

# بررسی راندمان یک سیستم تصفیه فاضلاب هیدروپونیک در حذف مواد مغذی

بیژن بینا\*

(دریافت ۸۳/۳/۲ پذیرش ۸۳/۹/۲۸)

## چکیده

حذف ازت و فسفر یکی از اهداف عمده تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری در اکثر کشورها به خصوص کشورهای اروپایی می‌باشد. تخلیه ازت و فسفر در منابع آب و به خصوص دریاچه‌ها باعث رشد بیش از حد جلبک‌ها و در نهایت تغییر در طعم و بوی آب شده و مصرف آن را محدود می‌کند. این مطالعه در تابستان سال ۱۳۸۲ در کشور سوئد انجام شد و راندمان یک سیستم تصفیه فاضلاب هیدروپونیک که در واقع ترکیبی از لجن فعال متعارف و رویش گیاهان آبی در سطح مخزن برای حذف ازت و فسفر می‌باشد، مورد بررسی قرار گرفت. سیستم مزبور در یک گلخانه در ناحیه‌ای از استکهلم قرار گرفته است. اگر چه این سیستم با هدف پژوهشی راه‌اندازی شده، ولی در حال حاضر فاضلاب خانگی ساکنین اطراف را به میزان  $0.6 \text{ m}^3/\text{d}$  دریافت می‌کند. سیستم از یک مخزن آنوکسیک برای دنیتریفیکاسیون پیش از مخازن هوازی برای نیتریفیکاسیون و رشد گیاهان تشکیل شده است. در مراحل بعدی استخرهای رشد جلبک باعث کاهش بیشتر فسفر گردیده و در نهایت فاضلاب با عبور از یک صافی شنی شفاف می‌شود. راندمان حذف این سیستم در فصل تابستان سال ۲۰۰۳ در ارتباط با مواد آلی، فسفر و ازت مورد بررسی قرار گرفت. حذف COD در این سیستم حدود ۹۰٪ و حذف ازت و فسفر در فرایند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون به ترتیب ۷۲٪ و ۴۷٪ تعیین گردید. اگر چه در استخرهای رشد جلبک مقدار بیشتری فسفر حذف می‌شود؛ اما این سیستم راندمان قابل قبولی در زمینه حذف فسفر از خود نشان نمی‌دهد. هم‌چنین این سیستم جدا از حذف مواد مغذی قادر است گیاهان با ارزشی را پرورش دهد. واژه‌های کلیدی: فاضلاب خانگی، هیدروپونیک، حذف مواد مغذی، حذف مواد آلی

## Efficiency of a Small Scale Hydroponics Wastewater Treatment

*Bina, B., (Ph.D)*  
*Dept. of Environmental Health Engineering,*  
*Isfahan University of Medical Sciences*

### Abstract

As a consequence of eutrophication in lakes and coastal areas requirements for reduction of nitrogen and phosphorus from wastewater introduced in Sweden in early 1990s. To meet these requirements, many wastewater treatment plants have been upgraded for biological nitrogen and phosphorus removal. A small-scale hydroponics system has been designed in Stockholm for domestic wastewater treatment and also removal of nitrogen and phosphorus. The treatment plant is built for research purposes and presently treats  $0.6 \text{ m}^3$  of domestic wastewater from surrounding area per day. The system uses anoxic pre-denitrification followed by aerobic tanks for nitrification and plant growth. A microalgal step further reduces phosphorus, and a final sand filter polishes the water. In this study the treatment capacity of this system was evaluated with respect to

\* دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

removal of organic matter, phosphorus and nitrogen. 90% COD removal was observed in the system. Nitrification and denitrification were well performed with total nitrogen reduction of 72%. Phosphorus was removed by 47% in the process. However, higher phosphorus removal values are expected, as the microalgal step will be further developed. The results show that acceptable treatment can be achieved using this kind of system. Further optimization of the system will lead to clean water as valuable plants to be harvested from the nutrient rich wastewater.

