

پیش بینی غلظت آمونیوم و مواد آلی فاضلاب دفن‌گاه زباله با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی

محمدجواد ذوقی^۱ تکتم ذوقی^۲ محسن سعیدی^۳

(دریافت ۸۷/۱۱/۵ پذیرش ۸۸/۸/۱۸)

چکیده

در این تحقیق به منظور پیش‌بینی میزان غلظت مواد آلی و آمونیوم موجود در فاضلاب دفن‌گاه زباله با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی، دو سیستم در آزمایشگاه مدل شد. برای آموزش و تست مدل شبکه عصبی، از نتایج آزمایشگاهی به‌دست آمده استفاده شد. سیستم ۱، فقط شامل راکتور حاوی زباله تازه بود. در این سیستم فاضلاب پس از تولید، بر روی زباله تازه بازگردانده می‌شد. سیستم ۲، شامل راکتور حاوی زباله تازه و راکتوری حاوی زباله خوب تجزیه شده بود. در این سیستم، فاضلاب پس از خروج از زباله تازه بر روی راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده، تخلیه و سپس بر روی زباله تازه بازگردانده می‌شد. نتایج آزمایشگاهی نشان داد که در سیستم ۱، انباشتگی مواد آلی و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ رخ داد، اما حذف مواد آلی و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در سیستم ۲ به خوبی صورت گرفت به طوری که در طول مدت آزمایش، میانگین راندمان حذف مواد آلی در سیستم ۲، معادل ۸۵ درصد و میانگین راندمان حذف $\text{NH}_4^+\text{-N}$ معادل ۳۴ درصد بود. همچنین پیش‌بینی میزان غلظت مواد آلی و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ به وسیله شبکه عصبی مصنوعی، با توجه به شاخصهای آماری با کارایی بالایی صورت گرفت.

واژه‌های کلیدی: تجزیه بی‌هوازی، شبکه عصبی مصنوعی، مواد آلی، آمونیوم، شیرابه

Prediction of COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ Concentrations in Leachate from Lab-scale Landfill Bioreactors Using Artificial Neural Networks

Mohamad Javad Zoqi¹

Taktom Zoqi²

Mohsen Saeedi³

(Received Jan. 25, 2009 Accepted Nov. 9, 2009)

Abstract

In this study, we present an Artificial Neural Network (ANN) model for predicting COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations in landfill leachate from lab-scale landfill bioreactors. For this purpose, two different lab-scale systems were modeled. For neural network's data obtained. In the first system, the leachate from a fresh-waste reactor was drained to a recirculation tank and recycled every two days. In the second, the leachate from a fresh waste landfill reactor was fed through a well-decomposed refuse landfill reactor, while the leachate from a well-decomposed refuse landfill reactor was simultaneously recycled to a fresh waste landfill reactor. The results indicate that leachate $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and COD concentrations accumulated to a high level in the first system, while $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and COD removals were successfully carried out in the second. Also, average removal efficiencies in the second system reached 85% and 34% for COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$, respectively. Finally, the ANN's results exhibited the success of the model as witnessed by the excellent agreement obtained between measured and predicted values.

Keywords: Anaerobic Process, Artificial Neural Network, Organic Content, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, Leachate

1. M.Sc. of Environmental Eng., Faculty Member of Environmental Research Institute of Jihad Daneshgahi, Rasht (Corresponding Author) (+98 131) 3232407 mj_zoqi@civileng. iust.ac.ir
2. M.Sc. of Artificial Intelligence, Dept. of Computer Engineering, Shiraz University
3. Assoc. Prof., Dept. of Hydraulic and Environmental Eng., School of Civil Eng., Iran Uni. of Science and Tech., Tehran

- ۱- کارشناس ارشد محیط زیست، عضو هیئت علمی پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی، رشت (نویسنده مسئول) ۳۳۳۲۴۰۷ (۰۱۳۱) mj_zoqi@civileng. iust.ac.ir
- ۲- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد هوش مصنوعی، دانشکده مهندسی کامپیوتر، دانشگاه شیراز
- ۳- دانشیار گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران

در زباله، تولید شیرابه در مراکز دفن و نرخ تجزیه زباله را افزایش می‌دهد. با تسریع و کنترل این پدیده به وسیله بازچرخش شیرابه، سرعت تجزیه شیرابه افزایش می‌یابد بدون آنکه سلسله مراتب تجزیه که شامل دو فاز اصلی تولید اسید و تولید متان است، تغییر پیدا کند. افزایش نرخ تجزیه زباله و کاهش مدت زمان نگهداری از مراکز دفن به علت باز چرخش شیرابه سبب کاهش هزینه نگهداری از مراکز دفن می‌گردد [۹]. در مطالعه موردی بر روی یک مرکز دفن، مزایای بازچرخش شیرابه در افزایش نرخ تولید متان در مقایسه با حالت بدون بازچرخش بررسی شده است [۱۰]. در تحقیق مذکور حذف مواد آلی و NH_4^+-N موجود در شیرابه مراکز دفن تحت فرایند بی‌هوازی به‌طور همزمان در نظر گرفته شده است. در مطالعات پیشین به علت عدم امکان اکسیداسیون NH_4^+-N تحت فرایند بی‌هوازی، میزان حذف NH_4^+-N به علت جذب سطحی توسط باکتری‌های متان‌ساز در فرایند بی‌هوازی به‌طور مجزا مورد مطالعه قرار نگرفته است.

در این مطالعه یک دفن‌گاه زباله که از زباله تازه پر شده و یک دفن‌گاه زباله که حاوی زباله خوب تجزیه شده است، برای حذف مواد آلی و جذب سطحی آمونیاک استفاده شد. یکی از اهداف این تحقیق بررسی اثرات بازچرخش بر کیفیت شیرابه خروجی از مدفون در سیستم‌های مختلف بود.

