیازینون در دو تکرار به نمونه‌های آب مقطر افزوده و برای آنها مراحل استخراج، پاک‌سازی و اندازه‌گیری به روش شرح داده شده در قبل انجام شد. میانگین مقادیر درصد بازیابی ۸۰/۵ به دست آمد.

۴. بررسی کیفیت شیمیایی نمونه‌های آب

به منظور بررسی کیفیت آب در نمونه‌های مورد نظر، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب شامل: دما، pH، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی (Ca^{2+}، Mg^{2+}، Na^{+}، Cl^{-}، HCO^{-}_3، SO^{2-}_4 و NO^{-}_3)، EC، BOD و COD به روش‌های استاندارد (۱۵) اندازه‌گیری و پارامترهای سختی کل، درصد جذب سدیم، قلیاییت، کل جامدات محلول و شاخص خورندگی تعیین شدند (۱۵).

۵. محاسبه توان خودپالایی زاینده‌رود

به منظور بررسی توان خودپالایی رودخانه، لازم است تا آن را به بازه‌هایی تقسیم کرد. اطلاعات مربوط به پارامترهای هندسی زاینده‌رود محدود به ایستگاه‌های هیدرومتری مستقر در طول رودخانه (سد تنظیمی زاینده‌رود، پل زمانخان، پل کله و سد انحرافی نکوآباد) در محدوده مورد مطالعه می‌باشد و از این اطلاعات برای تعیین و توصیف بازه‌ها استفاده شده است. به علت محدود بودن اطلاعات هیدرومتری و پرهیز از محاسبات تئوریک برای محاسبه مشخصات هندسی و هیدرولیکی رودخانه در نقاط مختلف، سعی شده که محل بازه‌ها بر اساس ایستگاه‌های هیدرومتری که اغلب در محل‌هایی واقع شده‌اند که تغییرات دبی رودخانه در آنجا اتفاق می‌افتد، تعیین شوند. بنابراین زاینده‌رود در محدوده مورد مطالعه به سه بازه (بازه‌های شماره ۱، ۲ و۳ به ترتیب حدفاصل سد تنظیمی زاینده‌رود و پل زمانخان، پل زمانخان و پل کله و پل کله و سد انحرافی نکوآباد) تقسیم شد. اطلاعات مورد نیاز در هر کدام از بازه‌ها عبارت‌اند از: طول بازه، دبی، سرعت و عمق متوسط جریان و دمای آب که به عنوان نمونه برای بازه‌های مذکور در ماه‌های تیر و بهمن در جدول ۲ آورده شده‌اند.

قدرت خودپالایی رودخانه از رابطه ۱ به دست می‌آید (۵):

$$C_A = \frac{۰/۰۵۵ Q L K_۲}{V} \qquad [۱]$$

که:

CA : ظرفیت پذیرش مواد زاید توسط رودخانه به ازای هر واحد کمبود در اکسیژن محلول (ton/day)

Q: دبی رودخانه (m^3/s)

L: طول بازه (m)

K_2 : ضریب هوادهی رودخانه (day^{-1}) که از رابطه ۲ به دست می‌آید (۵)

V: سرعت متوسط جریان (m/s)

$$K_۲ = \frac{۲۹۴ \ (D_{LT} \times V)^{۰/۵}}{H^{۱/۵}} \qquad [۲]$$

DLT : ضریب انتشار مولکولی اکسیژن در T درجه سلسیوس (m^2/day) بوده و از رابطه ۳ به دست می‌آید (۵). هم‌چنین H عمق متوسط رودخانه (m) می‌باشد.

$$D_{LT} = D_{L۲۰} \times ۱/۰۳۷ ^{(T-۲۰)} \qquad [۳]$$

DL20 : ضریب انتشار مولکولی اکسیژن در ۲۰ درجه سلسیوس (m^2/day) که مقدار آن برابر $D_{L۲۰} = ۱/۷۶ \times ۱۰^{-۴}$ می‌باشد.

برای محاسبه ضریب هوادهی از رابطه ۴ نیز می‌توان استفاده کرد که البته رابطه ۲ دارای دقت بالاتری می‌باشد (۵).

$$K_۲ = \frac{۵/۲۳ \times V}{H^{۱/۶۷}} \qquad [۴]$$

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

نتایج و بحث

۱. باقی‌مانده حشره‌کش دیازینون

کروماتوگرام HPLC مربوط به استاندارد دیازینون در شکل ۲ دیده می‌شود. با توجه به این کروماتوگرام، زمان خروج آفت‌کش از ستون (زمان بازداری)(Retention Time) دیازینون در شرایط آزمایش برابر ۱۱/۲۳ دقیقه است. از آنجاکه در هیچ‌یک از نمونه‌های آب زاینده‌رود و زه‌کش‌ها در مدت زمان نمونه‌برداری (مهر تا اسفند ۱۳۸۵) و در زمان بازداری ذکر شده (۱۱/۲۳ دقیقه) منحنی‌ای توسط دستگاه HPLC ثبت نشده است (شکل ۳)، بنابراین حشره‌کش دیازینون در این نمونه‌ها ردیابی نشد.

عدم ردیابی آفت‌کش‌ها در نمونه‌های مختلف به‌طور کلی سه علت عمده می‌تواند داشته باشد. اول، عدم حضور آفت‌کش در نمونه مورد بررسی. با توجه به اولویت نخست مصرف دیازینون در منطقه مورد مطالعه، عدم راه‌یابی آن به زاینده‌رود از طریق رواناب باغ‌های میوه و زمین‌های کشاورزی بعید است. دوم، مقدار باقی‌مانده آفت‌کش در نمونه مورد بررسی ناچیز و یا کمتر از حد تشخیص روش و دستگاه به کار رفته است. با توجه به این موضوع در پروژه‌های بررسی بقایای آفت‌کش‌ها در سرتاسر دنیا، در موارد عدم یافت آفت‌کش‌ها از عبارت "غیر قابل ردیابی " استفاده می‌شود. سوم، تجزیه و از بین رفتن آفت‌کش از طریق واکنش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی گوناگون قبل از زمان نمونه‌برداری صورت گرفته است. در ادامه به برخی عوامل احتمالی مؤثر بر عدم ردیابی و یا تجزیه و از بین رفتن دیازینون در نمونه‌های آب مورد بررسی پرداخته می‌شود.

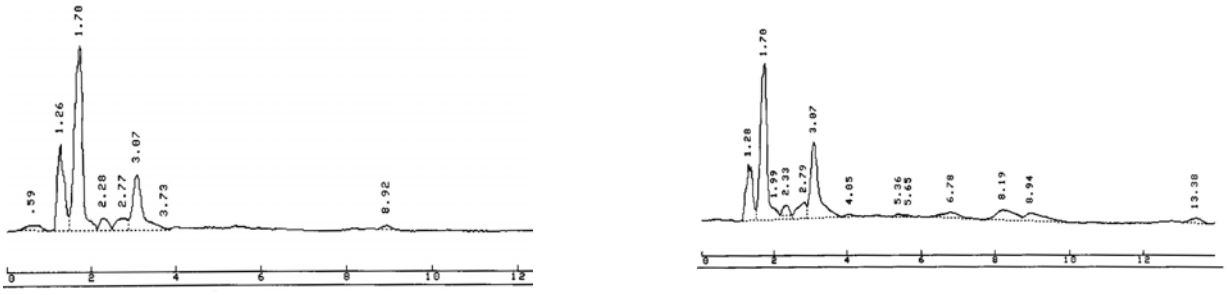
میزان انحلال دیازینون در آب ۶۰-۴۰ میلی‌گرم در لیتر (۱۷) و در نتیجه قابلیت حل شدن و تحرک این حشره‌کش در آب متوسط است. پس احتمال ورود آن به منابع آب سطحی از طریق باران و زه‌آب زمین‌های کشاورزی و باغ‌های میوه نیز در حد متوسط است. با توجه به این موضوع و نیز اولویت اول مصرف دیازینون در منطقه مورد مطالعه، عدم راه‌یابی آن به زاینده‌رود بعید است. از سوی دیگر امکان تجزیه یا از بین رفتن آفت‌کش از طریق واکنش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی گوناگون قبل از زمان نمونه‌برداری وجود دارد. از عوامل احتمالی مؤثر بر عدم ردیابی و یا تجزیه دیازینون در نمونه‌های آب مورد بررسی می‌توان موارد زیر را بیان کرد.