## مقدمه

## توصیف فرایند

فاضلاب ورودی به این سیستم عمدتاً فاضلابی با مشخصات فاضلاب خانگی از مناطق مسکونی و آموزشی اطراف بود؛ لکن توالت‌های مراکز آموزشی دارای قسمت جدا کننده مایع از جامد بودند و قسمت جامد به طور مجزا جمع‌آوری و دفع می‌شد و تنها مایع به سیستم تصفیه هدایت می‌گردید. میزان جریان و مشخصات فاضلاب ورودی متأثر از فعالیت مراکز آموزشی اطراف، در طول سال تغییراتی داشت. فاضلاب ورودی ابتدا در مخزن ته‌نشینی جمع‌آوری شده و سپس در یک مخزن یکنواخت‌سازی ذخیره می‌شد. فاضلاب ورودی از مخزن یکنواخت‌سازی به وسیله پمپ Grundfor KP 150 به سیستم هدایت می‌گردید. این پمپ در هر دو ساعت حدود ۱۰۰ ثانیه کار می‌کرد و جریان متوسط منقطع و روزانه‌ای به میزان ۰/۶ مترمکعب ایجاد می‌کرد. از یک راکتور SBR به عنوان پشتیبان سیستم برای فاضلاب اضافی استفاده می‌شد.

فرایند تصفیه از واحدهای مختلفی شامل مخزن آنوکسیک (AN)، مخزن هوازی سرپوشیده (CA)، مخازن هیدروپونیک (HP1-HP3)، مخزن کلاریفایر (CL)، پمپ پریستالیک (P1)، مخازن پرورش جلبک (A1-A2)، مخزن ته‌نشینی جلبک (ACL)، فیلتر شنی (S1-S2) و پمپ جریان خروجی (P2) تشکیل شده است. فلودیگرام سیستم و نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است. حجم مفید اولین مخزن ۶۰ درصد حجم کل آن بود. این مخزن به صورت پوشیده نگهداری می‌شد و حاوی ۳۰۰ لیتر مواد پرکننده پلاستیکی بود. شرایط آنوکسیک در مخزن، محیط را برای دنیتریفیکاسیون جریان برگشتی از مخزن هیدروپونیک دوم فراهم می‌آورد. عمل برگشت لجن به وسیله یک پمپ که در هر ساعت ۵ دقیقه کار می‌کرد، انجام می‌گرفت. در مدت این ۵ دقیقه پمپ قادر بود ۵۲/۷ لیتر فاضلاب را که معادل لجن

تخلیه ازت و فسفر به منابع آبی باعث ایجاد اتریفیکاسیون شده و مشکلات فراوانی از جمله طعم و بوی آب برای مصرف کنندگان ایجاد می‌نماید. به همین دلیل از اوائل سال ۱۹۷۰ در بسیاری از کشورها محدودیت‌هایی برای تخلیه این عناصر وضع گردید [۱] و اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب به فرایندهای حذف بیولوژیکی ازت و فسفر مجهز شدند. یکی از متداول‌ترین فرایندهای حذف مواد مغذی، روش نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی است. در این روش ازت آمونیاکی به نیترات تبدیل می‌شود. اکسیداسیون بیولوژیکی توسط باکتری‌های اتوتروف اکسیدکننده آمونیاک انجام می‌گیرد. در مرحله بعد باکتری‌های هترتروف در شرایط آنوکسیک عمل دنیتریفیکاسیون را انجام داده و نیترات را به گاز ازت تبدیل کرده و سرانجام از سیستم دفع می‌کنند [۲]. برای اولین بار در ایالات متحده، در این سیستم گیاهانی با ریشه بلند در سطح راکتورهای هوازی کشت داده شد تا با جذب بیشتر مواد مغذی نه تنها موجب افزایش راندمان سیستم گردند، بلکه ضمن آن گیاهان با ارزشی را نیز پرورش دهند [۳]. در سایر نقاط دنیا نیز مطالعاتی در ارتباط با نقش گیاهان در کاهش مواد مغذی انجام شده است [۴ و ۵]. از سال ۱۹۹۶ در شهر استکهلم سیستم مشابهی در مقیاس کوچک راه‌اندازی و مورد بهره‌برداری قرار گرفته و در سال‌های بعد در این سیستم برای حذف فسفر، از مخازن پرورش جلبک و فیلتر شنی استفاده شده است. در این تحقیق راندمان این سیستم در شرایط آب و هوایی سوئد مورد بررسی قرار گرفت. این تحقیق در تابستان سال ۲۰۰۳ در خلال فرصت مطالعاتی در آن کشور با هدف تعیین میزان کاهش مواد مغذی و مواد آلی انجام شد و سایر پارامترهای فیزیکی و میزان جریان نیز جهت توصیف فرایند پایش گردید.