یکی از روشهایی که برای پیش‌بینی و تحلیل مهندسی به‌کار می‌رود، مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی^۱ است. مدل‌های ANN تقلیدی از فرایند یادگیری در مغز انسان است. این مدل‌ها با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی و ثبت شده آموزش پیدا کرده و به این وسیله از روابط بین داده‌های ورودی و متغیرهای خروجی آگاه می‌شوند. یکی از مزایای مدل‌های ANN، کنترل و درک سیستم‌های پیچیده و غیر خطی است. فرایند یادگیری در مدل‌های ANN به صورت موازی است، لذا این مدل‌ها در تحمل خطا به‌خوبی عمل می‌کنند. اگرچه در ارتباط با مدل‌سازی تجزیه بی‌هوازی پسماندهای جامد شهری به وسیله شبکه عصبی اطلاعات کمی در دسترس است، اما از این وسیله در مدل‌سازی سیستم‌های زیست‌محیطی استفاده شده است. در علوم محیط زیست، از شبکه عصبی به‌عنوان روشی ساده و انعطاف‌پذیر جهت تحلیل مسائل غیر خطی استفاده می‌شود [۱۱]. برخی از کاربردهای شبکه عصبی شامل پیش‌بینی مقدار غلظت کلر در سیستم آب شهری، تعیین رابطه بوی فاضلاب و اکسیژن بیولوژیکی مورد نیاز^۲ و پیش‌بینی کیفیت هوا می‌باشد [۱۲، ۱۳ و ۱۴]. یکی دیگر از اهداف این تحقیق، استفاده از نتایج آزمایشگاهی به‌دست آمده به‌منظور پیش‌بینی میزان غلظت مواد آلی

یکی از مهم‌ترین مسائل زیست‌محیطی مراکز دفن زباله، تولید و مدیریت شیرابه است. در بسیاری از مراکز دفن زباله، شیرابه تولیدی در مراکز دفن مجدداً بر روی سطح مراکز دفن زباله تخلیه می‌شود. بازچرخش این شیرابه بر روی مراکز دفن زباله سبب می‌شود فرایند تجزیه و تثبیت زباله جامد با سرعت بیشتری انجام گیرد و در نتیجه تولید بیوگاز در مراکز دفن زباله افزایش یابد [۱]. همچنین استفاده مجدد از شیرابه بر روی مراکز دفن زباله سبب افزایش تولید اسیدهای چرب فرار خواهد شد [۲]. به‌منظور تصفیه فاضلاب (شیرابه) مراکز دفن زباله، در دو دهه اخیر فرایندهای فیزیکی - شیمیایی یا بیولوژیکی مورد بررسی قرار گرفته‌اند [۳ و ۴]. با توجه به غلظت بالای مواد آلی (COD) و NH_4^+-N ، تصفیه این نوع فاضلابها مشکل و پرهزینه است. علاوه بر این، مشخصات و دبی فاضلاب (شیرابه) مراکز دفن زباله به عوامل مختلفی از جمله ترکیبات زباله جامد، میزان بارندگی، عمر مراکز دفن زباله و نوع پوششی که بر روی مراکز دفن زباله استفاده شده است، بستگی دارد. وضعیت اجتماعی - اقتصادی مکانی که زباله‌ها از آن جمع‌آوری گردیده، فصل، روشهای جمع‌آوری و دفع زباله و عوامل دیگر بر روی ترکیبات زباله جامد مؤثر هستند [۵]. غلظت ترکیبات موجود در فاضلاب مراکز دفن زباله در سال اول بالا است و با افزایش عمر مراکز دفن زباله کاهش می‌یابد [۶]. این تغییرات در غلظت ترکیبات تشکیل دهنده شیرابه باعث می‌گردد تصفیه آن مشکل و نیازمند استفاده از فرایندهای گوناگون باشد.

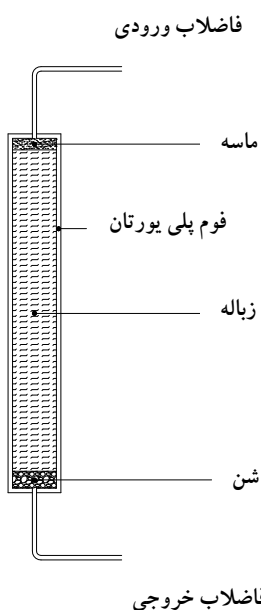
در تصفیه شیرابه‌های جوان به‌علت غلظت بالای اسیدهای چرب فرار، فرایندهای بیولوژیکی به‌خوبی عمل می‌کنند در صورتی که این فرایندها در تصفیه شیرابه‌های قدیمی راندمان کمتری دارند [۷]. همچنین مطالعات نشان می‌دهد، بازچرخش شیرابه بر روی مراکز دفن زباله سبب تولید فاضلاب تثبیت شده می‌شود که این فاضلاب دارای غلظت کمی از ترکیبات کربن تجزیه‌پذیر و غلظت بالایی از NH_4^+-N است [۸].

مزایای بازچرخش شیرابه بر روی مراکز دفن زباله در تحقیقات مختلفی مورد بررسی قرار گرفته است. در یکی از این مطالعات، مزایای بازچرخش شیرابه مراکز دفن در پنج مرکز دفن، در مقیاس میدانی بررسی شده است. طبق نتایج به‌دست آمده در این مطالعه، عوامل مؤثر در تجزیه بیولوژیکی فاضلاب مراکز دفن، شامل حرارت، pH، میزان مواد مغذی، مقدار رطوبت موجود و اندازه مواد تشکیل دهنده زباله است. از بین این عوامل، مقدار رطوبت در دسترس، بیشترین تأثیر را بر تجزیه و تثبیت شیرابه مراکز دفن دارد [۱]. در اکثر مراکز دفن، زباله به‌طور متناوب در معرض بارندگی قرار دارد. نفوذ نزولات جوی به محل دفن زباله و رطوبت موجود

¹ Artificial Neural Network (ANN)

² Biochemical Oxygen Demand (BOD)

شبهه ساز مرکز دفن زباله یعنی راکتورهای A, B به وسیله ۲۴ کیلوگرم زباله تازه، پر شد. راکتور شبهه ساز دیگر یعنی راکتور C به وسیله ۴۴ کیلوگرم زباله خوب تجزیه شده، پر شد. در نهایت لایه‌ای از ماسه به ضخامت ۱۵ سانتی‌متر بر روی زباله‌ها قرار گرفت. سپس آب دیونیزه شده به هر یک از راکتورها اضافه شد تا زمانی که حدود یک لیتر شیرابه تولید گردید. در شکل ۱ این راکتورهای شبهه ساز به طور شماتیک نمایش داده شده است.



شکل ۱- راکتور شبهه ساز دفن‌گاه زباله

۲-۳- طرح و عملیات آزمایشگاهی

در این مطالعه دو روش برای تصفیه شیرابه در نظر گرفته شد که عبارت‌اند از: سیستم ۱ که فقط شامل راکتور A بود و سیستم ۲ که از راکتورهای B و C تشکیل شد.

در سیستم ۱، شیرابه تولیدی در راکتور حاوی زباله تازه یعنی راکتور A به سمت مخزن جمع‌آوری، هدایت و طی دو روز با استفاده از پمپ پرستالتیک^۳ بر روی راکتور A پمپ شد (شکل ۲).

در سیستم ۲، راکتور B که از زباله تازه پر شده بود، به وسیله بازچرخش شیرابه به راکتور C که حاوی زباله خوب تجزیه شده بود، متصل شد. در این سیستم شیرابه تولیدی در راکتور B بر روی راکتور C پاشیده شد و همزمان شیرابه تولیدی در راکتور C بر روی راکتور B تخلیه گردید. این عمل هر دو روز و با استفاده از پمپ پرستالتیک صورت گرفت (شکل ۳).