یکی از پارامترهای مهم و مؤثر در باقی‌مانده آفت‌کش‌ها در آب، pH آب می‌باشد. با توجه به جدول ۳، دیازینون در pH خنثی پایداری زیادی دارد ولی در pH قلیایی و اسیدی هیدرولیز می‌شود. از طرفی سرعت هیدرولیز در pH اسیدی بسیار بیشتر از pH قلیایی است. آب زاینده‌رود، زه‌کش ورودی پل زمانخان و مادی نوگوران در محدوده زمانی و مکانی مورد بررسی قلیایی می‌باشند (شکل ۴). در نتیجه امکان دوام دیازینون در این نمونه‌ها حداکثر ۷۰ روز می‌باشد. بنابراین زوال آن تا قبل از زمان نمونه‌برداری دور از انتظار نیست. فاضلاب باغبهادران با متوسط pH برابر ۷/۸ (جدول ۴) تنها نمونه‌ای است که از نظر pH می‌توانسته به دوام دیازینون کمک کند. از سوی دیگر تماس طولانی مدت یک آفت‌کش با آب قبل از نمونه‌برداری و یا وجود آب هرچند جزئی در طی آزمایش‌های تعیین مقدار باقی‌مانده سموم، می‌تواند باعث هیدرولیز آفت‌کش شود که در این مورد بعضی خواص آب مانند pH بر آن مؤثر هستند. در این تحقیق، آزمایش‌های مربوط به اندازه‌گیری باقی‌مانده دیازینون از مهر آغاز گشت. بنابراین امکان هیدرولیز دیازینون در نتیجه تماس با آب در طی فصل تابستان وجود داشته است.

از دیگر عوامل مؤثر بر دوام یا تجزیه و نیز آثار سمی آفت‌کش‌ها در آب، میزان سختی آب است. سختی کل آب به‌طور کاتالیک بر سرعت کاهش آفت‌کش‌ها مؤثر است و از سوی دیگر هرچه سختی آب بالاتر رود، از تأثیر سمیت آفت‌کش‌ها کاسته می‌شود (۱۰). برای طبقه‌بندی نمونه‌های آب از جدول ۵ استفاده شده است. بر این اساس، آب زاینده‌رود در محدوده مورد مطالعه در پاییز نسبتاً سخت و در زمستان سخت است. زه‌کش‌های مورد مطالعه نیز دارای آب سخت و بسیار

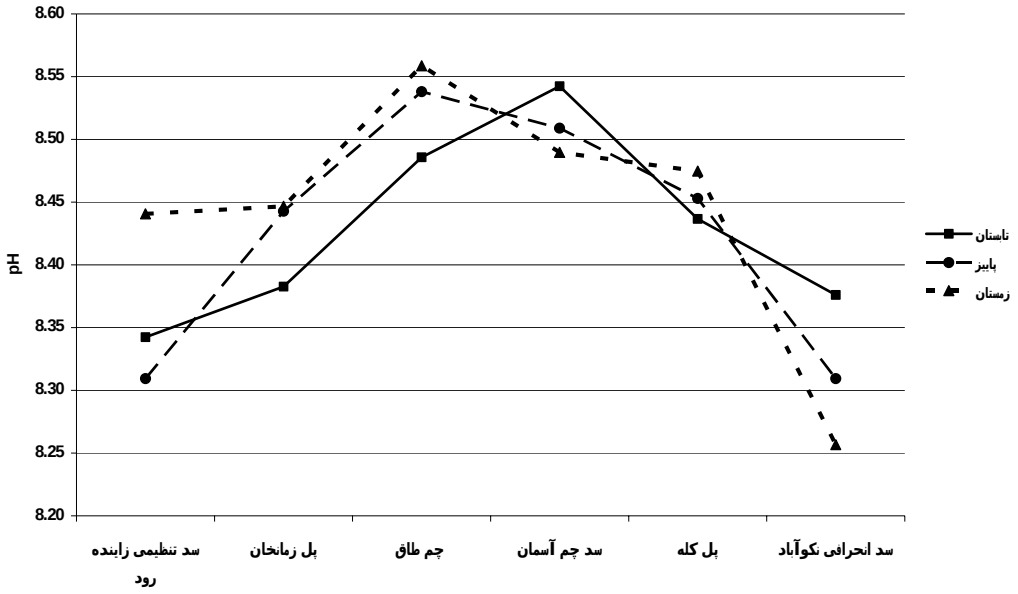
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



باغبهادران　　سد انحرافي نکوآباد

شکل ۳ . کروماتوگرام HPLC برای دو ایستگاه نمونه‌برداری در مهر ۱۳۸۵



شکل ۴. تغییرات فصلی pH در طول زاینده‌رود در محدوده زمانی مورد مطالعه

جدول ۴. مقادیر pH در نمونه‌های مربوط به فاضلاب باغ‌بهادران در محدوده زمانی مورد مطالعه

زمان	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	تابستان	پاییز	زمستان
pH	۷/۹	۷/۵	۷/۹	۷/۹	۷/۹	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸

جدول ۵ . مقادیر کمّی سختی طبقه‌بندی شده برای آب‌های مختلف (۱۰)

شرح	سختی	
	میلی‌اکی‌والان بر لیتر	میلی‌گرم بر لیتر ($CaCO_3$)
نرم	کمتر از یک	کمتر از ۵۰
نسبتاً سخت	۳ - ۱	۵۰ – ۱۵۰
سخت	۶ – ۳	۱۵۰ – ۳۰۰
بسیار سخت	بزرگ‌تر از ۶	بزرگ‌تر از ۳۰۰

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

سخت می‌باشند (شکل ۵). بنابراین دیده می‌شود که سختی نمونه‌های آب سطحی مورد بررسی به گونه‌ای است که به تجزیه و از بین رفتن و یا کاسته شدن از اثر سمی حشره‌کش دیازینون کمک می‌کند.

عوامل مختلفی که بر تبخیر ترکیبات آلی از آب و هم‌چنین خاک مؤثرند به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی ماده آلی، مانند حلالیت و فشار بخار، بستگی دارند، البته مواد معلق در آب و سایر ویژگی‌های آب و هوا با این عوامل تداخل دارند (۱۰). با توجه به فشار بخار نسبتاً بالای دیازینون (۱۱/۳۰ و ۱۴/۱۳ میلی‌پاسکال به ترتیب در ۲۰ و ۲۵ درجه سلسیوس (۱۷))، فراریت و تبخیر آن در تابستان دور از انتظار نیست.