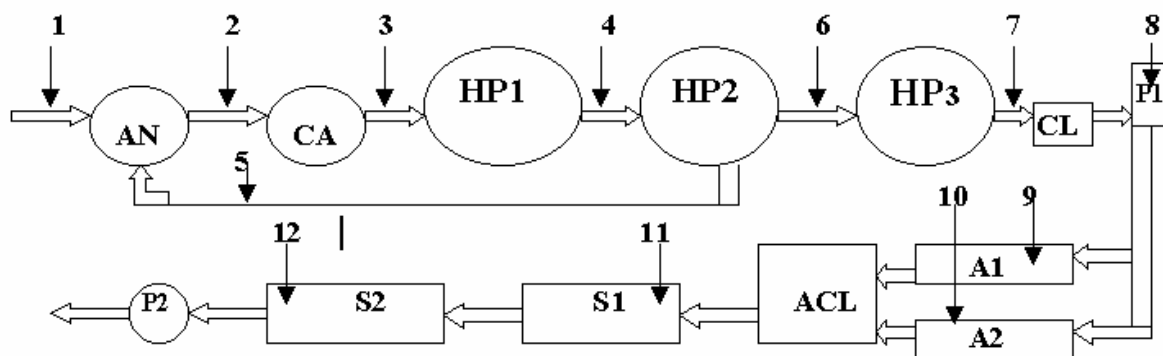
۴ میلی‌گرم در لیتر و در HP3 به مقدار ۷ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. خروجی پساب ته‌نشین شده از مخزن ته‌نشینی توسط یک پمپ (P1) به تانک‌های جلبک هدایت می‌گردید. این تانک‌ها به طور مرتب هوادهی می‌شد به طوری که جلبک‌ها به حالت تعلیق قرار بگیرند. در این تانک‌ها به علت فعالیت جلبک‌ها، اکسیژن به حالت فوق اشباع می‌رسید. پساب این تانک‌ها به فیلترهای شنی هدایت می‌شد. خصوصیات فیزیکی و شرایط بهره‌برداری در خلال مدت آنالیز در جدول ۱ نشان داده شده است. زمان ماند هیدرولیکی در کل سیستم ۱۳ روز بود. شکل ۶ کل سیستم را نشان می‌دهد.

### مواد و روش‌ها

برای تعیین راندمان سیستم در حذف COD، نیتروژن و فسفر نمونه‌هایی از فاضلاب ورودی و خروجی واحدهای مختلف برداشت شد. محل نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است. نمونه‌برداری به صورت لحظه‌ای در ساعت ۹/۳۰ دقیقه صبح هر روز انجام می‌شد و جمعاً در طول تابستان حدود ۶۶ روز نمونه‌برداری انجام شد. DO، pH، درجه حرارت و هدایت الکتریکی در نمونه‌های تازه گرفته شده با دستگاه HACH Sens10N156 اندازه‌گیری شد. شکل‌های مختلف نیتروژن شامل آمونیوم، نیتريت و نیترات در نمونه‌های ۵ میلی لیتری و با معرف Merck به ترتیب معرف ۱/۱۴۷۵۲ برای آمونیوم، معرف ۱/۱۴۷۷۳ برای نیتريت و معرف