و آمونیوم موجود در شیرابه مراکز دفن زباله است، لذا از شبکه عصبی مصنوعی برای پیش‌بینی میزان غلظت این مواد در شیرابه استفاده شد.

۲- مواد و روشها

۲-۱- مواد

زباله استفاده شده در این تحقیق از مرکز دفن زباله سراوان، واقع در اطراف شهر رشت تأمین شد. مرکز دفن زباله سراوان از سال ۱۳۶۳ در حال فعالیت است. در این مطالعه، زباله‌ای که توسط کامیون‌های جمع‌آوری در مرکز دفن زباله سراوان تخلیه می‌شد، بلافاصله به‌عنوان زباله تازه جمع‌آوری شد. پس از جمع‌آوری زباله، کیسه‌های پلاستیکی و مواد غیر آلی حجیم از زباله جدا شده و زباله سرند شده به آزمایشگاه منتقل شد. تمام زباله‌ها پس از خرد شدن و مخلوط شدن در ستون‌های شبهه‌ساز دفن‌گاه زباله قرار داده شد. اجزای تشکیل دهنده زباله شامل ۶۵ درصد مواد زائد (آلی غذایی)، ۹ درصد کاغذ، ۱۲ درصد پلاستیک، ۲ درصد پارچه، ۰/۵ درصد فلز و ۱۱/۵ درصد دیگر مواد بود.

زباله خوب تجزیه شده نیز از قسمت‌هایی از مرکز دفن زباله سراوان که دارای عمر بیش از ۱۲ سال بود به وسیله حفاری برداشت گردید. تعریف زباله خوب تجزیه شده در اینجا عبارت است از زباله‌ای که در طی فرایندهای بی‌هوازی، پتانسیل تولید متان آن کاهش یافته است. لازم به ذکر است که تولید متان از ۳ تا ۱۵ ماه بعد از دفن زباله آغاز و تا ۱۵ سال بعد ادامه می‌یابد [۱۵]. زباله خوب تجزیه شده دارای مواد آلی کمتر از ۵ درصد و نیتروژن موجود در آن کمتر از ۳ درصد است. سپس این زباله مخلوط و به تکه‌های ۲ تا ۵ سانتی‌متری خرد می‌شود.

۲-۲- وسایل به‌کار رفته

راکتورهای شبهه ساز مرکز دفن زباله که در این تحقیق استفاده شد، دارای مقطع مربع و مساحت داخلی ۴۰۰ سانتی‌متر مربع بود. ارتفاع این راکتورها ۱۳۰ سانتی‌متر و حجم مؤثر آن ۴۰ لیتر بود. برای ساخت راکتورها از پلکسی گلس^۱ استفاده شده و برای جلوگیری از تبادل حرارتی با محیط از فوم پلی یورتان^۲ برای عایق‌بندی راکتورها استفاده شد. راکتورهای شبهه‌ساز، برای نگهداری دما در 30 ± 2 درجه سانتی‌گراد، در محفظه کنترل‌کننده دما قرار گرفتند.

برای جلوگیری از ایجاد مانع در خروج آب، انتهای تمام راکتورها به ضخامت ۱۵ سانتی‌متر به وسیله شن پر شد. دو راکتور

³ Peristaltic

¹ Plexiglass

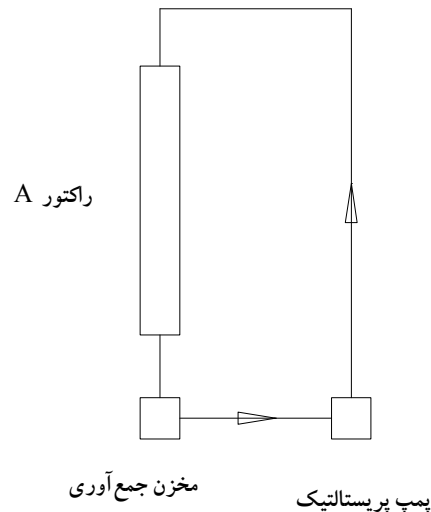
² Polyurethane

عصبی استفاده شد. همچنین برای برآورد میزان غلظت NH_4^+-N از غلظتهای اندازه‌گیری شده NH_4^+-N به‌عنوان متغیر خروجی شبکه عصبی و از غلظتهای ثبت شده COD به جای غلظت NH_4^+-N در داده‌های ورودی شبکه عصبی استفاده شد.

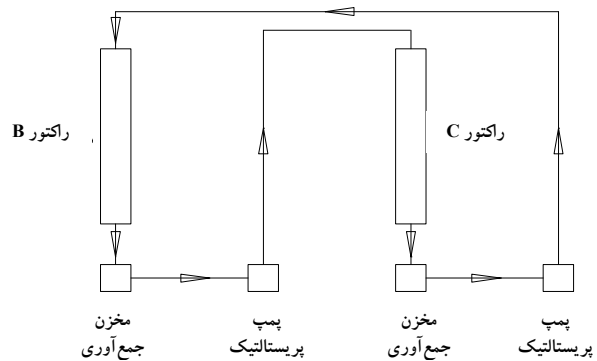
شبکه عصبی با الگوریتم پس انتشار به یک ابزار مناسب برای مدل‌سازی سیستم‌های زیست‌محیطی تبدیل شده است [۱۱]. شبکه عصبی استفاده شده در این مطالعه دارای الگوریتم پس انتشار، تابع انتقال سیگموئید^۲ در لایه پنهان و تابع انتقال خطی در لایه خروجی بود. به‌منظور انتخاب ساختمان شبکه عصبی از آزمون و خطا استفاده شد. یکی از پارامترهای مهم در همگرایی شبکه عصبی نرخ یادگیری است. همچنین نرخ یادگیری یکی از پارامترهای مؤثر در عدم ایجاد کمینه محلی و دستیابی به کمینه مطلق در شبکه عصبی نیز می‌باشد [۱۴]. هرچند که فقط با انتخاب بهینه نرخ یادگیری، دستیابی به کمینه مطلق در شبکه عصبی تضمین نمی‌گردد، بلکه انتخاب بهینه این پارامتر به‌همراه سایر پارامترهای مؤثر و همچنین ساختمان شبکه عصبی، سبب دستیابی به کمینه مطلق می‌شود.