رودخانه‌ها در تماس مستقیم با اتمسفر هستند. بنابراین شدت و مدت در معرض نور خورشید بودن در آنها به ویژه در فصول گرم افزایش می‌یابد. در واقع در بیشتر موارد تجزیه آفت‌کش‌ها در هوای گرم و آفتابی سریع‌تر صورت می‌گیرد (۹). زاینده‌رود نیز از این قاعده مستثنی نبوده و در نتیجه امکان فتولیز مستقیم دیازینون با جذب پرتوهای پرانرژی خورشید در تابستان و تغییر حالت ساختاری آن وجود دارد (۱۰).

معمولاً غلظت‌های قابل ردیابی از آفت‌کش‌ها در آب‌های سطحی، پس از اولین بارش سنگین بعد از کاربرد سم در منطقه اتفاق می‌افتد. در این حالت باران با شستشوی آفت‌کش‌ها از سطوح گیاهی باعث جابه‌جایی و پراکنش آنها می‌شود. طالبی (۲۲) در تحقیق خود درباره باقی‌مانده دیازینون در آب رودخانه هندوخال و مرداب انزلی مشاهده کرد که بین حداکثر غلظت ردیابی شده دیازینون و زمان بارش هم‌بستگی وجود دارد. دوماگالسکی و همکاران (۱۸) نیز بیان نمودند که غلظت دیازینون در رودخانه سان‌واکین کالیفرنیا در مدت زمان بارش به حداکثر می‌رسد. در منطقه مورد مطالعه در ضمن صحبت با باغداران و کشاورزان به این نتیجه رسیده شد که آنان از برنامه زمان‌بندی توصیه و ارائه شده توسط سازمان حفظ نباتات برای سم‌پاشی استفاده نکرده و در زمان صلاحدید خود اقدام به سم‌پاشی می‌نمایند و در نتیجه زمان آخرین سم‌پاشی به‌طور دقیق مشخص نمی‌باشد. البته به نظر می‌رسد این زمان در اوایل فصل تابستان باشد. بنابراین بین آخرین سم‌پاشی و اولین بارش در منطقه فاصله زمانی قابل توجهی می‌باشد که در این فاصله زمانی امکان زوال سم به روش‌های گوناگون وجود دارد.

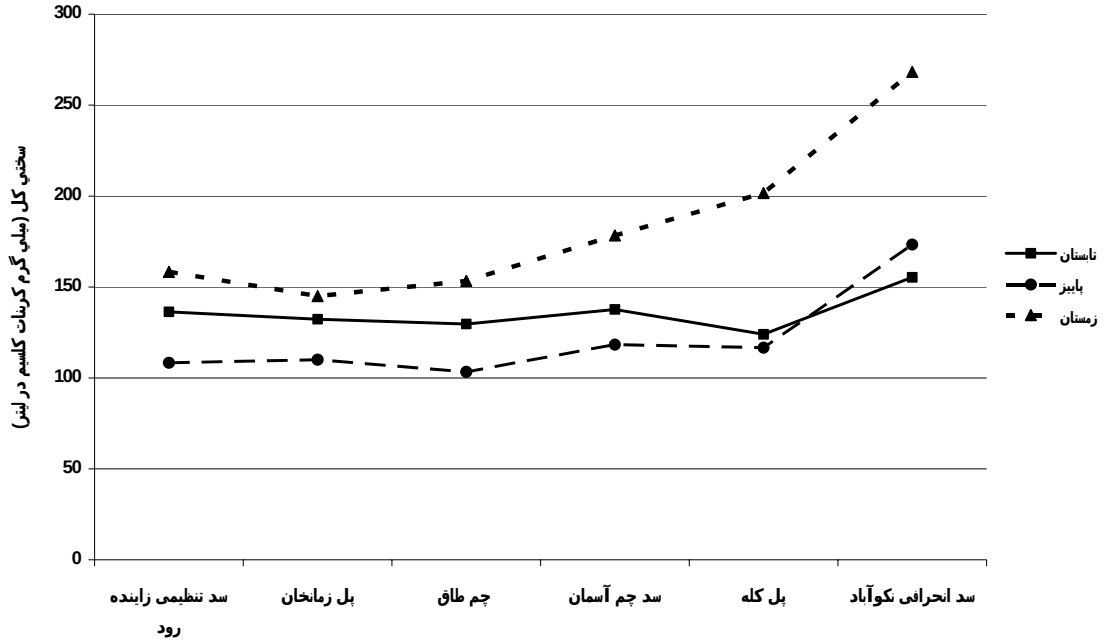
در مطالعه شایقی و سلسله (۷)، حشره‌کش دیازینون در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تنها تا مردادماه قابل ردیابی بوده و در شهریورماه مشاهده نشده است. این محققین، شرایط محیطی، خواص فیزیکی و شیمیایی حشره‌کش مصرفی، زمان (ماه و فصل) مصرف آفت‌کش، دما و pH آب، نزولات جوی (بارندگی‌های فصلی و غیرفصلی) و میزان آنها، شیب رودخانه و نزدیکی نقاط زیر کشت با قسمت‌های مختلف رودخانه را در ارتباط با باقی‌مانده حشره‌کش‌ها در آب دخیل می‌دانند. هم‌چنین در این مطالعه بیان شده است که به دلیل بارندگی، غلظت سموم در اکثر نقاط کاهش قابل ملاحظه‌ای داشته و عدم آگاهی کشاورزان از میزان مصرف سموم و زمان مناسب سم‌پاشی نیز تأثیر چشم‌گیری روی باقی‌مانده آنها دارند.

در تحقیق کابانی و همکاران (۱۹) نیز دیازینون در هیچ‌یک از نمونه‌های آب سطحی مورد بررسی ردیابی نشد. این محققان عقیده دارند که در هنگام اندازه‌گیری باقی‌مانده آفت‌کش‌ها در نمونه‌های آب، حضور یا غیاب مواد آلی و نمک‌های محلول باید بررسی شوند چرا که عاملی مانند جذب سطحی ممکن است اثر بیشتری روی باقی‌مانده آفت‌کش‌ها (در مقایسه با حلالیت آنها در آب) داشته باشد. هم‌چنین تجمع آفت‌کش‌های فسفره در خاک نسبت به آب بیشتر و بالاتر اتفاق می‌افتد و این موضوع ناشی از فرونشت یا جذب سطحی آفت‌کش است. از سوی دیگر باقی‌مانده آفت‌کش‌ها می‌توانند تا ۵۰ ٪ به علت جذب سطحی روی سطح مواد آلی و چنگالی شدن(Chelation) (به دام افتادن) به وسیله کمپلکس‌های ترکیبات اولیگومریک هیدروکسی‌دار(Oligomeri charge hydroxyl complex) کاهش پیدا کنند.

دبی آب زاینده‌رود و در نتیجه سرعت آب در آن در ماه‌های فصل تابستان زیاد است و بنابراین اختلاط آب با هوا و میزان

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



شکل ۵ . تغییرات فصلی سختی کل در طول رودخانه زاینده‌رود در محدوده زمانی مورد مطالعه

اکسیژن محلول آب افزایش می‌یابد. بالارفتن میزان اکسیژن محلول آب که از پیامدهای مشخص آن کاهش آلودگی میکروبی و غلظت سایر آلاینده‌های شیمیایی است می‌تواند باعث واکنش آفت‌کش احتمالی موجود در آب رودخانه با اکسیژن و در نتیجه اکسایش و تغییر ساختار آفت‌کش و یا تجزیه و از بین رفتن آن شود.