برگشتی حدود ۲۲۶ درصد می‌باشد را به مخزن آنوکسیک هدایت نماید. در اولین مخزن هوازی (CA)، هضم هوازی مواد آلی آغاز می‌شد. حجم مفید این مخزن به میزان ۶۰٪ حجم کل آن بود و در سطح به وسیله بستری از خاک به ضخامت ۴۵ سانتی‌متر پوشیده شده بود. ارتباط بین AN و CA به نحوی بود که گازهای ایجاد شده در مخزن AN به مخزن CA منتقل می‌شد. بستر خاکی قابلیت خوبی در جذب گازهای خروجی از مخزن AN داشت به نحوی که هیچ بوی زننده‌ای در محیط به مشام نمی‌رسید. مخزن CA به طور مرتب برای تأمین مقادیر بالای اکسیژن، هوادهی می‌شد.

در سه مخزن هیدرو پونیک بعدی (HP1-HP3)، ضمن هوادهی، گیاهان ریشه بلند نیز پرورش می‌یافت. هر مخزن هیدرو پونیک ۱/۵۷ مترمکعب حجم مفید و ۱/۹۶ مترمربع سطح مخزن داشت که فضای مناسبی برای رشد گیاهان فراهم می‌آورد. فاضلاب خروجی از مخزن HP3، به منظور پمپاژ لجن ته‌نشین شده به مخزن AN، به مخزن ته‌نشینی هدایت می‌شد. در هنگام انجام این تحقیق حجم لجن ته‌نشین شده بسیار محدود بود و لذا برگشت لجن از این ناحیه صورت نگرفت. مخازن هیدرو پونیک به طور متناوب هوادهی می‌شد. برای ده دقیقه هوادهی می‌شد و پس از ۵ دقیقه قطع هوادهی مجدداً برای ده دقیقه هوادهی می‌گردید؛ به نحوی که میزان اکسیژن بین ۳/۵ تا ۴/۶ میلی‌گرم در لیتر نوسان داشت. HP2 و HP3 به ترتیب مدت ۶۰ و ۲۰ ثانیه به ترتیب هر ۵ دقیقه یک‌بار هوادهی می‌شد. میزان اکسیژن در HP2 به مقدار



شکل ۱- جانمایی واحدهای مختلف و جریان‌های ورودی و خروجی به همراه نقاط نمونه‌برداری در سیستم تصفیه

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شرایط بهره برداری سیستم در واحدهای مختلف

واحدهای مختلف	سطح (m <sup>2</sup> )	حجم مفید (m <sup>3</sup> )	زمان ماند (ساعت)	DO (mg/L)	درجه (°C)	pH
AN	۰/۷۳۹	۰/۵۹۱	۷/۹	۱/۶-۲/۷	۱۹/۹-۲۱/۹	۷/۴-۷/۶
CA	۰/۷۳۹	۰/۵۹۱	۷/۹	۵/۴-۶/۵	۲۰/۱-۲۲/۱	۷/۸-۸/۰
HP1	۱/۹۶۰	۱/۵۶۸	۲۰/۶	۳/۹-۴/۵	۲۰/۳-۲۲/۳	۷/۶-۷/۸
HP2	۱/۹۶۰	۱/۵۶۸	۲۰/۶	۳/۹-۴/۷	۲۰/۵-۲۲/۵	۷/۴-۷/۶
HP3	۱/۹۶۰	۱/۵۶۸	۶۷/۳	۶/۱-۷/۰	۲۰/۷-۲۲/۷	۷/۴-۷/۷
A1	۱/۶۱۵	۰/۵۰۱	۴۵/۷	۱۰/۲-۱۰/۶	۱۹/۶-۲۲/۰	۸/۳-۸/۷
A2	۱/۶۱۵	۰/۵۰۱	۴۵/۷	۱۰/۰-۱۱/۰	۱۹/۵-۲۱/۹	۸/۴-۸/۶
S1	۱/۱۱۱	۰/۰۸۶	۴/۰	۷/۳-۸/۰	۱۹/۹-۲۲/۱	۸/۲-۸/۶
S2	۱/۱۱۱	۰/۰۸۶	۴/۰	۱/۳-۲/۱	۱۹/۹-۲۲/۱	۷/۷-۷/۹

جدول دیده می‌شود، مقدار مربوط به گونه‌های مختلف نیتروژن نسبت به فاضلاب‌های خانگی قدری بالاتر است. مقدار فسفر ورودی در دامنه معمول مربوط به فاضلاب‌های خام خانگی است. سایر پارامترها نیز در دامنه معمول فاضلاب‌های خانگی می‌باشند. نسبت COD/BOD کمتر از ۲ بود که نشان دهنده تجزیه بیولوژیکی ساده مواد آلی در فاضلاب ورودی می‌باشد.