اگر برای نرخ یادگیری مقدار زیادی انتخاب شود، الگوریتم ناپایدار خواهد شد. در مقابل اگر برای نرخ یادگیری مقدار کمی در نظر گرفته شود، الگوریتم در مدت زمان طولانی همگرا و در نتیجه مدت آموزش افزایش می‌یابد. یکی دیگر از پارامترهای شبکه عصبی، مومنتم است که این پارامتر میزان تغییرات ضرایب وزنی را تعیین می‌کند. شبکه عصبی بدون مومنتم در کمینه محلی کم عمق گرفتار می‌شود [۱۴]. در این مطالعه نرخ یادگیری و مومنتم به ترتیب ۰/۱ و ۰/۹ انتخاب شد.

در آزمایش‌های انجام شده در این مقاله، شیرابه خروجی از سه راکتور مورد بررسی قرار گرفت. در طول مدت آزمایش از شیرابه هر راکتور ۲۲ نمونه تهیه و تحلیل شد. برای تهیه داده‌های تست و آموزش، در شبکه عصبی اطلاعات مربوط به هر سه راکتور با هم تلفیق شد. پانزده نمونه از هر یک از راکتورهای A و B و چهارده نمونه از راکتور C به‌عنوان داده‌های آموزش در نظر گرفته شده و هشت نمونه از هر یک از راکتورهای A و B و هفت نمونه از راکتور C داده‌های تست شبکه عصبی را تشکیل داد. بنابراین تعداد کل نمونه‌های مورد استفاده در شبکه عصبی ۶۶ عدد بود که ۴۴ عدد از آنها برای آموزش و ۲۲ نمونه باقی‌مانده برای تست شبکه عصبی به‌کار گرفته شدند. اطلاعاتی که از طریق آزمایش از هر یک از نمونه‌ها به‌دست آمده عبارت‌اند از مقدار pH، غلظت NH_4^+-N و COD. علاوه بر این، زمان (روز) نمونه‌گیری از فاضلاب، به‌عنوان یکی از داده‌های ورودی شبکه عصبی ثبت شد.



شکل ۲- نمایش شماتیک از عملکرد سیستم ۱



شکل ۳- نمایش شماتیک از عملکرد سیستم ۲

سپس نمونه‌های فاضلاب در مدت شش روز از قسمت خروجی راکتورها جمع‌آوری و غلظت COD، NH_4^+-N و pH اندازه‌گیری شد. میزان pH به‌وسیله pH متر شرکت هچ^۱ اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری غلظت COD و NH_4^+-N مطابق کتاب استاندارد آنالیز آب و فاضلاب ویرایش شانزدهم انجام شد [۱۶].

۲-۴- مدل‌سازی شبکه عصبی مصنوعی

برای توصیف وضعیت شیرابه مراکز دفن زباله، از پارامترهایی نظیر COD، BOD، غلظت آمونیوم، سولفات، کلراید و میزان pH استفاده می‌شود [۱۷]. در این مقاله به‌منظور پیش‌بینی میزان غلظت COD در فاضلاب دفن‌گاه زباله از پارامترهای دمای محیط، pH، میزان غلظت NH_4^+-N و زمان به‌عنوان داده‌های ورودی شبکه

² Sigmoid Transverse Function

¹ HACH

به منظور بررسی کارایی شبکه عصبی از دو پارامتر آماری استفاده شد که عبارت‌اند از مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE)^۱ و ضریب همبستگی (R) که به ترتیب طبق روابط ۱ و ۲ محاسبه می‌شوند

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2} \quad (1)$$

$$R = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2)$$

که در آن

y_i مقدار پیش‌بینی شده به وسیله شبکه عصبی، x_i مقدار به دست آمده از آزمایش، \bar{y} میانگین مقادیر پیش‌بینی شده و \bar{x} میانگین مقادیر ثبت شده است.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تغییرات COD

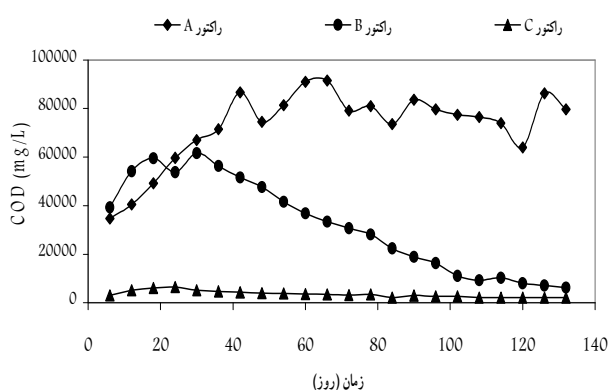
میزان غلظت COD در خروجی راکتورهای A-C در شکل ۴ نشان داده شده است. میزان غلظت COD در فاضلاب مرکز دفن زباله (A) پس از شروع آزمایش به شدت افزایش یافت و بیشترین مقدار آن برابر ۹۱۴۵۰ میلی‌گرم در لیتر بود که در روز ۶۶م اتفاق افتاد. میزان غلظت COD در آخرین روز آزمایش (روز ۱۳۲) در راکتور A به ۷۹۷۰۰ میلی‌گرم در لیتر رسید.

در سیستم ۲، غلظت COD در هفته‌های اول آزمایش افزایش یافت و بیشترین مقدار آن در راکتور B برابر ۶۱۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود که در روز ۳۰م اتفاق افتاد. سپس میزان غلظت COD در فاضلاب راکتور B به ۶۲۷۰ میلی‌گرم در لیتر در روز ۱۳۲م، به تدریج کاهش یافت که این روند به علت تجمع اسیدهای کربوکسیلیک^۲ است [۱۸]. راکتور B به راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده یعنی راکتور C متصل بود. غلظت COD خروجی از راکتور C همواره کم بود که نشان می‌دهد سیستم ۲ در تصفیه مواد آلی فاضلاب مؤثر عمل کرده است.

در سیستم ۱، تغییرات قابل توجهی در غلظت COD شیرابه تولیدی مشاهده نشد. در صورتی که در سیستم ۲، در طول مدت آزمایش راندمان حذف COD همواره بیش از ۶۵ درصد و کمتر از ۹۰ درصد می‌باشد. در این مطالعه در برخی موارد علی‌رغم افزایش غلظت COD در شیرابه، راندمان حذف کاهش یافت. همچنین میزان راندمان حذف مواد آلی از ۹۰ درصد تجاوز نکرد. در

مطالعات گذشته مشخص شده که هر چه غلظت COD در شیرابه مراکز دفن زباله بیشتر باشد، مواد آلی تمایل بیشتری به اکسید شدن توسط رادیکال OH^\bullet دارند [۱۹]. به عبارت دیگر افزایش غلظت COD به تنهایی سبب افزایش راندمان حذف مواد آلی نمی‌شود بلکه برای افزایش این راندمان افزایش همزمان pH و COD لازم است. به همین علت در این مطالعه نیز در برخی موارد علی‌رغم افزایش غلظت COD در شیرابه، راندمان حذف کاهش یافت.