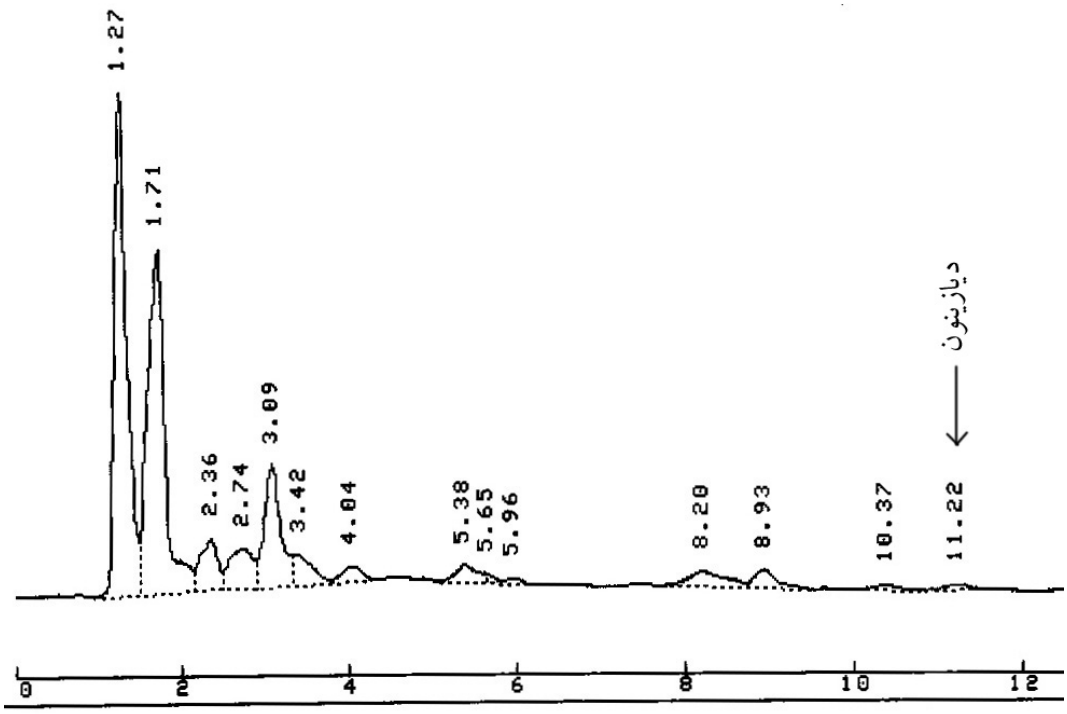
مواردی که در بالا به آنها اشاره شد، فرایندهای غیرزیستی مؤثر بر تجزیه و از بین رفتن آفت‌کش‌ها در محیط زیست هستند. ولی برخی فرایندهای زیستی نیز وجود دارند که هر کدام به نوبه خود می‌توانند آفت‌کش‌های موجود در قسمت‌های مختلف محیط زیست را تجزیه و به مواد معدنی تبدیل کنند. این ترکیبات ساده‌تر برای مثال دی‌اکسیدکربن، آب و آمونیاک می‌باشند. هم‌چنین موجودات زنده ذره‌بینی از آفت‌کش‌ها به عنوان منبع کربن یا دیگر عناصر مغذی استفاده می‌کنند (۱۰).

در نمونه آب زیرزمینی مربوط به چاه فلمن، در مهر وجود دیازینون توسط دستگاه HPLC تأیید شد که کروماتوگرام مربوطه در شکل ۶ دیده می‌شود. مقدار دیازینون ردیابی شده برابر ۳۲/۱ نانوگرم در لیتر می‌باشد. با توجه به جدول ۶، این مقدار کمتر از استانداردهای جهانی موجود برای دیازینون در آب آشامیدنی است.

به نظر می‌رسد کاربرد دیازینون در فصل کشت، راه‌یابی آن به وسیله زه‌آب زمین‌های کشاورزی به زاینده‌رود و پس از آن چاه و وجود مواد معلق در آب چاه، عامل حضور این حشره‌کش در چاه فلمن باشد. هم‌چنین دامنه تغییرات pH آب چاه فلمن ۸/۳–۷/۵ است. بنابراین مقادیر pH (به خصوص در فصل تابستان) برای حضور و دوام دیازینون در آب چاه مطلوب می‌باشد. از طرف دیگر، ضریب کربن آلی خاک (میزان تمایل یک آفت‌کش به جذب سطحی و متصل شدن به مواد آلی خاک وابسته به مقدار کربن آلی موجود در خاک) برای این حشره‌کش تقریباً برابر ۱۵۸۱ است (۱۲) و در نتیجه دیازینون می‌تواند تا حد متوسطی به مواد آلی معلق و نیز رسوبات چسبیده و به این ترتیب حضور خود را بخصوص در آب‌های زیرزمینی تداوم بخشد. با توجه به این مسائل می‌توان گفت که امکان حضور آفت‌کشی مانند دیازینون در رسوبات کف رودخانه‌ها در مناطقی که از این حشره‌کش استفاده می‌شود، غیر ممکن نیست.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



شکل ۶ . کروماتوگرام HPLC برای چاه فلمن در مهر ۱۳۸۵

جدول ۶ . استانداردهای موجود برای دیازینون در آب آشامیدنی (میلی‌گرم در لیتر) (۲۳)

حداکثر غلظت قابل قبول در دستورالعمل‌های کانادا	راهنماهای استرالیا		حداکثر غلظت راهنمای کیفیت آب برای مصارف تفریحی استرالیا و نیوزیلند
	مقدار راهنما	مقدار تندرستی	
۰/۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۱۰

دیازینون با ضریب اکتانول – آب (نسبت غلظت یک ماده در محلول روغنی یا آلی (اغلب اکتانول) به غلظت همان ماده در محلول آبی، KOW) برابر ۰/۰۳۲۲ (۱۲) که مقدار بزرگی نیست، تمایل چندانی به جذب به کلوئیدهای خاک ندارد و در نتیجه در خاک متحرک خواهد بود. متابولیسم دیازینون در خاک محدود نیست زیرا اولاً با پیوند محکمی جذب ذرات خاک نشده و بنابراین آزادانه در دسترس آنزیم میکروب‌های خاکزی قرار دارد و ثانیاً به علت جذب ضعیف به ذرات رس خاک و حلالیت متوسط در آب، تمایل آن برای آب‌شویی توسط آب‌های نفوذی به خاک بیشتر است. بنابراین احتمال ورود آن به آب‌های زیرزمینی وجود دارد (۷). با تکرار آزمایش‌ها در ماه‌های بعدی، اثری از دیازینون در این نمونه آب پیدا نشد.