#### ب- تبخیر

برای محاسبه تبخیر در سیستم، جریان ورودی برای مدت سه روز قطع شد و سطح مخازن مختلف ایزوله گردید. بعد از سه روز مجدداً ارتفاع مایع در مخازن محاسبه شد. در این فصل سال درجه حرارت مایع از ۲۲°C به طور معمول بیشتر و دامنه نوسان آن از ۲۹°C-۲۱°C متغیر بود. مقدار تبخیر محاسبه شده کم و کمتر از یک درصد حجم کل مایع در روز بود. بیشترین مقدار تبخیر مربوط به مخازن هیدروپونیک بود که علت آن احتمالاً "تبخیر و تعریق به علت رویش گیاهان می‌باشد.

#### ج- حذف COD

فرایندهای بیولوژیکی در مخزن آنوکسیک حدود ۲۱٪ از COD ورودی را حذف می‌نمود. غلظت بالای COD در پساب خروجی از مخزن آنوکسیک نشان دهنده برگشت لجن مناسب و شرایط مناسب برای دنیتریفیکاسیون در این مخزن می‌باشد

۱/۱۴۷۷۶ برای نترات با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر Zeiss Spekol 1100 اندازه‌گیری شد. نیتروژن کل، فسفر کل، ارتوفسفات و COD با دستگاه HACH DR/2010 و طبق دستورالعمل دستگاه انجام شد. مواد معلق طبق روش استاندارد متد (۱۹۹۵) اندازه‌گیری گردید [۷].

برای تعیین سرعت دنیتریفیکاسیون، ابتدا ۱۰ میلی‌لیتر از بیوماس موجود در مخزن آنوکسیک تهیه می‌شد. در مرحله بعد به یک سری از لوله‌های آزمایش حاوی ۵ میلی‌لیتر آب مقطر یک قاشق معرف NO<sub>2</sub> و نیز ۵ ml نمک NaNO<sub>2</sub> اضافه شد. سپس به غیر از لوله آزمایش اول که به عنوان شاهد در نظر گرفته می‌شد، به بقیه لوله‌ها مقدار ۲۰۰ ml نمونه لجن اضافه گردید و به ترتیب بعد از هر ده دقیقه با دستگاه اسپکتروفوتومتر در طول موج ۵۲۵ nm رنگ نمونه‌ها قرائت شد. آزمایش تا بی رنگ شدن نمونه ادامه یافت و در نهایت با رسم نمودار غلظت نیتريت بر حسب زمان و تعیین ضریب زاویه خط مقدار سرعت دنیتریفیکاسیون محاسبه گردید [۸].

#### نتایج و بحث

##### الف- مشخصات فاضلاب ورودی

مشخصات فاضلاب ورودی که عمدتاً از مناطق مسکونی و مراکز آموزشی بود، در جدول ۲ آمده است. همان‌گونه که در

(شکل ۲). میزان حذف در مخزن هوازی سرپوشیده بالا بوده که نشان دهنده هضم هوازی در این مخزن می باشد. حذف بیشتر در مخازن هیدروپونیک انجام می گرفت. مجموعاً در مخازن CA و HP1-HP3 حدود ۶۹٪ COD کاهش می یافت. میزان حذف COD در تانک جلبک و فیلتر شنی قابل اغماض بود. راندمان کل سیستم در حذف COD مجموعاً حدود ۹۰٪ بود.