مواد آلی موجود در شیرابه مراکز دفن زباله از نظر تجزیه‌پذیری بیولوژیکی دارای خواص متفاوتی هستند. یکی از معیارهای سنجش میزان تجزیه‌پذیری بیولوژیکی نسبت BOD_5/COD است. این نسبت نشان دهنده درصدی از مواد آلی موجود در شیرابه است که از طریق بیولوژیکی تجزیه می‌گردند. برای شیرابه مراکز دفن زباله جدید، این نسبت بیش از ۰/۴ و برای مراکز دفن زباله قدیمی کمتر از ۰/۱ است [۲۰ و ۲۱]. لذا بخشی از مواد آلی مانند اسیدهای هیومیک^۳ که دارای ساختمان سلولی پیچیده‌ای هستند به وسیله فرایند بیولوژیکی تجزیه نمی‌شوند و در شیرابه باقی می‌مانند. به همین علت در این مطالعه حداکثر راندمان حذف در سیستم ۲ از ۹۰ درصد تجاوز نکرد.



شکل ۴- تغییرات غلظت COD در تمام راکتورها

۳-۲- تغییرات NH_4^+-N

تغییرات غلظت NH_4^+-N در شیرابه راکتورها در شکل ۵ نشان داده شده است. مقدار غلظت NH_4^+-N در راکتور A همواره افزایش یافت و این افزایش در ۳۰ روز اول شدیدتر بود. بیشترین غلظت NH_4^+-N در این راکتور در روز ۹۶م رخ داد که برابر ۳۰۶۰ میلی‌گرم در لیتر بود. میزان غلظت NH_4^+-N در راکتورهای B و C تا ۴۸ روز اول آزمایش، افزایش یافت به طوری که بیشترین غلظت در این راکتورها به ترتیب برابر ۲۶۵۰ میلی‌گرم در لیتر و

^۱ Root Mean Square Error (RMSE)

^۲ Carboxylic Acid

^۳ Humic Acid

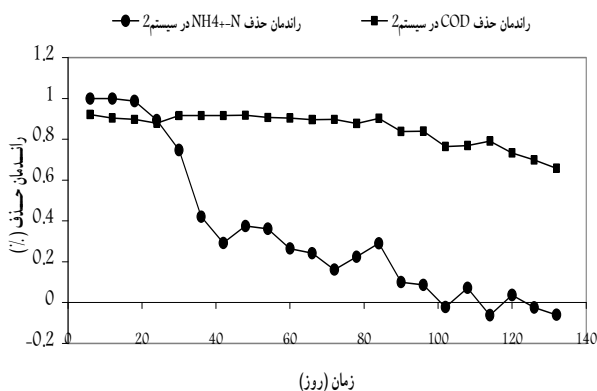
راندمان حذف مواد آلی و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C، به صورت تابعی از زمان در شکل ۶ نشان داده شده است. راندمان حذف مواد آلی و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ از رابطه ۳ محاسبه شد

$$X = (X_{in} - X_{eff}) / X_{in} \times 100 \quad (3)$$

که در آن

X_{in} میزان جرم ورودی پارامتر X به راکتور، X_{eff} میزان جرم خروجی پارامتر X از راکتور و X برای محاسبه راندمان حذف COD برابر میزان غلظت COD و برای محاسبه راندمان حذف $\text{NH}_4^+\text{-N}$ برابر میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ بر حسب میلی‌گرم در لیتر است.

با توجه به شکل ۶، میزان راندمان حذف COD و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در طول زمان کاهش می‌یابد و این کاهش در مورد $\text{NH}_4^+\text{-N}$ شدیدتر است. به طوری که میزان راندمان حذف $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C، در روزهای اول بالا بوده و پس از گذشت ۹۶ روز از آزمایش تقریباً به صفر رسید و این راندمان تا انتهای آزمایش باقی ماند. غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ موجود در فاضلاب سیستم ۲، تنها از طریق جذب سطحی در راکتور C کاهش یافت. با بازچرخش مداوم شیرابه در سیستم دو، میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C به مرور زمان افزایش یافت تا زمانی که به حالت اشباع رسید. پس از حالت اشباع، هیچ فرایندی برای حذف $\text{NH}_4^+\text{-N}$ وجود ندارد.



شکل ۶- راندمان حذف COD و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C

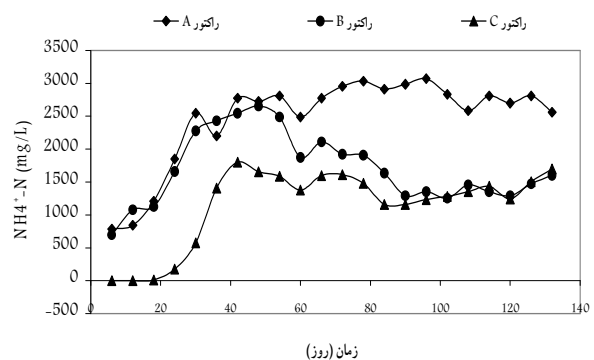
۳-۳- تغییرات pH

نتایج نحوه تغییرات pH تمام راکتورها در شکل ۷ آمده است. میزان pH در فاضلاب خروجی از راکتور A در روز ۶م برابر ۵/۹ بود و تا روز ۶۰م به ۶ رسید. پس از آن میزان pH فاضلاب تا ۷/۲ در روز ۱۳۲م افزایش یافت. نتایج نشان داد که پس از آغاز بازچرخش شیرابه، میزان pH در راکتور A افزایش یافت، که علت

۱۸۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود. پس از آن غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در هر دو راکتور B و C کاهش یافت و این کاهش در راکتور B شدیدتر بود به طوری که در هفته‌های پایانی آزمایش، میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتورهای B و C تقریباً برابر شد.

غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در شیرابه خروجی از راکتورها در ۳۰ روز اول دارای افزایش سریعی بود. این افزایش به علت تجزیه مواد آلی نیتروژن دار موجود در مراکز دفن زباله رخ داد. غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در شیرابه راکتور A تا انتهای دوره آزمایش در سطح بالایی باقی ماند و آمونیوم-نیتروژن به وجود آمده در این راکتور در شیرابه تجمع یافت زیرا میکروارگانیسم‌های نیتریفیکاسیون^۱ که در محیط هوازی به خوبی عمل می‌کنند، در فرایندهای بی‌هوازی وجود ندارند [۱۸].