سختی کل و میزان سدیم در آب چاه دارای مقادیر بالایی هستند که به تجزیه و از بین رفتن این حشره‌کش کمک می‌کند. آب چاه در تابستان و پاییز در رده سخت قرار می‌گیرد و در زمستان نیز بسیار سخت می‌شود. از سوی دیگر میزان سدیم و EC در آب چاه نیز همواره بالاتر از حد راهنمای دستورالعمل‌های مجمع اروپایی برای آب شرب است. واکنش بین نمک‌های معدنی محلول و ترکیبات آلی، با کاهش حلالیت این ترکیبات همراه است و این مسئله دلیل حلالیت کمتر ترکیبات آلی در آب اقیانوس‌ها در مقایسه با آب‌های شیرین است (۸). با توجه به روند افزایشی این پارامترها به‌طور کلی از

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

تابستان به زمستان، عدم حضور دیازینون در ماه‌های بعد و به خصوص زمستان دور از انتظار نیست.

افروس (۶) در مطالعه خود در دشت قزوین، باقی‌مانده دیازینون و پاراکوآت را در خاک یک مزرعه تحت کشت ذرت به غلظت‌های ۲/۸۷ و ۲/۱۳ میکروگرم در لیتر ردیابی کرد ولی اثری از این آفت‌کش‌ها در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه یافت نشد که علت آن را به پایین بودن سطح سفره آب‌های زیرزمینی منطقه مربوط دانست. در این تحقیق بیان شده است که مشکل آفت‌کش‌ها در محیط زیست زمانی نمود پیدا خواهد کرد که حلالیت آفت‌کش مورد نظر و هم‌چنین سطح آب زیرزمینی نسبتاً بالا باشند. از سوی دیگر به‌طورمعمول غلظت‌های دیده شده از آفت‌کش‌ها، در همان روزهای اولیه مصرف آفت‌کش و با وقایع سنگین بارندگی همراه خواهد بود. این محقق استفاده از سیستم آبیاری سنتی (سطحی) و پایین بوده راندمان آبیاری را در منطقه به عنوان عامل احتمالی انتقال سموم کشاورزی به آب‌های سطحی از طریق رواناب و جریان‌های سطحی عنوان می‌کند. به نظر می‌رسد ضریب جذب سطحی و نیمه عمر بالای دیازینون و نیز جذب آن به وسیله بخش شن و سیلت خاک (۲۳) و یا دوام طولانی مدت آن در خاک‌های آلی (۳۵) از عوامل حضور و ردیابی آن در خاک این منطقه باشد. بنابراین به دلیل وجود سموم شیمیایی در خاک، امکان استفاده مجدد از پساب آبیاری این مناطق برای استفاده گیاهان زراعی پایین‌دست بدون مطالعه دقیق مشکل‌زا خواهد بود.

امکان هیدرولیز دیازینون در نتیجه تماس طولانی مدت آن با آب و در نتیجه کاهش غلظت آن از تابستان به پاییز و تجزیه و از بین رفتن کامل آن در ماه‌های پس از مهر وجود دارد.

در چاه، امکان فتولیز مستقیم با جذب پرتوهای پرانرژی خورشید توسط ترکیب آلی کم است. ولی فتولیز غیرمستقیم، یعنی جذب پرتوهای خورشید به وسیله کربن آلی محلول، کانی‌های رسی و گونه‌های معدنی عناصر و وقوع واکنش‌هایی که در نهایت منجر به تغییر ترکیب آلی یا انتقال انرژی به ترکیب مذکور می‌گردند، دور از انتظار نمی‌باشد (۸).

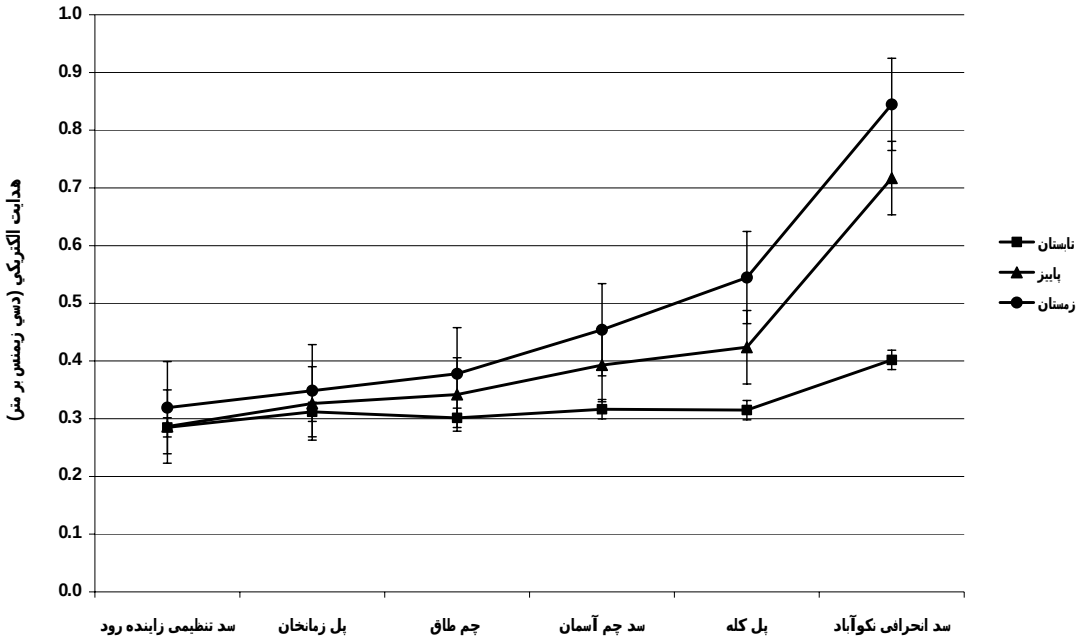
۲. کیفیت شیمیایی

مقدار هر یک از عوامل مورد آزمایش در هر ایستگاه نمونه‌برداری آب رودخانه و در هر ماه متفاوت می‌باشد و در حالت کلی تغییرات فصلی شدیدتر و قابل ملاحظه‌تر از تغییرات ماهانه هستند. از فصل پرآب تابستان به سمت فصول کم آب پاییز و زمستان، مقادیر عوامل دچار افزایش قابل ملاحظه‌ای به ویژه در بهمن می‌شوند. از بالادست رودخانه به سمت پایین دست نیز مقادیر عوامل افزایش می‌یابند (شکل ۷). بهترین کیفیت آب مربوط به سد تنظیمی زاینده‌رود و بدترین کیفیت آب مربوط به سد انحرافی نکوآباد است که علت آن نیز به تخلیه انواع پساب‌های کشاورزی، صنعتی و فاضلاب‌های شهری برمی‌گردد.

