



نشریه تابش و فناوری هسته‌ای، سال دوم، شماره 1، تابستان 1394

تحلیلی بر سازوکار روش پرتوی گاما در تصفیه و گندزدایی لجن فاضلاب

حمایت‌عسگری لجایر^{1*}، نصرت‌اله نجفی²، ابراهیم مقیسه³

¹دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز، تبریز، آذربایجان شرقی، ایران

²دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز، تبریز، آذربایجان شرقی، ایران

³استادیار پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، تهران، ایران

(تاریخ ارسال مقاله: 1393/11/16 - تاریخ پذیرش مقاله: 1394/3/8)

چکیده

با افزایش ساخت و بهره‌برداری تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، تولید و مصرف لجن فاضلاب به‌عنوان یکی از ضایعات آلی افزایش یافته است. به‌دلیل ناتوانی روش‌های به‌طور متداول استفاده شده برای تصفیه و تثبیت لجن در حذف کامل بیمارگرها و جلوگیری از رشد مجدد آن‌ها، حذف مواد شیمیایی آلی پیچیده و دیگر آلاینده‌ها، استفاده کشاورزی یا دفع در محیط زیست لجن می‌تواند برای محصولات کشاورزی، انسان و دام خطرناک بوده و باید قبل از استفاده یا دفع، گندزدایی شوند. عدم وجود مطالعه جامع در زمینه روش‌های جدید گندزدایی لجن در ایران، لزوم معرفی این فن‌آوری‌ها و سازوکار تأثیر آن‌ها را آشکار می‌سازد. در این بررسی، مطالعات مرتبط صورت گرفته در دهه اخیر از بانک‌های اطلاعاتی *Scopus*، *Elsevier*، *Google Scholar* و *SID* با کلیدواژه‌های لجن فاضلاب، گندزدایی و پرتو یون‌ساز به‌صورت فارسی و انگلیسی جستجو شد. در بین روش‌های گندزدایی لجن فاضلاب، بهترین روش برای حذف بیمارگرها صرف‌نظر از مسائل اقتصادی، پاستوریزاسیون حرارتی و پرتوهای یون‌ساز می‌باشد. از بین پرتوهای یون‌ساز، پرتو گاما و بیم الکترون امکان استفاده برای اهداف گندزدایی لجن فاضلاب را داشته، ولی مزایای پرتو گاما نسبت به بیم الکترون باعث شده که از پرتو گاما استفاده گسترده‌تری شود. در لجن فاضلاب تحت پرتو گاما ممکن است فرآیندهایی مانند اکسایش مواد آلی، تخریب ساختمان مولکول‌های آلی و غیرآلی، تغییر در سیستم کلونیدی و مرگ بیمارگرها مشاهده شود، لذا مقاله حاضر به بررسی سازوکارهای تأثیر پرتو گاما بر موارد مذکور و عوامل تغییر دهنده این سازوکارها می‌پردازد. با توجه به کاربرد لجن در ایران عمدتاً در کشت سبزیجات و ورود آلاینده‌های آلی و معدنی به زنجیره غذایی با مصرف مستقیم این گیاهان، کاربرد روش‌های نوین گندزدایی و تصفیه لجن فاضلاب از جمله تکنیک پرتو گاما و مطابقت لجن مصرفی با استانداردهای مربوطه ضروری است.

واژه‌های کلیدی: اشعه گاما، پرتو یون‌ساز، لجن فاضلاب، گندزدایی

* آذربایجان شرقی، تبریز، دانشگاه تبریز، گروه علوم و مهندسی خاک

پست الکترونیکی: h-asgari@tabrizu.ac.ir

1. مقدمه

تصفیه فاضلاب‌ها همواره با تولید دو بخش مجزای پساب و لجن همراه بوده، به طوری که لجن مواد جامدی است که در روش‌های مختلف تصفیه برای حذف آلاینده‌های معلق و محلول از فاضلاب از طریق جداسازی مواد جامد از مایع، یا ترسیب شیمیایی و یا فعالیت‌های بیولوژیکی در تصفیه‌خانه فاضلاب به دست می‌آید [1]. در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری، تاسیسات تصفیه و تثبیت لجن به طور معمول 60-40 درصد هزینه ساخت و تا 50 درصد هزینه عملیاتی یک تصفیه‌خانه را به خود اختصاص می‌دهد؛ بر این اساس بایستی توجه خاصی به بهینه‌سازی فنی و اقتصادی روش‌های تصفیه و تثبیت لجن معطوف گردد [2،7]. فرآیندهای تثبیت لجن شامل هضم هوازی و بی‌هوازی، تثبیت قلیایی، کمپوست کردن و خشک کردن از طریق هوا یا حرارت می‌باشد [7]. هضم هوازی و بی‌هوازی در کاهش عوامل بیماری‌زا (ویروس‌ها، باکتری کلستریدیوم، مایکوباکتیریا، انگل‌ها و غیره) آنچنان مؤثر نبوده یعنی لجن فاضلاب حتی بعد از هضم یا سایر تصفیه‌های ته‌نشینی متداول جمعیت بالایی از جانداران بیمارگر را دارد [8]. به‌طور کلی، فرآیندهای هضم هوازی و بی‌هوازی با محصول نهایی به‌صورت مایع، بدون کاهش قابل‌توجه در حجم لجن، مواد آلی با تثبیت ضعیف و تخریب ناکافی جانداران بیمارگر مشخص می‌شوند [9]. تیمار شیمیایی مانند تثبیت قلیایی (آهک‌زنی) کاهش قابل‌توجهی در باکتری‌ها و احتمالاً در ویروس‌ها به سبب تولید گرما بر اثر افزودن آهک به لجن را ایجاد کرده [10]، ولی معایب آن شامل نیاز به افزایش و نگهداری pH در مقادیر بالای 12، ایجاد بوی نامطلوب به علت تولید گاز آمونیاک [8]، عدم امکان استفاده به‌عنوان کود یا اصلاح‌کننده با توجه به pH بالای لجن [10]

می‌باشد. خشک کردن حرارتی در کاهش جمعیت جانداران بیمارگر مؤثر بوده، ولی به‌دلیل وابسته بودن به سوخت و هزینه فزاینده آن، استفاده از این روش صرفه اقتصادی ندارد [8،10،11]. کمپوست‌سازی برای حذف بو و رطوبت و کاهش قابل‌توجه جانداران بیمارگر مؤثر بوده ولی عدم حذف کامل و امکان رشد مجدد جانداران بیمارگر خاص [10،11] و لزوم رسیدن همه توده لجن به دمای مناسب برای غیرفعال‌سازی عوامل بیماری‌زا از معایب این روش هستند [8]. به‌طور کلی، کاهش حجم لجن مهم‌ترین مشخصه فرآیند کمپوست‌سازی بوده و بایستی فرآیند کمپوست‌سازی به‌صورت مناسب انجام شده و در صورت انجام فرآیند به‌صورت نامناسب، تثبیت مواد آلی ضعیف بوده و بر اثر آلودگی مجدد، کمپوست به منبع عوامل بیماری‌زای خطرناک تبدیل خواهد شد [9].