در سیستم ۲، مقداری از $\text{NH}_4^+\text{-N}$ از شیرابه راکتورهای B و C که در آنها حالت بی‌هوازی حاکم بود، حذف شد. علت این حذف جذب سطحی آمونیاک شیرابه توسط زباله‌های خوب تجزیه شده است که از آن برای رشد باکتری‌های بی‌هوازی استفاده می‌شود [۲۲]. همچنین غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در شیرابه راکتور C در برخی مواقع بیشتر از غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور B بود. این اختلاف در روزهای ۱۱۴، ۱۲۶ و ۱۳۲ آزمایش رخ داد. در این روزها میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C به ترتیب ۸۰، ۴۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بیشتر از راکتور B بود. این اختلاف بیشتر از خطای آزمایشگاهی است، لذا غلظت بیشتر $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C نسبت به راکتور B در این سه روز، ناشی از خطای آزمایشگاهی نمی‌باشد. همان‌طور که گفته شد مقداری از $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C توسط زباله خوب تجزیه شده، جذب سطحی گردید. رخ دادن فرایند آزادسازی آمونیاک و یا تبدیل ترکیبات آلی نیتروژن دار به آمونیاک در راکتور C باعث شد تا غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C در برخی مواقع بیشتر از راکتور B باشد. این نتیجه در مطالعات دیگران نیز مشاهده شده است [۲۳].

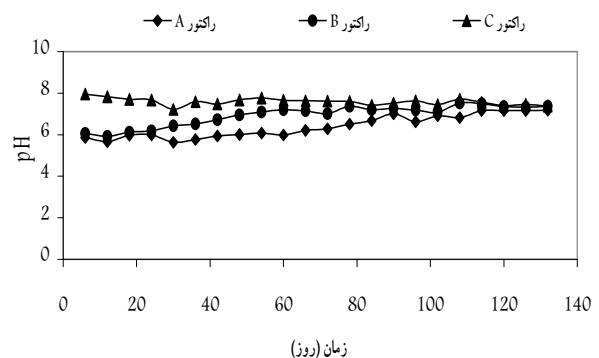


شکل ۷- تغییرات غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در تمام راکتورها

¹ Nitrification

آن فعالیت باکتری‌های تخمیر کننده و هایدرولیتیک^۱ است [۱۸]. مقدار pH در راکتور B پس از ۴۸ روز اول، از ۶ به ۷ افزایش یافت و پس از آن میزان pH همواره بیشتر از ۷ بود به طوری که بیشترین میزان pH که در روز ۱۰۸ ام اتفاق افتاد برابر ۷/۵ بود. مقدار pH در راکتور C در طول مدت آزمایش بیشتر از ۷ بود به طوری که کمترین مقدار آن در روز ۳۰ ام برابر ۷/۲ و بیشترین مقدار آن در روز ششم برابر ۸ بود. راکتور C حاوی زباله خوب تجزیه شده بود. میزان pH در این راکتور در حدود ۸ بود. ورود شیرابه راکتور B به راکتور C، سبب کاهش pH خروجی از این راکتور شد. به همین علت بیشترین میزان pH در راکتور C مربوط به اولین روز نمونه برداری بود. بیشترین غلظت مواد آلی در راکتور B در روز سی ام آزمایش رخ داد (شکل ۴). به همین علت شیرابه خروجی از راکتور C در این زمان کمترین pH را داشت.

در شیرابه خروجی از راکتور C که حاوی زباله خوب تجزیه شده بود، مقدار pH در حدود ۸ باقی ماند زیرا مقدار pH در شیرابه تثبیت شده در حدود ۸ بود. مقدار pH در راکتور B به علت فعالیت باکتری‌های متان ساز افزایش یافت که نشان دهنده تجزیه زباله در سیستم دو بود. زیرا با کاهش ترکیبات مواد آلی در شیرابه خروجی از راکتور B، میزان pH افزایش می‌یابد [۲۴]. اما افزایش pH در راکتور A در نتیجه فعالیت باکتری‌های تخمیر کننده و هایدرولیتیک بود و نه باکتری‌های متان ساز، لذا افزایش pH نشان دهنده افزایش فعالیت باکتری‌های تخمیر کننده است که تأثیری بر میزان تجزیه مواد آلی ندارد.



شکل ۷- تغییرات pH در خروجی تمام راکتورها

در این مطالعه پس از ۱۱۴ روز شیرابه خروجی از راکتورهای B و C، به تثبیت رسید و با توجه به شکل ۷ میزان pH، در دو راکتور B و C پس از تثبیت در روز ۱۱۴ ام به طور تقریبی با هم برابر بود. در راکتور B تخمیر و فعالیت باکتری‌ها بر روی ترکیبات تجزیه پذیر سبب تولید و تجمع اسید و کاهش مقدار pH در

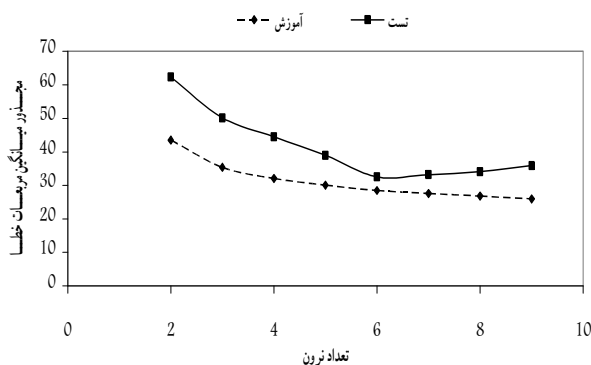
¹ Hydrolytic

فاضلاب خروجی گردید. فاضلاب از راکتور B به راکتور C انتقال یافت. در این راکتور اسید تولید شده در راکتور B، به وسیله باکتری‌های متان ساز به متان و دی اکسید کربن تبدیل شد. این فرایند باعث افزایش pH در فاضلاب گردید. فاضلاب خروجی از راکتور C به راکتور B هدایت شد و به علت بالا بودن pH، تجزیه بیولوژیکی بهتر صورت گرفت و به همین علت حذف مواد آلی در راکتور B بیشتر از راکتور A بود. همچنین بالا بودن pH ورودی به راکتور B باعث شد شیرابه خروجی از این راکتور نسبت به دوره قبل دارای pH بیشتری باشد. در راکتور C به علت پایین بودن pH ورودی (شیرابه خروجی از راکتور B) شیرابه خروجی از این راکتور نسبت به دوره قبل دارای pH کمتری بود. این تغییرات تا زمان تثبیت شیرابه ادامه یافت و پس از تثبیت، مقدار pH در دو راکتور به حالت تعادل رسید.

۳-۴- تخمین میزان غلظت NH_4^+-N در فاضلاب دفن‌گاه زباله

به منظور پیش بینی میزان غلظت NH_4^+-N در شیرابه، از شبکه عصبی با الگوریتم پس انتشار استفاده شد. داده‌های ورودی شبکه عصبی شامل COD بر حسب میلی‌گرم در لیتر، pH و زمان (روز) نمونه‌گیری و خروجی این شبکه عصبی، غلظت NH_4^+-N بر حسب میلی‌گرم در لیتر بود.