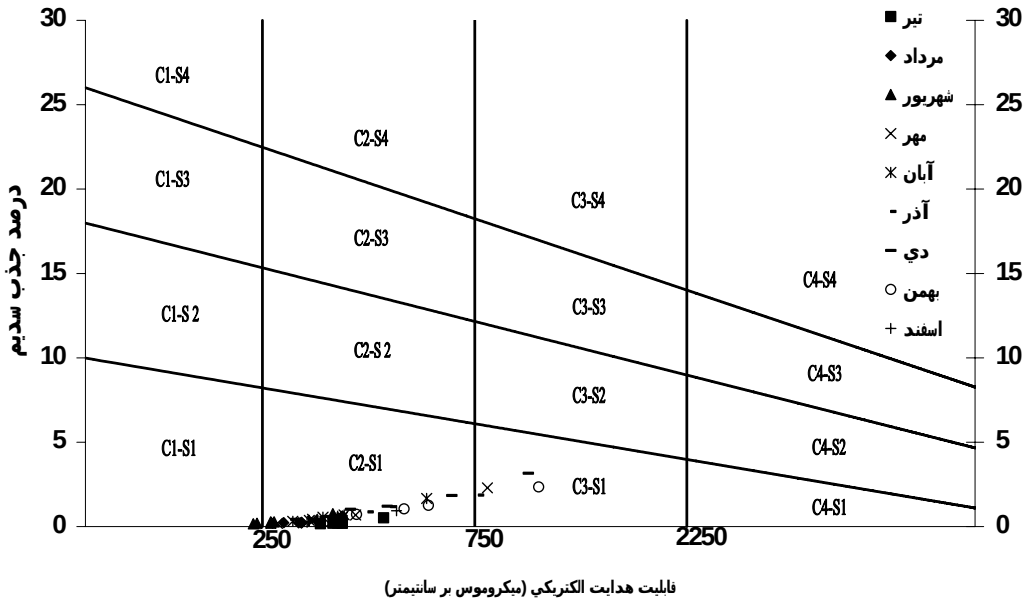
برای بررسی کیفیت آب رودخانه و چاه فلمن از نظر کشاورزی و شرب از نمودارهای ویلکوکس (به نقل از ۴۱) و شولر (۶۵) مطابق شکل‌های ۸ و ۹ استفاده شده است. مشاهده می‌شود که در نمودار ویلکوکس رودخانه، بیشتر نقاط در کلاس C2-S1 قرار می‌گیرند و به این ترتیب می‌توان گفت که آب رودخانه از نظر مصرف کشاورزی در طبقه آب‌های خوب قرار دارد. هم‌چنین در فصول پاییز و زمستان به دلیل کاهش دبی رودخانه، کیفیت آب از نظر مصرف کشاورزی نیز رو به تنزل می‌گذارد. به‌طور کلی آب چاه فلمن از لحاظ ویژگی‌های بیان شده در نمودار شولر از قابلیت شرب خوبی برخوردار است. هرچند از تابستان به زمستان کیفیت آن از نظر شرب نیز رو به کاهش می‌گذارد. در حقیقت آب چاه فلمن در تابستان برای شرب مناسب‌تر می‌باشد. در این نمودار بالا بودن میزان بی‌کربنات در آب چاه نسبت به کلر و در نتیجه تیپ بی‌کربناته آب به خوبی مشخص است. لازم به ذکر است که از نظر آشامیدن، نباید آلودگی میکروبی آب این چاه را از نظر دور داشت زیرا با توجه به شکل ۱۰ و جدول ۷ BoD برابر ۳۲۱ و

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



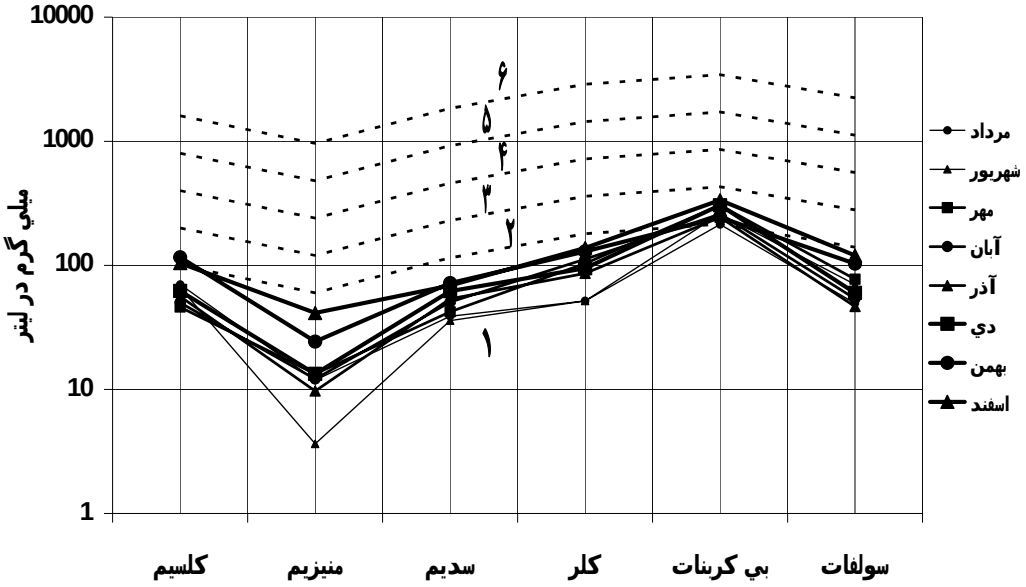
شکل ۷ . تغییرات فصلی قابلیت هدایت الکتریکی در طول زاینده‌رود در سه فصل از سال ۱۳۸۵



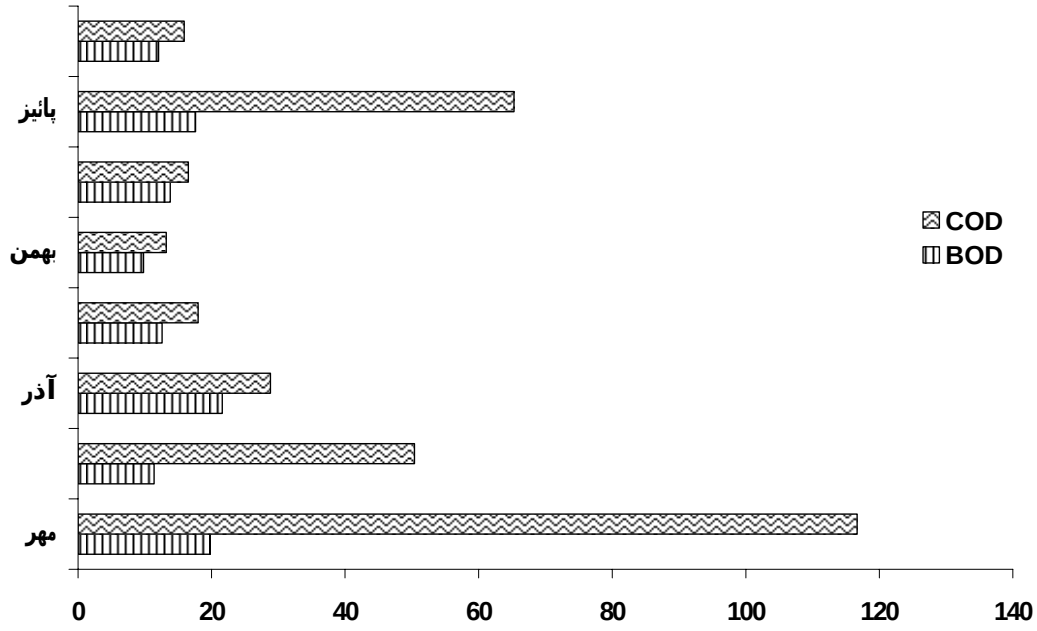
شکل ۸ .نمودار ویلکوکس برای زاینده‌رود در سال ۱۳۸۵

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]



شکل ۹ . نمودار شولر (فصلی) برای چاه فلمن در سال



شکل ۱۰ . تغییرات ماهانه و فصلی BOD و COD (میلی گرم در لیتر) در چاه فلمن در سال ۱۳۸۵

جدول ۷ . طبقه بندی آب بر اساس اکسیژن خواهی زیستی(۳)