روش‌های به کار برده شده برای تصفیه و تثبیت لجن به اندازه، نوع و موقعیت تصفیه‌خانه، عملیات واحدهای موجود در آن، ویژگی‌ها، مقدار جامدات و بالاخره به روش دفع نهایی لجن بستگی دارد [1]. برای دفع لجن روش‌های مختلفی وجود داشته که استفاده مجدد یکی از آنها است [7]. استفاده از لجن در زمین یکی از مهم‌ترین روش‌های استفاده مجدد بوده که شامل کاربرد در زمین‌های کشاورزی، جنگل‌ها و مراتع، محل‌های احیای اراضی، مکان‌های عمومی مانند پارک‌ها، چمنزارها، نوارهای سبز بزرگراه‌ها، علفزارها و باغچه خانه‌ها می‌شود [3]. اگرچه لجن فاضلاب دارای مواد غذایی مفید برای گیاه بوده و اصلاح‌کننده خاک است، لیکن به‌دلیل ناتوانی روش‌های متداول استفاده شده در حذف کامل جانداران بیمارگر، لجن حاوی انواع باکتری‌ها، ویروس‌ها، پروتوزوآها، انگل‌ها و سایر جانداران مولد بیماری و یا فلزات سنگین، آلاینده‌های آلی سمی و غیره بوده و استفاده از

این لجن‌ها می‌تواند بالقوه برای محصولات کشاورزی، انسان و دام خطرناک باشد و می‌بایست قبل از استفاده‌های کشاورزی و یا دفع در محیط زیست گندزدایی شوند [8]. گندزدایی لجن ممکن است به روش نگهداری درازمدت، آهک‌زنی، تثبیت هوازی در شرایط ترموفیلک، پاستوریزاسیون و پرتوتابی صورت گیرد [4]. ویکرامایاکا و اسپرول بیان نمودند که انتخاب یک عامل گندزدایی کننده مناسب متأثر از مقدار مواد جامد و ویژگی‌های فیزیکی لجن می‌باشد [12]. گزارش شده است که استفاده از کلر برای گندزدایی لجن فاضلاب به دلیل داشتن مواد آلی بسیار بالا حتی در لجن هضم شده [13]، عدم توانایی نفوذ به توده‌های لجن و از بین بردن عوامل بیماری‌زا، ناکارآمد و منتفی است [8]. پانديا و همکاران (1987) گزارش دادند که از بین روش‌های گندزدایی لجن فاضلاب، بهترین روش‌ها برای حذف جانداران بیمارگر، پاستوریزاسیون حرارتی و پرتوهای یون‌ساز می‌باشد. پاستوریزاسیون حرارتی (قرار گرفتن لجن تا دمای 70 درجه سلسیوس برای مدت 30 دقیقه) با اینکه مؤثر است ولی به دلیل هزینه زیاد سوخت دارای صرفه اقتصادی نیست [11]. به‌طور کلی، مزایای استفاده از پرتوهای یون‌ساز برای گندزدایی لجن شامل انجام تیمار پرتودهی در دمای 25-30 درجه سلسیوس و کاهش خوردگی قطعات کارخانه، امکان استفاده از پرتودهی برای کشتن انگل‌ها در لجن تازه، عدم تجزیه ترکیبات آلی نیتروژن و عدم تولید بو، جلوگیری از جوانه‌زنی بذر علف‌های هرز، عدم افزایش حجم لجن، طراحی ساده و عدم نیاز به نیروی انسانی زیاد [14]، انرژی مورد نیاز کمتر از پاستوریزاسیون حرارتی، عدم نیاز به مواد شیمیایی و عدم باقی ماندن مواد شیمیایی در لجن بر عکس تیمار شیمیایی [10]، افزایش خاصیت آبگیری لجن [15]، حذف آلاینده‌های آلی [16]، عدم تأثیر منفی بر ارزش

تغذیه‌ای لجن [17]، مشابه کودهای کندرها قادر به حفظ تولید محصول بدون آسیب رساندن به محیط زیست، قابلیت جایگزینی با فرآیند هضم لجن [8] و عدم نیاز به مدت زمان منع کردن بین کاربرد و برداشت گیاهان [18] می‌باشد. گزارش شده است که از پرتوهای یون‌ساز، پرتو گاما و بیم الکترون می‌تواند برای اهداف گندزدایی لجن فاضلاب استفاده شود [8,7]. مزایای پرتو گاما نسبت به بیم الکترون مانند قدرت نفوذ عالی (حدود 300 میلی‌متر) به مواد با خروجی و ورودی پرتو برابر، امکان پرتودهی سطح مقطع ضخیم‌تر از لجن (به‌صورت فله) [19]، دز کشنده پایین برای حذف عوامل بیماری‌زا [8] باعث شده که پرتو گاما استفاده گسترده‌تری در گندزدایی لجن فاضلاب نسبت به پرتو بیم الکترون داشته باشد. پرتوتابی ممکن است برای گندزدایی لجن در مراحل مختلف استفاده شود. پانديا و همکاران گزارش کردند که پرتوتابی لجن فاضلاب با پرتوهای یون‌ساز، روشی بسیار مؤثر برای حذف جانداران بیمارگر از لجن خام، لجن هضم شده، لجن فعال اولیه و ثانویه و کمپوست لجن می‌باشد [11]. گزارش شده است که پرتوتابی معمولاً بر هضم لجن مقدم بوده ولی پرهزینه می‌باشد [9]. گوتام و همکاران (2005) بیان کردند که برای گندزدایی لجن فاضلاب پرتو دهنده کبالت-60 پس از هاضم بی‌هوازی در تصفیه‌خانه شهر ودودارا هند نصب شده است به‌طوری‌که لجن مخازن ته‌نشینی اولیه، ته‌نشینی ثانویه و هاضم بی‌هوازی، پرتوتابی شده و لجن پرتو دیده به بستر خشک‌کن خورشیدی آزاد می‌شود [20]. سوین وود و همکاران (1993) گزارش دادند فرآیند گندزدایی-پرتوتابی لجن فاضلاب می‌تواند پس از مرحله آبگیری و به‌وسیله دو روش 1) گندزدایی-پرتوتابی لجن آبگیری شده و پس از آن یک فرآیند هوا خشک کوتاه، مخلوط کردن با مواد حجم دهنده مانند خرده چوب، خشک

محیط زیست آمریکا استناد می‌گردد. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا پیشنهاد کرده است که ارزیابی کیفیت عمومی جامدات زیستی² (لجن تصفیه شده حائز شرایط قوانین فدرال) برای کاربرد در زمین با سه شاخص حدود آلاینده‌های آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، سرب، جیوه، مولیبدن، نیکل، سلنیم و روی، تراکم بیمارگرهای کلیفرم مدفوعی، سالمونلا، ویروس‌های روده‌ای و تخم انگل و کاهش جلب ناقلان مانند کاهش مواد جامد فرار، نرخ ویژه جذب اکسیژن، pH، درصد مواد جامد و غیره انجام شود. حدود مجاز غلظت فلزات سنگین برای کاربرد جامدات زیستی در اراضی کشاورزی طبق استاندارد EPA 503 در جدول 1 ارائه شده است. برای مجاز بودن کاربرد، حداکثر غلظت مجاز آلاینده، غلظت مجاز آلاینده در جامدات زیستی با کیفیت استثنایی، استاندارد میزان بارگذاری تجمعی آلاینده و میزان بارگذاری سالیانه آلاینده مشخص شده است. حداکثر غلظت مجاز آلاینده مقادیر مطلقی بوده و تمام جامدات زیستی برای کاربرد در زمین ملزم به داشتن این حدود می‌باشند. هم‌چنین، جامدات زیستی که فقط حداکثر غلظت مجاز آلاینده را داشته ولی غلظت مجاز آلاینده با کیفیت استثنایی را نداشته باشند، در آن صورت باید استاندارد میزان بارگذاری تجمعی آلاینده و میزان بارگذاری سالیانه آلاینده برای کاربرد در زمین در مورد آن‌ها رعایت شود [22].

پایش بیولوژیکی و بررسی وجود جانداران بیمارگر در لجن فاضلاب مورد استفاده برای اهداف کشاورزی اهمیت زیادی دارد. به دلیل مشکلات تعیین نوع و تعداد عوامل بیماری‌زا مانند هزینه‌های زیاد تجهیزات آزمایشگاهی، پرسنل و غیره، مطالعات معمولاً بر روی جانداران شاخص انجام می‌گیرد [8]. ویژگی‌های یک جاندار شاخص ایده‌آل برای

کردن تا 60-55 درصد مواد جامد، غربال و فروش به صورت بسته‌بندی شده یا فله‌ای یا 2) مخلوط کردن با مواد حجم دهنده، خشک و غربال کردن و گندزدایی محصول نهایی لجن انجام شود [21].