یکی از مهم‌ترین مراحل مدل‌سازی، بهینه‌سازی شبکه عصبی است که با آزمون روشهای مختلف به دست می‌آید [۲۵]. در این مطالعه به منظور بهینه‌سازی تعداد نرون‌ها از الگوریتم پس انتشار از شبکه عصبی با یک لایه پنهان استفاده شد. در داده‌های آموزش شبکه عصبی با افزایش نرون در لایه پنهان، مجذور میانگین مربعات خطا کاهش می‌یابد در حالی که اگر تعداد نرون‌ها بیش از ۶ عدد باشد، مجذور میانگین مربعات خطا در داده‌های تست افزایش می‌یابد. این افزایش نشان دهنده آموزش بیش اندازه شبکه عصبی است. تغییرات مجذور میانگین مربعات خطا در شکل ۸ نشان داده شده است.



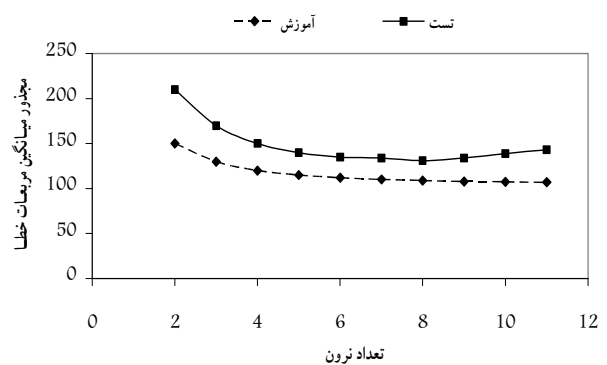
شکل ۸- تغییرات مجذور میانگین مربعات خطا در شبکه عصبی پیش‌بینی کننده غلظت NH_4^+-N

چنانچه تعداد نرون‌ها از حد مشخصی افزایش یابد، شبکه عصبی به جای آموزش اقدام به حفظ داده‌ها می‌کند، لذا مجذور میانگین مربعات خطا در داده‌های آموزش کاهش و در داده‌های تست افزایش می‌یابد. با توجه به نکات بالا، تعداد نرون بهینه در این شبکه عصبی، شش عدد انتخاب شد. شبکه عصبی بهینه به منظور پیش‌بینی غلظت NH_4^+-N دارای الگوریتم پس انتشار، یک لایه پنهان دارای ۶ نرون و تابع انتقال سیگموئید و یک لایه خروجی همراه با تابع انتقال خطی بود. ضریب همبستگی و مجذور میانگین مربعات خطا در این شبکه عصبی به ترتیب در داده‌های تست برابر $0/998$ و $32/64$ و برای داده‌های آموزش، برابر $0/999$ و $28/52$ بود. با توجه به شاخصهای آماری میزان کارایی شبکه عصبی در تخمین غلظت NH_4^+-N ، بالا به نظر می‌رسد.

۳-۵- تخمین میزان غلظت COD در شیرابه دفنگاه زباله

داده‌های ورودی شبکه عصبی برای پیش‌بینی میزان غلظت COD در شیرابه دفنگاه زباله شامل NH_4^+-N بر حسب میلی‌گرم در لیتر، pH و زمان (روز) نمونه‌گیری و خروجی این شبکه عصبی غلظت COD بر حسب میلی‌گرم در لیتر است.

چنانچه در شبکه عصبی پیش‌بینی کننده غلظت COD، تعداد نرون‌های لایه پنهان اول از ۸ عدد بیشتر انتخاب گردد، شبکه عصبی به جای آموزش اقدام به حفظ داده‌ها می‌کند، لذا مجذور میانگین مربعات خطا در داده‌های آموزش کاهش و در داده‌های تست افزایش می‌یابد (شکل ۹).



شکل ۹- تغییرات مجذور میانگین مربعات خطا در شبکه عصبی پیش‌بینی کننده غلظت COD

با توجه به نکات بالا، شبکه عصبی بهینه به منظور پیش‌بینی غلظت COD دارای الگوریتم پس انتشار، یک لایه پنهان دارای ۸ نرون و تابع انتقال سیگموئید و یک لایه خروجی همراه با تابع انتقال خطی می‌باشد. ضریب همبستگی و مجذور میانگین مربعات خطا در این شبکه عصبی به ترتیب در داده‌های تست برابر $0/999$ و 122 و برای داده‌های آموزش به ترتیب برابر $0/999$ و $142/21$

بود. شاخصهای آماری نشان می‌دهد که شبکه عصبی در تخمین میزان غلظت COD نیز دارای کارایی بالایی است.

با توجه به اینکه از مطالعات مشابه، اطلاعات کمی در دسترس است، امکان مقایسه نتایج حاصل از پیش‌بینی در این مقاله با سایر مطالعات وجود ندارد. اما با توجه به شاخصهای آماری و همچنین موارد زیر می‌توان از کارایی شبکه عصبی اطمینان حاصل کرد.

۱- با توجه به مطالعات گذشته میزان pH و فعالیتهای بیولوژیکی دارای ارتباط محسوس با یکدیگر هستند [۱، ۱۸ و ۲۴]. این رابطه در این مطالعه نیز نشان داده شد. لذا یکی از پارامترهای ورودی شبکه عصبی میزان pH فاضلاب است و از این طریق تغییرات pH بر شبکه عصبی تأثیر داده شده است.

۲- با توجه به مطالعات گذشته مهم‌ترین عامل مؤثر بر نرخ تجزیه بی‌هوازی در مراکز دفن زباله، رطوبت است [۱]. با توجه به اینکه در کلیه آزمایش‌های این مطالعه، شیرابه راکتورها بازچرخش شد، میزان رطوبت موجود در دفنگاه زباله همواره ثابت بود. لذا میزان رطوبت موجود در دفنگاه در داده‌های ورودی شبکه عصبی در نظر گرفته نشد و این امر آسیبی در شبکه عصبی ایجاد نکرد.

۳- یکی از عوامل مؤثر بر غلظت مواد آلی و آمونیوم در شیرابه دفنگاه زباله، عمر مرکز دفن زباله است [۵، ۶ و ۱۵]. لذا در این مقاله این پارامتر به عنوان یکی از داده‌های ورودی شبکه عصبی در نظر گرفته شد.

۴- یکی دیگر از عوامل مؤثر بر نرخ تجزیه بی‌هوازی، دمای محیط است [۱]. با توجه به اینکه کلیه راکتورهای شبیه‌ساز در این مطالعه در محفظه کنترل کننده دما و در حرارت ثابت نگهداری شدند، لذا با توجه به ثابت بودن دما از تأثیر آن در شبکه عصبی صرف نظر شد.