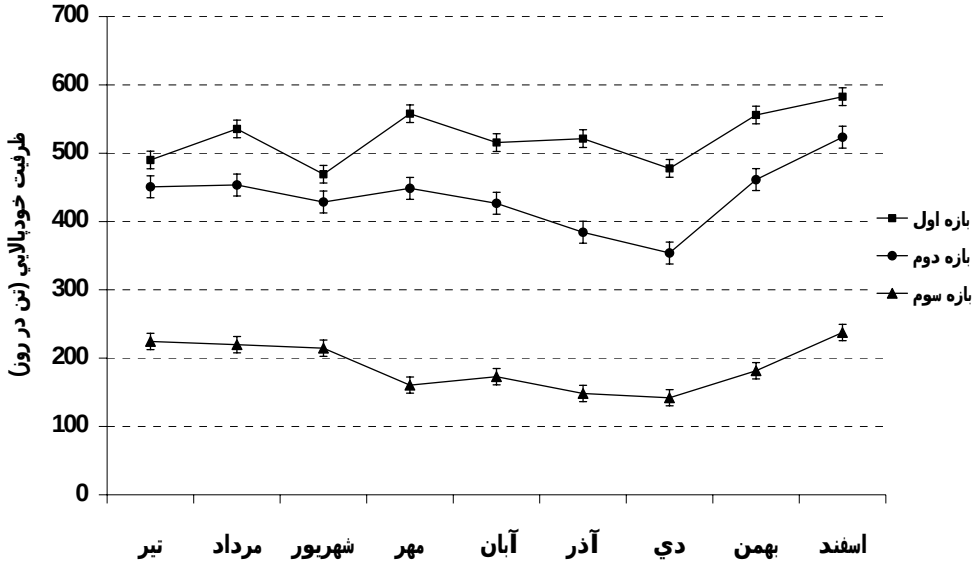
ویژگی		طبقه			
		خوب	آلودگی ضعیف	آلودگی متوسط	آلودگی شدید
اکسیژن خواهی زیستی	(mg/L)	کمتر از ۳	۳ – ۴/۹	۵ – ۱۵	بیشتر از ۱۵

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

جدول ۸ . مقادیر ضریب انتشار مولکولی و ضریب هواگیری زاینده‌رود در محدوده زمانی و مکانی مورد بررسی

ماه	شماره بازه	ضریب انتشار مولکولی، D_{LT} (m^2/day)	ضریب هواگیری رودخانه، K_2 (day^{-1})
تیر	۱	۰/۰۰۰۱۲۲	۲/۶۸
	۲	۰/۰۰۰۱۵۷	۲/۷۳
	۳	۰/۰۰۰۱۶۸	۲/۲۵
بهمن	۱	۰/۰۰۰۱۰۲	۷/۶۸
	۲	۰/۰۰۰۱۱۵	۵/۸۴
	۳	۰/۰۰۰۱۲۵	۴/۶۷



شکل ۱۱ . تغییرات توان خودپالایی زاینده‌رود در ۹ ماه از سال ۱۳۸۵

۵ میلی‌گرم در لیتر از نظر بار میکروبی به ترتیب مشخص کنند. آب تقریباً خالص، نسبتاً خالص و آب با خلوص مورد تردید است و اگر مقدار آن از ۲۰ میلی‌گرم در لیتر تجاوز نماید، سلامت عمومی در معرض خطر قرار می‌گیرد. لذا می‌توان بیان کرد آب چاه در فصول پاییز و زمستان دارای آلودگی میکروبی متوسط تا شدید می‌باشد. این مسأله از آن جهت حائز اهمیت است که اصولاً آب آشامیدنی هم باید فاقد BoD بوده و یا میزان آن حداکثر ۳ میلی‌گرم در لیتر باشد. هم‌چنین غلظت نیتروژن-نیتراتی در نمونه مهر آب چاه برابر ۲۴ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد که ۲/۴ برابر حد استاندارد ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است.

۳. توان خودپالایی زاینده‌رود

مقادیر ضریب انتشار مولکولی (D_{LT}) و ضریب هواگیری (K_2) زاینده‌رود برای بازه‌های مذکور به عنوان نمونه در ماه‌های تیر و بهمن در جدول ۸ و نتایج ظرفیت خودپالایی این رودخانه در شکل ۱۰ آورده شده‌اند.

با توجه به شکل ۱۱ قدرت خودپالایی زاینده‌رود در طول سه بازه در نظر گرفته شده در ماه‌های مورد بررسی روند یکسانی ندارد. بر اساس نتایج به دست آمده، بیشترین ظرفیت خودپالایی مربوط به بازه اول به میزان ۵۸۳ تن در روز در اسفند و کمترین آن مربوط به بازه سوم به مقدار ۱۴۲ تن در روز در دی می‌باشد. در هر سه بازه بیشترین توان خودپالایی در اسفند دیده می‌شود. در بازه اول کمترین توان خودپالایی برابر ۴۷۰ تن در روز و در شهریور و در بازه‌های دوم و سوم به میزان ۳۵۴ و ۱۴۲ تن در روز در دی مشاهده شده است. از سوی دیگر هرچه از بالادست رودخانه به پایین‌دست حرکت

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

شود توان خودپالایی رودخانه کاهش می‌یابد. به ویژه تفاوت توان خودپالایی بازه‌های دوم و سوم بسیار بارز و مشخص می‌باشد. علت این امر می‌تواند افزایش تخلیه انواع پساب‌ها به داخل رودخانه به طرف پایین‌دست باشد. در هر سه بازه از دی به اسفند توان خودپالایی افزایش یافته که به نظر می‌رسد علت این موضوع بارش‌های زمستانه و آب شدن برف‌ها در اواخر اسفند با گرم‌تر شدن هوا باشد.

نتیجه‌گیری

در مورد باقی‌مانده آفت‌کش‌ها در منابع آب، عوامل مختلف فیزیکی و شیمیایی مانند دمای بالای آب، تبخیر، هیدرولیز، فتولیز، اکسیداسیون و احیا، جذب سطحی آفت‌کش به مواد آلی آب و خاک، مواد معلق موجود در آب و ذرات رس خاک، pH، سختی کل و میزان املاح محلول آب، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آفت‌کش، عوامل زیستی مانند تأثیر ریزجانداران، شرایط محیطی، زمان (ماه و فصل) مصرف آفت‌کش، نزولات جوی (بارندگی‌های فصلی و غیرفصلی)، شیب رودخانه و نزدیکی مناطق کشاورزی به رودخانه مهم و مؤثرند که تأثیر برخی از آنها روی ردیابی دیازینون در محدوده زمانی و مکانی مورد مطالعه، در بخش قبل توضیح داده شد. به عنوان مثال در این تحقیق، آزمایش‌های مربوط به اندازه‌گیری باقی‌مانده دیازینون از مهر آغاز گشت. بنابراین امکان هیدرولیز دیازینون در نتیجه تماس با آب در طی فصل تابستان وجود داشته است. بنابراین برای توجیه وجود و یا عدم وجود آفت‌کش‌ها باید تأثیر عوامل گوناگون در ترکیب با یکدیگر در نظر گرفته شوند. از سوی دیگر خطر اصلی در اینجاست که بسیاری از دست‌اندکاران، وجود مواد شیمیایی غیرقابل ردیابی را در نظر نگرفته و آن را به منزله غیاب این مواد فرض می‌کنند.