انجام هر دو فرآیند تثبیت و گندزدایی قبل از استفاده در مزارع به‌ویژه برای محصولات کشاورزی که خام‌خوری دارند، در پیش‌نویس استاندارد تهیه شده الزامی دانسته شده است [4]. بنا به مطالعات انجام شده، در کشور ما تلاشی برای گندزدایی لجن هضم شده انجام نشده و گندزدایی آن قبل از کاربرد در زمین وجود ندارد. لذا، در این بررسی سعی شد سازوکار تأثیر پرتوهای یون‌ساز به‌عنوان روش بهتر گندزدایی لجن بر حذف آلودگی‌های میکروبی، آلی و معدنی و هم‌چنین استاندارد کاربرد آن‌ها در اراضی کشاورزی بحث و بررسی شود.

2. استانداردهای کاربرد لجن فاضلاب در اراضی

کشاورزی

در ایران تاکنون استاندارد برای کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی تدوین نشده و تنها پیش‌نویس مقدماتی استاندارد تحت عنوان آماده‌سازی لجن حاصل از تصفیه فاضلاب شهری برای مصارف کشاورزی [4] و ضوابطی در باره جمع‌آوری، تصفیه و دفع لجن در فصل ششم نشریه شماره 3-126 سازمان برنامه و بودجه برای کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی [5] ارائه شده که از کد 40 قانون فدرال بخش 503 سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (استانداردهای استفاده یا دفع لجن فاضلاب) گرفته شده است؛ لذا، به دلیل نبود استانداردهای ویژه شرایط ایران برای بررسی کیفیت لجن تولیدی تحت تأثیر پرتوهای یون‌ساز، به استاندارد کد 40 قانون فدرال بخش 503 سازمان حفاظت

2- Biosolid

پایش بیولوژیکی در جامدات زیستی، مرتبط بودن با منبع عوامل بیماری‌زا، بالا بودن تعداد آن‌ها به اندازه کافی جهت اطمینان از آنالیز کمی دقیق، قابلیت اندازه‌گیری با روش‌های ساده، قابل اطمینان، دقیق و ارزان و توانایی مقاومت در برابر مواد گندزدایی کننده و تنش‌های محیطی به اندازه مقاوم‌ترین جاندار بیمارگر حاضر ذکر شده است. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا برای کاربرد لجن فاضلاب در زمین پیشنهاد کرده که کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی، استرپتوکوک مدفوعی، کلوستریدیوم پیرفرینگنس و برخی دیگر از باکتریوفاژها باید به‌عنوان جاندار شاخص در نظر گرفته شود [9]. به‌طور کلی، بر اساس قوانین بخش 503 سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، جامدات زیستی بر اساس سطح حضور عوامل بیماری‌زای شاخص مانند کلیفرم مدفوعی و سالمونلا به‌عنوان شاخص عوامل بیماری‌زای باکتریایی و تخم آسکاریس لومبریکوئید به‌عنوان شاخص آلودگی انگلی (مقاوم‌ترین تخم انگل) به دو دسته کلاس A (بدون محدودیت استفاده از لحاظ بیمارگرها) و B (محدودیت در برخی موارد استفاده) تقسیم‌بندی شده است. محدودیت‌های جامدات زیستی کلاس B در زمین شامل به حداقل رساندن پتانسیل تماس انسان یا حیوان برای دوره زمانی معین یا محدودیت‌هایی از نظر نوع محصول و زمان برداشت بوده تا فاکتورهای محیطی باعث کاهش بیمارگرها شوند. به‌طور کلی، ملزومات کاهش بیمارگرهای کلاس A و B در جدول 2 ارائه گردیده است. قسمت 503 جهت تولید جامدات زیستی کلاس A و B به ترتیب متغیرهای کاهش بیشتر بیمارگرها³ [شامل کمپوست کردن (نگه داشتن لجن عمدتاً در فاز ترموفیلیک)، خشک کردن و تصفیه گرمایی، هضم هوازی ترموفیلیک، پاستوریزاسیون، پرتوتابی با اشعه گاما و بیم الکترون] و کاهش

عمده بیمارگرها⁴ [کمپوست کردن (نگه داشتن لجن عمدتاً در فاز مزوفیلیک)، خشک کردن در هوا، هضم هوازی، هضم بی‌هوازی و تثبیت با آهک] را بیان کرده است [22,7]. شاما و آل-ادای (2002) گزارش دادند که وجود مقادیر زیاد تخم آسکاریس در لجن (سنگین‌تر بودن کیست تخم‌های مقاوم از ویروس‌ها و باکتری‌ها و فرونشست در داخل لجن در طول ته‌نشینی اولیه)، مقاومت به کلرزی و حرارت، دلیل انتخاب آن‌ها به‌عنوان شاخص منطقی برای مطالعات غیرفعال‌سازی انگل‌ها است [23]. هنوز برخی محققان با جانداران شاخص مشخص شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا به‌ویژه کلیفرم مدفوعی و استرپتوکوک مدفوعی به‌عنوان جانداران شاخص پایش گندزدایی جامدات زیستی مخالف بوده و عقیده بر التزام پایش بیمارگرهای انتروویروس، رتوویروس، آدنوویروس، گونه‌های سالمونلا، گونه‌های شیگلا، گونه‌های سودوموناس، کاندیدا آلبیکانس، آسپرژیلوس فومیگاتوس، انتاموبا هیستولیستیکا، آسکاریس لومبریکوئید، گونه‌های کرم کدو یا تنیا و گونه شیستوزوما دارند و مسلماً اندازه‌گیری آن‌ها مستلزم تجهیزات پیچیده و پرهزینه می‌باشد [9]. ناقلان جاندارانی مانند مگس‌ها، پشه‌ها، جوندگان و غیره بوده که ممکن است به سوی جامدات زیستی جلب و سبب انتقال عوامل بیماری‌زا به انسان و حیوان شوند. به‌طور کلی، کاهش جلب ناقلان به گزینه‌های تصفیه و منع استفاده تقسیم‌بندی شده است. گزینه‌های تصفیه و منع استفاده بایستی به‌ترتیب توسط تولید کننده و مصرف کننده رعایت شود؛ به‌طوری‌که در صورت رعایت گزینه‌های تصفیه، نیازی به رعایت کاهش جلب ناقلان توسط کاربر نبوده، ولی در صورت عدم رعایت گزینه‌های تصفیه، کار مسئول انجام و حصول اطمینان از مطابقت با یکی از گزینه‌های منع (استفاده

4 - Process to Significant Reduce Pathogens (PSRP)

3 - Process to Further Reduce Pathogens (PFRP)

از خاک به‌عنوان مانعی بین جامدات زیستی و ناقلان) است [22,7].