۴- نتیجه‌گیری

در این تحقیق برای جداسازی مواد آلی و نیتروژن از دو سیستم مختلف استفاده شد که با مقایسه آنها می‌توان سیستم بهینه به منظور تصفیه شیرابه‌ها را انتخاب نمود. نتایج نشان داد که در صورت بازچرخش شیرابه بر روی زباله تازه (سیستم یک)، میزان pH در شیرابه کاهش می‌یابد و انباشتگی مواد آلی و NH_4^+-N رخ می‌دهد. در سیستم ۲، که شیرابه به ترتیب از زباله تازه و زباله خوب تجزیه شده عبور می‌کند، حذف مواد آلی و تنظیم pH با راندمان بالایی انجام می‌شود. اما در سیستم ۲، به دلیل اینکه NH_4^+-N تنها از طریق جذب سطحی قابل حذف است، تصفیه NH_4^+-N دارای راندمان حذف کمتری نسبت به راندمان حذف مواد آلی است. به طور معمول در مراکز دفن زباله، زباله خوب تجزیه شده در لایه‌های پایین و زباله تازه در سطح قرار دارد. لذا از سیستم ۲ می‌توان به سهولت و با هزینه کم در مراکز دفن زباله استفاده کرد.

هزینه کمتر و اطمینان بیشتر انجام داد، زیرا برای آگاهی از غلظت مواد آلی و آمونیوم در شیرابه، کافی است غلظت یکی از این مواد به عنوان داده ورودی شبکه عصبی قرار گیرد تا شبکه عصبی مقدار غلظت ماده دیگر را با کارایی بالا پیش‌بینی کند.

نتایج به دست آمده از مدل‌های شبکه عصبی نشان داد که می‌توان از شبکه عصبی برای برآورد میزان غلظت COD و $\text{NH}_4^+\text{-N}$ با کارایی بالا استفاده کرد. با استفاده از مدل‌های شبکه عصبی در مراکز دفن زباله می‌توان پیش‌فاصلاب دفنگاه زباله را با

۵- مراجع

- 1- Reinhart, D.R., and Al-Yousfi, B. (1996). "The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics." *Waste Management and Research*, 14 (4), 337-346.
- 2- O'Keefe, D.M., and Chynoweth, D.P. (2000). "Influence of phase separation, leachate recycle and aeration on treatment of municipal solid waste in simulated landfill cells." *Bioresour. Technol.*, 72 (1), 55-66.
- 3- Forgie, D.J.L. (1988). "Selection of the most appropriate leachate treatment methods part 1: a review of potential biological leachate treatment methods." *Water. Poll. Res.*, 23(2), 308-328.
- 4- Quasim, S. R., and Chiang, W. (1994). *Sanitary Landfill leachate: Generation, control, and treatment*, Technomic Publishing, Lancaster, PA.
- 5- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., and Leckie, J.O. (1997). "Environmental impacts of solid waste landfilling." *J. of Environmental Management*, 50 (1), 1-25.
- 6- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., and Ledin, A. (2002). "Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review." *Critical Reviews Environmental Science and Technology*, 32 (4), 297-336.
- 7- Amokrane, A., Comel, C., and Veron, J. (1997). "Landfill leachates pre-treatment by coagulation flocculation." *Water Res.*, 31 (11), 2775-2782.
- 8- Knox, K. (1985). "Leachate treatment with nitrification of ammonia." *Water Research*, 19 (7), 895-904.
- 9- Pohland, F.G., and Al-Yousfi, B. (1994). "Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production." *Water Science and Technology*, 30 (12), 117-124.
- 10- Demir, A., Bilgili, M.S., and Ozkaya, B. (2004). "Effect of leachate recirculation on refuse decomposition rates at landfill site: A case study." *International J. of Environmental and Pollution*, 21 (2), 175-188.
- 11- Bestamin, O., and Ahmet, D. (2007). "Neural network prediction model for the methane fraction in biogas from field-scale landfill bioreactors." *Environmental Modelling and Software*, 22 (6), 815-822.
- 12- Rodriguez, M.J., and Se´rodes, J.B. (1999). "Assessing empirical linear and non-linear modelling of residual chlorine in urban drinking water systems." *Environmental Modelling and Software*, 14 (1), 93-102.
- 13- Onkal-Engin, G., Demir, I., and Engin, S.N. (2005). "Determination of the relationship between sewage odour and BOD by neural networks." *Environmental Modeling and Software*, 20 (7), 843-850.
- 14- Kolehmainen, M., Martikainen, H., and Ruuskanen, J. (2001). "Neural networks and periodic components used in air quality forecasting." *Atmospheric Environment*, 35 (5), 815-825.
- 15- EPA. (2004). *Environmental Guidelines : Landfill siting, design, operation and rehabilitation*, Environmental Protection Agency, Queensland.
- 16- APHA., AWWA., and WPCF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 16th Ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington D.C.
- 17- Reinhart, D.R., and Grosh, C.J. (1998). *Analysis of florida MSW landfill leachate quality*, Final Report, Center of Solid and Hazardous Waste Management, Florida.
- 18- Benson, C. H., Barlaz, M. A., Lane, D. T., and Rawe, J. M. (2007). "Practice review of five bioreactor/recirculation landfills." *Waste Management*, 27 (1), 13-29.
- 19- Wang, S., Wu, X., Wang, Y., Li, Q., and Tao., M. (2008). "Removal of organic matter and ammonia nitrogen from landfill leachate by ultrasound." *Ultrasonics Sonochemistry*, 15 (6), 933-937.
- 20- Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., and Rintala, J.A. (2003). "Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates." *Sci. Total Environ.*, 301 (1-3), 1-12.
- 21- Kang, K.H., Shin, H.S., and Park, H. (2002). "Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications." *Water Res.*, 36, 4023-4032.
- 22- Kettunen, R.H., Hoilijoki, T.H., and Rintala, J.A. (1996). "Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures." *Bioresour. Technol.*, 58 (1), 31-40.
- 23- He, P.J., Shao, L.M., Guo, H.D., Li, G.J., and Lee, D.J. (2006). "Nitrogen removal from recycled landfill leachate by ex situ nitrification and in situ denitrification." *Waste Manage*, 26 (8), 838-845.
- 24- Reinhart, D. R., and Townsend, T. G. (1997). *Landfill bioreactor design and operation*, Lewis Publishers, New York.
- 25- Almasri, M.N., and Kaluarachchi, J.J. (2005). "Modular neural networks to predict the nitrate distribution in groundwater using the onground nitrogen loading and recharge data." *Environmental Modeling and Software*, 20 (7), 851- 871.