نتایج بررسی کیفیت شیمیایی آب رودخانه، زه‌آب‌ها و نیز چاه فلمن به‌طور کلی نشان می‌دهند که هر چه زمین‌های کشاورزی به منابع آب‌های سطحی مورد مطالعه نزدیک‌تر باشند، آلودگی آب آنها بیشتر است. بیشترین آلودگی نیترات آب‌های سطحی مورد آزمایش، به زمان کوددهی بستگی دارد. هم‌چنین تخلیه فاضلاب‌های شهری و روستایی نقش مهمی را در آلودگی آب زاینده‌رود به عهده دارد. غلظت اغلب پارامترهای کیفی مورد بررسی در زه‌آب‌ها بالا بوده و اغلب از حدود استاندارد تخلیه زه‌آب‌ها به آب‌های سطحی تجاوز می‌کنند. در آب چاه فلمن، مقادیر بعضی از عوامل در حد مجاز و بعضی دیگر بیشتر از حداکثر مجاز است.

رودخانه‌ها در مسیرهای گاه طولانی خود دچار تغییر و تحولات بسیاری می‌شوند و نیز تا حدی توانایی خودپالایی دارند که این امر می‌تواند باعث از بین رفتن بسیاری از آلاینده‌ها شود. بنابراین باید اقداماتی صورت گیرد که این توانایی خودپالایی از بین نرفته و بلکه افزایش یابد که این مهم جز با حفظ و نگهداری این منبع ارزشمند (زاینده‌رود) و جلوگیری از آلودگی آن بخصوص با پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی و صنعتی امکان‌پذیر نیست.

منابع مورد استفاده

۱. اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۱. *آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست*. انتشارات نقش مهر، تهران.

۲. افروس، ع. ش. ۱۳۸۵. بررسی آلوده شدن خاک و آب در اثر مصرف آفت‌کش‌های شیمیایی کشاورزی با دستگاه FTIR (مطالعه موردی منطقه اسماعیل‌آباد در غرب دشت قزوین). مجموعه مقالات همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زه‌کشی، دانشگاه شهید چمران اهواز، ۱۴۶۵-۱۴۷۳.

۳. بنی‌سعید، ن.، ن. ا. جعفرزاده، ح. هاشمی و ع. توسلی. ۱۳۸۶. بررسی کیفیت رودخانه کارون در بازه گرگر با کاربرد مدل ریاضی

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]

QUAL2E. سومین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه تبریز.

۴. جیرانی، ک. و ا. خسروی دهکردی. ۱۳۸۴. بررسی تغییرات اکسیژن‌خواهی زیستی و شیمیایی رودخانه زاینده‌رود در استان اصفهان. مجموعه مقالات پنجمین کنفرانس هیدرولیک ایران، کرمان.

۵. حسینی، ی.، ح. ع.کشکولی، آ. آذری، س. برومند نسب و ه. معاضد. ۱۳۸۵. محاسبه توان خودپالایی قسمتی از رودخانه کرخه جهت ورود فاضلاب شهری و مقایسه آن با وضعیت کنونی رودخانه. مجموعه خلاصه مقالات اولین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.

۶. رحمانی، ح. ر. و ع. ر. مأمن‌پوش. ۱۳۸۵. اثرات فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زاینده‌رود. چکیده مقالات دومین کنفرانس مدیریت منابع آب، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۷. شایقی، م. و م. سلسله. ۱۳۸۰. بررسی و تعیین مقدار حشره‌کش‌های مصرفی فسفره از آب رودخانه‌های مازندران سال ۱۳۷۹. مجموعه مقالات چهارمین همایش کشوری بهداشت محیط، یزد.

۸. شیرینی، ر.، ع. احمدی‌نیار و ق. ترابی. ۱۳۷۸. مطالعه زیست محیطی زاینده‌رود و منابع آلوده‌کننده آن. مجموعه مقالات سومین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران.

۹. طالبی جهرمی، خ. ۱۳۸۵. *سم‌شناسی آفت‌کش‌ها* (*حشره‌کش‌ها، کنه‌کش‌ها، موش‌کش‌ها*). مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.

۱۰. عرفان منش، م. و م. افیونی. ۱۳۷۹. *آلودگی محیط زیست: آب، خاک و هوا*. انتشارات ارکان، اصفهان.

۱۱. غلامعلی‌زاده آهنگر، ا. ۱۳۸۱. *کیفیت و ارزیابی کیفی آب آبیاری*. نشر علوم کشاورزی، تهران.

۱۲. مأمن‌پوش، ع. ر.، ف. عباسی و ف. موسوی. ۱۳۸۰. ارزیابی بازده کاربرد آب در روش‌های آبیاری سطحی برخی مزارع استان اصفهان. مجله تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی ۹: ۴۳– ۵۸.

۱۳. ولایتی، س. ا. ۱۳۷۴. *جغرافیای آب‌ها و مدیریت منابع آب*. انتشارات خراسان، خراسان رضوی.

۱۴. یزدان شناس، س. و ع. اسماعیلی ساری. ۱۳۷۶. بررسی باقی‌مانده سموم کشاورزی در آب. آب و محیط زیست ۲۴: ۲۲–۲۸.

15. American Public Health Association, 1992. American Water Works Association and Water Pollution Control Federal. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th ed., Washington, DC.
16. Brady, J. A., W. W. Wallender, I. Werner, B. Mostafazadeh Fard, F. G. Zalom, M. N. Oliver, B. W. Wilson, M. M. Mata, J. D. Henderson, L. A. Deanovic and S. Upadhaya. 2006. Pesticide runoff from orchard floors in Davis, California, U.S.A: A comparative analysis of Diazinon and Esfenvalerate. Agric. Ecosys. Environ. 115: 56-68.
17. Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis. 1996. Diazinon. Extension Toxicology Network. http://extoxnet. orst.edu/ pips/ diazinon.htm
18. Domagalski, J. L., N. M. Dubrovsky and C. R. Kratzer. 1997. Pesticides in the San Joaquin River, California-input from dormant sprayed orchards. J. Environ. Qual. 26: 454-465.
19. Kabbany, S. E., M. M. Rashed and M. A. Zayed. 2000. Monitoring of the pesticide levels in some water supplies and agricultural land, in El-Haram, Giza (A.R.E.). J. Hazard. Mater. A72: 11-21.
20. Schottler, S. P., S. J. Elsenreich and P. D. Capel. 1994. Atrazine, Alachlor and Cyanazine in a large agricultural river system. Environ. Sci. Technol. 28: 1079-1089.
21. Simeonov, V., J. A. Stratis, C. Samara, G. Zachariadis, D. Voutsa, A. Anthemidis, M. Sofoniou and Th. Kouimtzis. 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. Water. Res. 37: 4119-4124.
22. Talebi, Kh. 1998. Diazinon residues in the Basins of Anzali Lagoon, Iran. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 61: 477- 483.
23. Thalman, K. L. and Bedessem, J. M. 2006. Water Quality. Chapter 8. *In*: F. Jr. Fierro and E. K. Nyer (Eds.), The Water Encyclopedia: Hydrologic Data and Internet Resources. 3rd ed., Taylor & Francis Group, New York.
24. U.S. Environmental Protection Agency. Water sampling techniques. 2005. www.umich.edu/~chems tu/ assignments/ Scholarship/ water%20sampling.pdf
25. Zweig, G. and J. M. Devine. 1969. Determination of organophosphorus pesticide in water. Residue Rev. 26: 2-17.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2024-07-23]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1390.15.56.1.1]