جدول 1. حدود مجاز آلاینده در جامدات زیستی جهت کاربرد در زمین [22]

آلاینده	حداکثر غلظت مجاز آلاینده ^{1 و 2}	غلظت مجاز آلاینده با کیفیت استثنایی ^{1، 3 و 4}	میزان بارگذاری	میزان بارگذاری سالانه آلاینده
	mg/kg	mg/kg	kg/ha	kg/ha.yr
آرسنیک	75	41	41	2
کادمیم	85	39	39	1/9
کروم	3000	1200	3000	150
مس	4300	1500	1500	75
سرب	840	300	300	15
جیوه	57	17	17	0/85
مولیبدن	75	-	-	-
نیکل	420	420	420	21
سلنیم	100	36	100	5
روی	750	2800	2800	140
موارد کاربرد	تمام جامدات زیستی به کار رفته در زمین	جامدات زیستی فله‌ای و به‌صورت کیسه‌ای یا کانتینری	جامدات زیستی فله‌ای	جامدات زیستی به‌صورت کیسه‌ای یا کانتینری

1- بر مبنای وزن خشک، 2-مقادیر مطلق، 3-متوسط ماهانه، 4- جامدات زیستی با کیفیت استثنایی

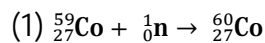
بوده است. هم‌چنین می‌توان با محاسبه مقدار کاربرد بر اساس تأمین عناصر غذایی گیاه مربوطه، حداقل مقادیر کاربرد آن‌ها را تعیین نموده تا گیاه در طول دوره رشد دچار مشکل تغذیه‌ای نشود. از طرف دیگر نیز، با محاسبه میزان کاربرد بر اساس محدودکننده‌ترین آلاینده ، حداکثر مقادیر کاربرد جامدات زیستی را مشخص نموده تا هم نیاز غذایی گیاه فراهم شده و هم استاندارد مربوطه در مورد حداکثر میزان بارگذاری سالانه آلاینده مندرج در جدول 1 رعایت گردد.

با استناد به مطالب ذکر شده می‌توان بیان نمود که جامدات زیستی جهت کاربرد در زمین از نظر کیفیت باید حداقل غلظت مجاز آلاینده، شرایط جانداران بیمارگر کلاس B و شرایط کاهش جلب ناقلان را داشته و در صورت عدم رعایت این موارد، نباید جامدات زیستی در اراضی کشاورزی به کار رود. در مورد استاندارد کاربرد جامدات زیستی می‌توان بیان نمود، پس از محاسبه میزان کاربرد جامدات زیستی بر اساس آلاینده‌های مختلف، آلاینده‌ای که پایین‌ترین میزان کاربرد بر حسب تن بر هکتار در سال را داشته، محدود کننده‌ترین آن‌ها

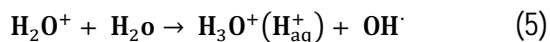
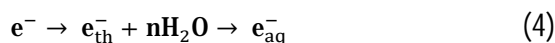
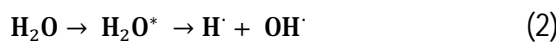
جدول 2. ملزومات جامدات زیستی کلاس A و B از نظر تراکم جانداران بیمارگر [22]

تراکم بیمارگرها	
کلاس B	کلاس A
محدودیت در برخی موارد استفاده	بدون محدودیت استفاده از لحاظ بیمارگرها
تراکم کلی فرم مدفوعی به‌عنوان شاخص برای تمام بیمارگرها کمتر از 2 میلیون MPN بر گرم کل مواد جامد بر مبنای وزن خشک	تراکم کلیفرم مدفوعی کمتر از 1000 MPN بر گرم کل مواد جامد بر مبنای وزن خشک
	تراکم باکتری سالمونلا کمتر از 3 MPN بر 4 گرم کل مواد جامد بر مبنای وزن خشک
	کمتر از 1 PFU ویروس روده‌ای بر 4 گرم کل مواد جامد بر مبنای وزن خشک
	کمتر از 1 تخم انگل بارور بر 4 گرم کل مواد جامد بر مبنای وزن خشک

منبع سزیم-137 و امکان دسترسی بیشتر به منبع کبالت-60، در حال حاضر منبع کبالت-60 اولین گزینه در کاربرد صنعتی پرتوتابی با پرتو گاما مطرح است [16].



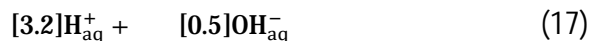
به‌طور کلی اثرات پرتوهای یونساز، به دو دسته اثرات شیمیایی و اثرات بیولوژیکی تقسیم می‌شود. در مورد اثرات شیمیایی پرتوهای یونساز بیان شده است که تداخل پرتو یونساز و مولکول‌های آب (جذب انرژی پرتو به‌وسیله مولکول‌های آب) منجر به رادیولیز یا یونیزاسیون مولکول‌های آب و تشکیل مجموعه‌ای از گونه‌های رادیکال (رادیکال‌های مثبت آزاد و الکترون‌های آزاد) مطابق واکنش‌های زیر می‌شود:



3. سازوکار تأثیر پرتوهای یونساز بر خصوصیات

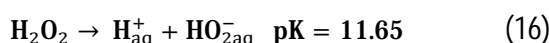
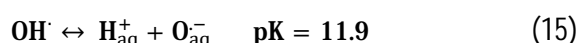
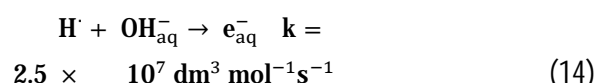
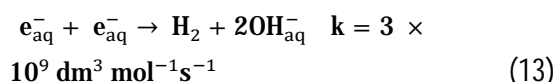
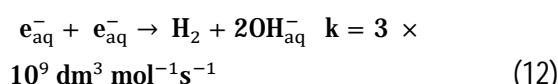
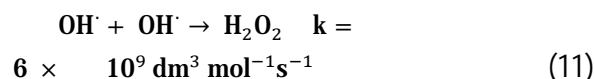
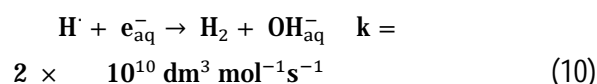
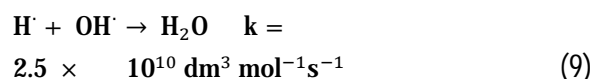
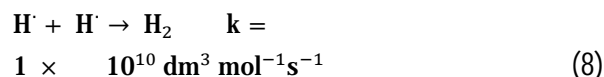
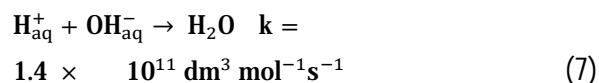
فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی لجن فاضلاب

پرتوهایی که در برهمکنش با مواد سبب برانگیختگی و یا یونیزاسیون در آن مواد می‌شوند، پرتوهای یونساز نامیده می‌شوند. از پرتوهای یونساز می‌توان ذرات آلفا، بتا، اشعه‌های گاما، ایکس و غیره را نام برد. پرتو گاما از پرتوسازهای رادیوایزوتوپی تولید شده، دارای فوتون‌های پرانرژی، طول موج کوتاه و به سبب بدون بار بودن دارای قدرت نفوذ زیادی در مواد می‌باشد [6]. به‌طور معمول از دو رادیوایزوتوپ کبالت-60 و سزیم-137 به‌عنوان منابع تولید پرتو گاما در مقیاس صنعتی استفاده می‌شود. رادیوایزوتوپ کبالت-60 با تابش نوترون بر کبالت-59 تولید گردیده، دارای نیمه عمر 5/27 سال، ساطع کننده دو فوتون گاما با انرژی‌های 1/17 و 1/33 مگا الکترون ولت بر اثر واپاشی می‌باشد [24]؛ در حالی که سزیم-137 از فرآورده‌های همجوشی هسته تولید شده، دارای نیمه عمر 30 سال بوده و فوتون گاما با انرژی 0/66 مگا الکترون ولت تولید می‌کند. به‌دلیل برخی معایب

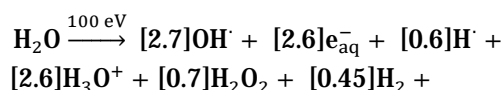


رادیکال هیدروکسیل ($OH\cdot$)، رادیکال هیدروژن ($H\cdot$) و الکترون هیدراته (e_{aq}^-)، گونه‌های اولیه واکنش بوده، به طوری که رادیکال هیدروکسیل اکسند و رادیکال هیدروژن و الکترون هیدراته جزء گونه‌های کاهنده می‌باشند. گونه‌های دیگر مذکور در معادله بالا، گونه‌های ثانویه بوده و حاصل ترکیب رادیکال‌های آزاد تولید شده می‌باشند، به عنوان مثال پراکسید هیدروژن (H_2O_2) و گاز هیدروژن به ترتیب از ترکیب یک جفت رادیکال هیدروکسیل و هیدروژن با همدیگر حاصل می‌شوند [25,26,19].

اثرات بیولوژیکی پرتوهای یون‌ساز را می‌توان به دو دسته اثرات مستقیم و غیرمستقیم تقسیم نمود. اثرات مستقیم شامل برخورد مستقیم پرتو به ماده ژنتیکی و ایجاد تغییراتی مانند شکست RNA و DNA در یک یا هر دو زنجیره و همچنین ایجاد تغییرات کروموزومی بوده و اثرات غیرمستقیم نیز شامل واکنش‌های شیمیایی حاصل از پرتوهای یون‌ساز در ماده بیولوژیکی مانند واکنش با رادیکال‌های آزاد و به تبع آن طبع‌برگشتگی پروتوپلاسم، خسارت به غشا و دیواره سلولی و غیره می‌باشد [26,16]. همچنین از عوامل دیگر تأثیر مستقیم یا غیرمستقیم پرتو بر جانداران می‌توان به تأخیر در تقسیم میتوز و کاهش میزان ساخت DNA، عدم کارایی DNA برای ساخت mRNA و عدم توانایی سلول برای ساخت آنزیم‌ها و پروتئین‌های مورد نیاز خود اشاره نمود [6]. از آنجا که در فرآیند پرتوتابی، غلظت تقریباً برابر از گونه‌های اکسند (رادیکال هیدروکسیل و پراکسید هیدروژن) و کاهنده (الکترون هیدراته و رادیکال هیدروژن) قوی در همان سیستم تولید شده [27,30] و از طرف دیگر در لجن فاضلاب تحت پرتوهای یون‌ساز ممکن است فرآیندهایی مانند اکسایش مواد



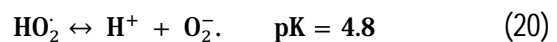
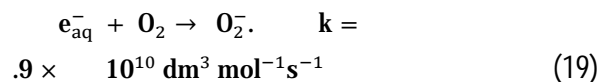
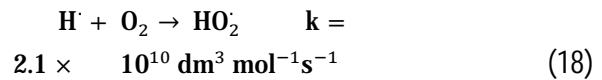
رابطه بین انرژی جذبی و میزان رادیکال‌های آزاد تولیدی بر اثر رادیولیز آب به صورت G-Value بیان می‌شود، به طوری که G-Value تعداد رادیکال‌های تولید شده یا تجزیه شده در 100 الکترون ولت ($1/6 \times 10^{-17}$ ژول) انرژی جذبی در آب خالص در pH 3 تا 11 بوده و به صورت زیر نشان داده می‌شود [25-28].



عمده پرتوهای یون‌ساز به اسیدنوکلئیک‌ها، پروتئین‌ها و دیگر مولکول‌های موجود در سلول‌های جانداران بیمارگر پساب و لجن فاضلاب از طریق گونه‌های اکسنده بوده، هر چند که شواهدی از مشارکت رادیکال هیدروژن و الکترون هیدراته در خسارت‌های بیولوژیکی کشته در غیاب اکسیژن وجود دارد؛ لذا، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که حضور اکسیژن در زمان پرتوتابی به سبب نقش جارو کنندگی گونه‌های کاهنده و تولید گونه اکسنده قوی پراکسید هیدروژن، باعث افزایش تخریب اسیدهای نوکلئیک و مرگ جانداران بیمارگر می‌گردد [25,29,33]. در مورد آلاینده‌های آلی گزارش شده است که تعداد زیادی از آلاینده‌های آلی پایدار⁵ (POP) مانند هیدروکربن‌های کلره⁶ (PCBs)، هیدروکربن‌های آروماتیک حلقوی⁷ (PAHs)، ترکیبات فنلی، دیوکسین، فتالات و سورفکتانت، به‌واسطه مقاوم بودن و عدم تجزیه در فرآیندهای متداول تصفیه فاضلاب و لجن آن از قبیل لجن فعال، هضم بی‌هوازی و غیره، در پساب و لجن فاضلاب یافت شده و با کاربرد آن‌ها در اراضی کشاورزی وارد سیستم خاک و گیاه می‌شوند [27,8]. فرآیندهای اکسایش پیشرفته (شامل اوزون، واکنش فنتون، فتولایز، سونولایز و پرتوتابی) که به تولید رادیکال هیدروکسیل وابسته بوده، برای تخریب این ترکیبات آلی سمی پیشنهاد شده‌اند [34]. در بین فرآیندهای اکسایش پیشرفته، پرتوهای یون‌ساز به دلیل توانایی تخریب آلاینده‌های آلی سمی به‌طور مستقیم و غیرمستقیم (از طریق رادیکال‌های اکسنده و کاهنده تشکیل شده بر اثر رادیولیز آب) بازده و سرعت بیشتری در تخریب آن‌ها داشته [35]، هم‌چنین رادیکال‌های تشکیل شده بر اثر رادیولیز نیز نقش مهم‌تری نسبت به اثرات مستقیم در تخریب آلاینده‌های آلی بر عهده

آلی، تخریب ساختمان مولکول‌های آلی و غیرآلی، تغییر در سیستم کلونیدی و مرگ بیمارگرها مشاهده شود [31]، لذا بررسی تأثیر سازوکارهای پرتوهای یون‌ساز بر موارد مذکور و عوامل تغییر دهنده این سازوکارها ضرورت دارد. به‌طور کلی عوامل تغییر دهنده اثرات پرتو را می‌توان به دو گروه عوامل محیطی و عوامل بیولوژیکی تقسیم نمود. از عوامل محیطی می‌توان به مقدار رطوبت، مقدار اکسیژن، انرژی جذب شده، آهنگ دز، نوع آلاینده، غلظت و ساختمان مولکولی آلاینده، درجه حرارت، pH و غیره اشاره نمود [24,32,16].

اکسیژن مهم‌ترین عامل محیطی تغییر دهنده حساسیت به پرتو بوده و سایر عوامل محیطی اهمیت کمتری نسبت به اکسیژن دارند. اکسیژن مولکولی به‌راحتی با رادیکال‌های آزاد ترکیب شده و طبق معادله‌های زیر تولید رادیکال پراکسیل (HO_2)، آنیون پرهیدروکسید (O_2^-) و مولکول هیدروژن پراکسید می‌نماید.



همانطور که از معادله‌ها مشهود است، علاوه بر تبدیل گونه‌های کاهنده به گونه‌های اکسنده در حضور اکسیژن، گونه‌های اکسنده قوی‌تر از گونه اکسنده اولیه (مولکول پراکسید هیدروژن) تولید شده و واکنش‌های کلی به سمت واکنش‌های اکسیداتیو تمایل پیدا می‌کند [25,28,30]. آسیب بیولوژیکی

5- Persistent organic pollutant

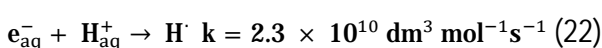
6 - Polychlorinated biphenyl

7 - Polycyclic aromatic hydrocarbon

دارند [8]. با توجه به وجود انواع مختلف آلاینده‌های آلی و غیرآلی در پساب و لجن فاضلاب، رقابت این آلاینده‌ها با یکدیگر برای کاهش یا اکسایش توسط گونه‌های مختلف رادیکال‌های آزاد تولید شده [32]، ساختار متفاوت انواع آلاینده‌های آلی و به تبع آن قابلیت حذف با گونه‌های متفاوت رادیکال آزاد و غیره [36]، باعث شده که تحقیقات در زمینه بررسی سازوکارهای تخریب آلاینده‌های آلی و معدنی در پساب و لجن اندک بوده و عمدتاً به مطالعات تأثیر پرتوتابی بر آلاینده‌های آلی در آب خالص اکتفا شود. به‌طور کلی گزارش شده است که رادیکال هیدروکسیل به‌دلیل جاذب الکترون بودن و الکترون دوستی آن‌ها، ترجیحاً به حلقه‌های آروماتیک حمله و الکترون‌های هیدراته و رادیکال هیدروژن، واکنش‌پذیری کمتر با حلقه‌های آروماتیک داشته، ولی حساسیت خوب به ترکیبات آلی هالوژنه و فلزات سنگین در فاضلاب نشان می‌دهند [27]. لذا، با توجه به نوع آلاینده آلی و قابلیت حذف با گونه‌های اکسنده یا کاهنده، اکسیژن می‌تواند به‌ترتیب نقش مثبت و منفی بر حذف آلاینده آلی توسط پرتوتابی داشته باشد. در مورد حذف فلزات سنگین توسط پرتوتابی گزارش شده است که گونه‌های کاهنده تولید شده بر اثر پرتوتابی منجر به کاهش این فلزات به ظرفیت‌های پایین‌تر و در نتیجه باعث کاهش زیست‌فراهمی و رسوب آن‌ها خواهد شد، به‌طوری‌که در فرآیند پرتوتابی با هدف حذف فلزات سنگین باید از واکنش مجدد فلزات کاهش یافته با گونه‌های اکسنده جلوگیری شود. رقابت اکسیژن با فلزات سنگین جهت واکنش با گونه‌های کاهنده از یک طرف و از طرف دیگر، تولید گونه‌های اکسنده قوی‌تر از گونه‌های اکسنده اولیه بر اثر واکنش اکسیژن با گونه‌های کاهنده، لزوم کنترل غلظت اکسیژن محلول و نقش مهم آن در کارایی پرتو برای حذف فلزات سنگین را آشکار می‌سازد [30].

مهم‌ترین عامل پس از اکسیژن، رطوبت بوده و با افزایش رطوبت به سبب افزایش یون‌سازی و رادیکال‌های آزاد، مقاومت به پرتو در جانداران کاهش می‌یابد [26]. باید توجه نمود که میزان رطوبت و اکسیژن رابطه معکوس با همدیگر داشته و با افزایش میزان رطوبت، اکسیژن کاهش خواهد یافت. با توجه به اینکه اکسیژن مهم‌ترین عامل محیطی مؤثر بر تغییر حساسیت به پرتو بوده، به‌دلیل کاهش آن با افزایش رطوبت، مقاومت به پرتو افزایش خواهد یافت. از طرف دیگر وجود مولکول‌های آب به‌دلیل وقوع پدیده رادیولیز آب و انجام واکنش‌های شیمیایی متعاقب، برای افزایش اثرات تخریبی پرتوهای یون‌ساز ضروری است. به‌طور کلی، هر دو رطوبت و اکسیژن برای افزایش اثرات تخریبی پرتوهای یون‌ساز لازم بوده و گزارش شده است که پرتوتابی با رطوبت پایین و اکسیژن بالا، باعث افزایش اثرات تخریبی آن بر جانداران می‌شود [6]. اثرات رطوبت بر تخریب آلاینده‌های آلی مختلف بررسی نشده و سازوکار تأثیر آن نیز بر انواع آلاینده‌های آلی تقریباً ناشناخته است. گزارش شده است که در دزهای برابر پرتو گاما، میزان تخریب PAHs در لجن فاضلاب مرطوب بیشتر از خشک بود [8].

به‌طور کلی، تغییرات pH از لحاظ تأثیر بر گونه‌های شیمیایی حاصل از پرتوتابی به سه گروه اسیدی قوی ($\text{pH} < 3$)، $\text{pH} = 3 - 11$ و قلیایی قوی ($\text{pH} > 11$) تقسیم‌بندی شده است. پرتوتابی در شرایط اسیدی قوی، باعث تبدیل الکترون‌های هیدراته به رادیکال هیدروژن شده، به‌طوری‌که نسبت این تغییر شکل، نزدیک به 99/9 درصد بوده یعنی غلظت بالایی از H^+ توانایی حذف بسیاری از الکترون‌های هیدراته را دارد.



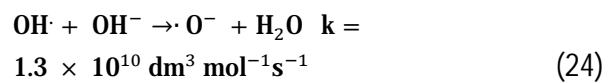
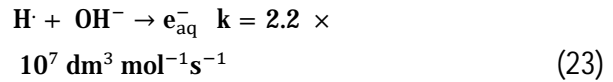
هیدروژن) به‌طور مستقیم Cd^{2+} و Pb^{2+} را در محلول‌های با pH پایین کاهش داده، در حالی که کاهش کادمیم و سرب در pH های بالا با گونه‌های کاهنده، نیازمند آزاد شدن این فلزات از کمپلکس‌های هیدروکسید بوده و این منجر به درصد حذف پایین خواهد شد [37].

به‌طور کلی، با افزایش انرژی پرتو، دز جذبی نیز افزایش و اثرات تخریبی پرتو بر جانداران بیمارگر و یا آلاینده‌ها، افزایش خواهد یافت. آهنگ دز، تغییرات دز جذبی در واحد زمان بوده، به‌طوری‌که اثرات تخریبی پرتو گاما عمدتاً به میزان انرژی جذب شده در مقایسه با آهنگ دز دریافت شده توسط ماده بستگی دارد. آهنگ دز پرتو گاما حدود $2/8 \times 10^{-3}$ کیلوگری بر ثانیه یا 10 کیلوگری بر ساعت و آهنگ دز پرتو بیم الکترون حدود 100 کیلوگری بر ثانیه می‌باشد. آهنگ‌های دز بالا فقط باعث تسریع در روند پرتوهدمی مواد می‌شوند [19].

به‌طور کلی، در مورد عوامل بیولوژیکی تغییر دهنده حساسیت به پرتو می‌توان بیان نمود که حساسیت به پرتو جانداران مختلف در داخل پساب یا لجن فاضلاب به‌صورت باکتری‌ها < ویروس‌ها < اسپورهای باکتریایی < کیست‌های پروتوزوا می‌باشد. در توضیح این پدیده می‌توان بیان داشت که سلول یا مولکول دارای مناطق حساس به پرتو یا منطقه هدف بوده که با وقوع یونیزاسیون در این منطقه سلول غیرفعال می‌شود. همچنین با افزایش حجم هسته یا کروموزوم‌ها، تعداد یون‌های بیشتری نسبت به هسته‌های کوچک‌تر تولید شده و سبب افزایش حساسیت نسبت به پرتو می‌شود.

ویروس‌ها مقاومت بیشتری از باکتریها دارند زیرا آن‌ها کوچک‌تر بوده و حجم هسته محدودی دارند. تشکیل اسپور و کیست نیز سازگاری فیزیولوژیکی برای بقا در شرایط نامساعد

پرتوتابی در pH 3 تا 11 باعث ثابت باقی ماندن گونه‌های رادیکال هیدروکسیل، هیدروژن و الکترون هیدراته می‌شود. همچنین پرتوتابی در شرایط قلیایی قوی نیز، منجر به کاهش رادیکال هیدروژن از طریق واکنش با یون هیدروکسیل تا میزان صفر شده و رادیکال هیدروکسیل هم به O^- تبدیل می‌شود [15].



در بررسی حذف فلزات سنگین توسط پرتوتابی، بایستی شکل‌های فلزات سنگین، فراوانی و نوع گونه‌های کاهنده در نظر گرفته شوند. در pH های خنثی، رادیکال هیدروژن نسبت به الکترون هیدراته، کاهنده ضعیف‌تری بوده ولی در pH های اسیدی قوی رادیکال هیدروژن نه تنها کاهنده نبوده، بلکه می‌تواند به‌عنوان گونه اکسنده عمل نماید [28]. با تبدیل کامل الکترون هیدراته به رادیکال هیدروژن در pH های اسیدی قوی (نابودی قوی‌ترین گونه کاهنده) و ایفای نقش اکسنده توسط رادیکال هیدروژن در این pH ها از یک طرف و از طرف دیگر قابلیت کاهش فلزات به ظرفیت پایین‌تر توسط گونه‌های کاهنده، می‌توان حدس زد که در pH های اسیدی قوی به‌دلیل نبود گونه‌های کاهنده بازده حذف فلزات کمتر خواهد بود. گو و همکاران (2008) اثرات دز 1، 2، 4 و 8 کیلوگری پرتوتابی گاما و pH در دامنه 3 تا 11 (5، 7 و 9) را بر حذف کادمیم و سرب از انواع مختلف آب‌ها بررسی و نتایج نشان دهنده مفید بودن pH های پایین این دامنه برای حذف کادمیم و سرب بود. در pH های پایین Cd^{2+} و Pb^{2+} غالب بوده ولی با افزایش pH، کمپلکس‌های هیدروکسید این فلزات غالب خواهند بود. گونه‌های کاهنده (الکترون هیدراته و رادیکال

D_{10} = دز لازم برای کاهش جمعیت تا حد 10 درصد
 زنده‌مانی، D = دز پرتوتابی، N_0 = جمعیت اولیه، N = جمعیت
 بعد از پرتودهی با دز D .

4. نتیجه‌گیری کلی

افزایش تولید لجن با افزایش ساخت و بهره‌برداری
 تصفیه‌خانه‌ها، کاربرد لجن تولیدی عمدتاً در کشت گیاهان
 به صورت خام‌خوری از جمله سبزیجات و ورود آلاینده‌های
 آلی و معدنی به زنجیره غذایی انسان با مصرف مستقیم
 گیاهان، لزوم کاربرد روش‌های پیشرفته در گندزدایی و تصفیه
 لجن فاضلاب از جمله روش پرتوتابی یونساز و مطابقت
 جامدات زیستی مصرفی با استانداردهای مربوطه را آشکار
 می‌سازد. از آنجایی که امروزه پیشرفت‌های چشم‌گیری در
 زمینه گندزدایی و حذف آلاینده‌های آلی، معدنی و میکروبی
 از لجن فاضلاب از جمله پرتوهای یونساز حاصل شده است
 و هنوز در این باره در ایران تحقیقاتی صورت نگرفته است،
 لذا بررسی و تشریح سازوکار پرتوهای یونساز و عوامل تغییر
 دهنده اثرات آن‌ها، مطالعات بیشتر در جهت ایمن نگه داشتن
 محیط و حذف آلودگی‌های مختلف از لجن فاضلاب باید
 صورت گیرد. به‌طور کلی، در لجن فاضلاب تحت پرتو گاما
 ممکن است فرآیندهایی مانند اکسایش مواد آلی، تخریب
 ساختمان مولکول‌های آلی و غیرآلی، تغییر در سیستم
 کلونیدی و مرگ بیمارگرها مشاهده شود، لذا در این مقاله
 سازوکارهای تأثیر پرتو گاما بر موارد مذکور و عوامل تغییر
 دهنده این سازوکارها تشریح گردید.

محیطی بوده و بدین لحاظ قابل انتظار است که مقاومت بالا به
 اثرات تخریبی پرتو داشته باشند. به‌طور کلی، اگر سلول یا
 ماده بیولوژیک به گونه‌ای باشد که احتمال برخورد فوتون‌های
 انرژی با بیومولکول‌های سلول به‌ویژه اسیدهای نوکلئیک
 کاهش یابد، مقاومت به پرتو افزایش خواهد یافت. از طرف
 دیگر، مقاومت در داخل هر گروه جانداران هم متفاوت بوده و
 به گونه و نژاد جاندار بستگی داشته و به‌عنوان مثال در داخل
 باکتری‌ها کلیفرم‌های مدفوعی نسبت به گونه‌های سالمونلا و
 استرپتوکوک مدفوعی مقاومت کمتری به پرتودهی نشان
 می‌دهند [26,38].

مقدار دز مورد نیاز (بر حسب کیلوگری) برای کشتن
 میزان معینی از جاندار می‌تواند بیانگر حساسیت آن جاندار به
 پرتو باشد. برای تعیین اندازه حساسیت، دز کشنده 90 درصد
 تعداد کل جانداران یا دز لازم برای کاهش 10 برابر تعداد
 میکروارگانیسم (یک لگاریتم) را به‌عنوان معیار در نظر
 می‌گیرند. یعنی میزان جمعیت اهمیتی نداشته و تنها دز نابود
 کننده 90 درصد آن‌ها، ملاک مقایسه (حساسیت جانداران
 مختلف به پرتوتابی) می‌باشد. در این حالت 10 درصد
 زنده‌مانی با علامت D_{10} مشخص می‌شود. به عبارت دیگر،
 میزان دز لازم برای زنده‌مانی فقط 10 درصد از جمعیت
 ریزجانداران، ملاک تشخیص حساسیت به پرتو می‌باشد.
 عوامل تغییر دهنده اثرات پرتو جزء عوامل مؤثر بر دز D_{10}
 مورد نیاز برای کشتن جانداران می‌باشند [24,26,6].

$$D_{10} = \frac{D}{\log(N_0 - N)} \quad (25)$$

مراجع

- [1] ب. بینا، ح. موحدیان عطار، ا.ع. امینی، بررسی کیفیت لجن خشک شده تصفیه‌خانه‌های فاضلاب اصفهان و کاربرد آن برای مصارف مختلف، *مجله آب و فاضلاب*، 15(1)، 34-42، 1383.
- [2] س.ع. مومنی، س.ا. میرباقری، کمینه کردن تولید لجن در فرآیندهای لجن فعال، *مجله آب و فاضلاب*، 16(4)، 54-61، 1384.
- [3] ش. شفیع‌پور، ب. آیتی، ح. گنجی‌دوست، بررسی اثر کاربرد لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شهری در بهبود خاک کشاورزی (مطالعه موردی: جزیره کیش)، *مجله آب و فاضلاب*، 22(2)، 85-93، 1390.
- [4] بی‌نام، پیش‌نویس استاندارد آماده‌سازی لجن حاصل از تصفیه فاضلاب شهری برای مصارف کشاورزی. شرکت سهامی مدیریت منابع آب ایران، 1381.
- [5] بی‌نام، ضوابط زیست محیطی استفاده از آب‌های برگشتی و پساب‌ها. معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس جمهور، 1389.
- [6] م. ا. موسوی شلمانی، ب. ناصریان خیابانی، ح. اهری مصطفوی، م. حیدریه، ا. مجدآبادی، کشاورزی هسته‌ای (از علم تا عمل). سازمان انرژی اتمی ایران، تهران، 1388.
- [7] I. S. Turovskiy, P. Mathai, Wastewater sludge processing, (John Wiley & Sons), 2006.
- [8] R. El-Motaium, Application of nuclear techniques in environmental studies and pollution control. In Proceedings of the 2nd Environmental Physics Conference, Alexandria Egypt, 169-182, 2006.
- [9] S. Dumontet, H. Dinel, S. Baloda, Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: A review, *Biol Agric Hortic*, 16, 409-430, 1999.
- [10] H. Watanabe, M. Takehisa, Disinfection of sewage sludge cake by gamma-irradiation. *Radiat Phys Chem*, 24, 41-54, 1984.
- [11] G. A. Pandya, S. Kapila, V. B. Kelkar, S. Negi, V. V. Modi, Inactivation of bacteria in sewage sludge by gamma radiation, *Environ Pollut*, 43, 281-290, 1987.
- [12] G. Wickramanayake, O. J. Sproul, Decontamination technologies for release from bioprocessing facilities. Part V. decontamination of sludge, *Crit Rev Environ Sci Technol*, 19, 515-537, 1990.
- [13] J. Etzel, G. Born, J. Stein, T. Helbing, G. Baney, Sewage sludge conditioning and disinfection by gamma irradiation, *Am J Public Health Nations Health*, 59, 2067-2076, 1969.
- [14] A. Suess, T. Lessel, Radiation treatment of sewage sludge-experience with an operating pilot plant, *Radiat Phys Chem*, 9, 353-370, 1977.
- [15] S. Xie, Y. Wu, W. Wang, J. Wang, Z. Luo, S. Li, Effects of acid/alkaline pretreatment and gamma-ray irradiation on extracellular polymeric substances from sewage sludge, *Radiat Phys Chem*, 97, 349-353, 2014.
- [16] J. Wang, J. Wang, Application of radiation technology to sewage sludge processing: a review, *J Hazard Mater*, 143, 2-7, 2007.
- [17] J. Priyadarshini, P. Roy, A. Mazumdar, Qualitative and Quantitative Assessment of Sewage Sludge by Gamma Irradiation with Pasteurization as a Tool for Hygienization, *J Inst Eng (India), Series A*, 95, 49-54, 2014.
- [18] P. H. Rathod, J. C. Patel, M. Shah, A. J. Jhala. Recycling gamma irradiated sewage sludge as fertilizer, A case study using onion (*Alium cepa*), *Appl Soil Ecol*, 41, 223-233, 2009.
- [19] A. Chmielewski, Practical applications of radiation chemistry, *Russ J Phys Chem A*, 81, 1488-1492, 2007.
- [20] S. Gautam, M. R. Shah, S. Sabharwal, A. Sharma, Gamma irradiation of municipal sludge for safe disposal and agricultural use, *Water Environ Res*, 472-479, 2005.
- [21] J. F. Swinwood, F. M. Fraser. Environmental application of gamma technology: update on the Canadian sludge irradiator, *Radiat Phys Chem*, 42, 683-687, 1993.
- [22] U.S. EPA, Use or disposal of sewage sludge biosolid. FR 58 No. 32, February 19, 9248-9415, 1993.
- [23] M. Shamma, M. Al-Adawi, The morphological changes of *Ascaris lumbricoides* ova in sewage sludge water treated by gamma irradiation, *Radiat Phys Chem*, 65, 277-279, 2002.
- [24] K. A. Da Silva Aquino, Sterilization by gamma irradiation, (Intech Open Access Publisher), 2012.
- [25] N. Getoff, Radiation-induced degradation of water pollutants state of the art, *Radiat Phys Chem*, 47, 581-593, 1996.

- [33] R. Sommer, W. Pribil, S. Appelt, P. Gehringer, H. Eschweiler, H. Leth, A. Cabaj, T. Haider, Inactivation of bacteriophages in water by means of non-ionizing (UV-253.7 nm) and ionizing (gamma) radiation: a comparative approach, *Water Res*, 35, 3109-3116, 2001.
- [34] Y. Liu, J. Hu, J. Wang, Radiation-induced removal of sulphadiazine antibiotics from wastewater, *Environ technol*, 35, 2028-2034, 2014.
- [35] B. Y. Ahn, S. W. Kang, J. Yoo, W. K. Kim, P. H. Bae, J. Jung, Identification of estrogenic activity change in sewage, industrial and livestock effluents by gamma-irradiation, *Radiat Phys Chem*, 81, 1757-1762, 2012.
- [36] A. Kimura, M. Osawa, M. Taguchi, Decomposition of persistent pharmaceuticals in wastewater by ionizing radiation, *Radiat Phys Chem*, 81, 1508-1512, 2012.
- [37] Z. Guo, D. Tang, X. Liu, Z. Zheng, Gamma irradiation-induced Cd^{2+} and Pb^{2+} removal from different kinds of water, *Radiat Phys Chem*, 77, 1021-1026, 2008.
- [38] T. Rudd, L. Hopkinson, Comparison of disinfection techniques for sewage and sewage effluents, *Water Environ J*, 3, 612-618, 1989.
- [26] S. Borrely, A. Cruz, N. Del Mastro, M. Sampa, E. Somessari, Radiation processing of sewage and sludge, A review, *Prog Nucl Energ*, 33, 3-21, 1998.
- [27] Y. Peng, S. He, J. Wang, W. Gong, Comparison of different chlorophenols degradation in aqueous solutions by gamma irradiation under reducing conditions, *Radiat Phys Chem*, 81, 1629-1633, 2012.
- [28] S. Jan, A. N. Kamili, T. Parween, R. Hamid, J. A. Parray, T. Siddiqi, A. Parvaiz, Feasibility of radiation technology for wastewater treatment, *Desal Water Treat*, 1-16, 2014.
- [29] S. Farooq, C. N. Kurucz, T. D. Waite, W. J. Cooper, Disinfection of wastewaters: high-energy electron vs gamma irradiation, *Water Res*, 27, 1177-1184, 1993.
- [30] M. Chaychian, M. Al-Sheikhly, J. Silverman, W. L. McLaughlin, The mechanisms of removal of heavy metals from water by ionizing radiation, *Radiat Phys Chem*, 53, 145-150, 1998.
- [31] P. H. Rathod, J. C. Patel, A. J. Jhala, Potential of gamma irradiated sewage sludge as fertilizer in radish: evaluating heavy-metal accumulation in sandy loam soil, *Commun Soil Sci Plant Anal*, 42, 263-282, 2011.
- [32] N. Getoff, Factors influencing the efficiency of radiation-induced degradation of water pollutants, *Radiat Phys Chem*, 65, 437-446, 2002.

Study of the mechanisms of gamma rays in purification and disinfection of sewage sludge

H. Asgari Lajayer^{1*}, N. Najafi², E. Moghiseh³

1. Ph.D Student, College of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, East Azerbaijan, Iran

2. Associate Professor, College of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, East Azerbaijan, Iran

3. Assistant Professor, Department of Nuclear Agriculture, Atomic Energy Organization of Iran, Tehran, Iran

** Corresponding author's E-mail: h-asgari@tabrizu.ac.ir*

(Received: 4/2/2015 - Accepted: 29/5/2015)

Abstract

With increasing in construction and operation wastewater treatment plants, production and use of sewage sludge have been increased as an organic waste. Due to disabilities of common methods used for purification and stabilization of sludge in complete elimination of the pathogens and prevent its re-growth, elimination of complex organic chemicals and other pollutants, agricultural use or disposal of sludge in the environment could be dangerous for agricultural crops production, human and animal health and must be disinfected before using or disposal. Lack of comprehensive study on new methods of sludge disinfection in Iran, reveals the introduction of these technologies and their impacts mechanisms. This study was carried out on the surveys accomplished in recent decades and published in databases such as Elsevier, Google Scholar, Scopus and SID using sewage sludge, disinfection and ionizing radiation as the keywords. The best way to remove the pathogen of sewage sludge during the disinfection methods regardless of economic issues is thermal pasteurization and ionizing radiation. Between the ionizing radiation, gamma radiation and electron beam may be used for disinfection of sewage sludge, but the benefits of gamma rays on the electron beam that make extensive use of the gamma rays. In sewage sludge under gamma radiation may be observed processes such as oxidation of organic matter, destruction of inorganic and organic molecules buildings, changes in the colloidal system and death of pathogens. This paper investigates the effect of gamma rays on the above-mentioned factors and agents altering these mechanisms. According to the mainly use of sludge in cultivation of vegetables in Iran, and entering the organic and inorganic contaminants in food chain with direct consumption of these plants, using of modern methods of disinfection and purification techniques such as gamma irradiation and accordance of sewage sludge consumer with relevant standards is a necessary.

Keywords: *Disinfection, Gamma ray, Ionizing radiation, Sewage sludge*