#### د- حذف نیتروژن

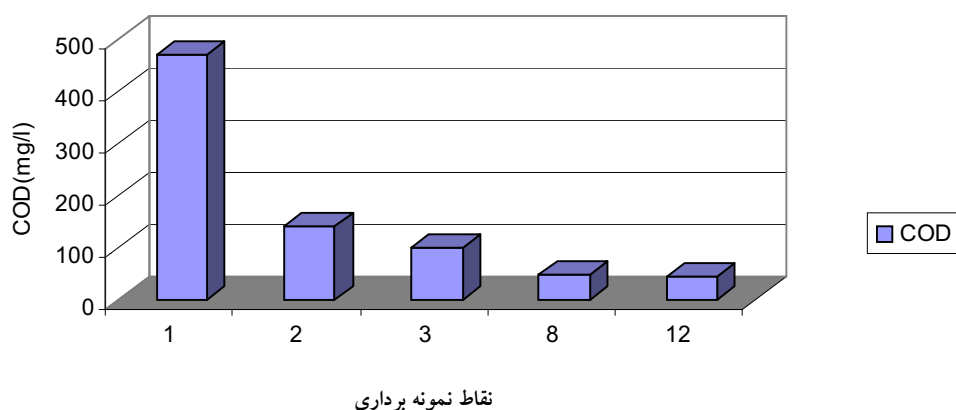
رقیق شدن فاضلاب ورودی و کاهش غلظت نیتروژن را به وضوح می توان در شکل ۳ در مقایسه با مقدار آمونیوم در جریان ورودی و خروجی از مخزن آنوکسیک (نقاط نمونه برداری ۱ و ۲) مشاهده کرد. در مخزن CA نیتریفیکاسیون مشاهده نمی شود. نیتریفیکاسیون در مخازن هیدروپونیک (نقاط نمونه برداری ۴ و ۶ و ۷) رخ می دهد. مطالعات قبلی نشان می دهد که گیاهان نقش مهمی در حذف آمونیوم که در واقع به عنوان سوبستره برای باکتری های نیتریفایر دارد، ایفا می نمایند [۶]. غلظت آمونیوم  $mg/l$  ۲۳/۱ بر حسب  $(NH_4-N/L)$  به  $mg/l$  ۷/۹ در اولین مخزن هیدروپونیک

می رسد. نیتریفیکاسیون در دومین مخزن هیدروپونیک کامل می شود و در واقع تمام آمونیوم به نیترات تبدیل می گردد. غلظت نیتريت در این مرحله قابل اغماض بود.

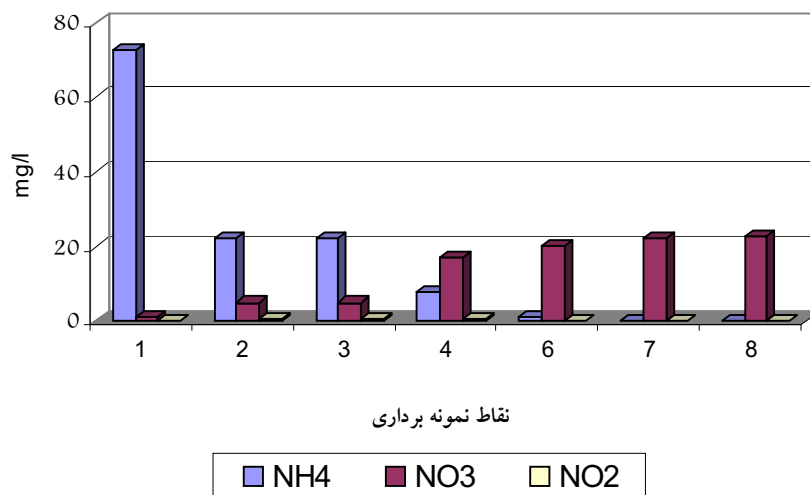
در این سیستم جریان برگشتی حاوی مقادیر زیاد نیترات از دومین مخزن هیدروپونیک به مخزن آنوکسیک وارد می شد (نقطه نمونه برداری ۶). میزان کاهش نیتروژن در این سیستم ۷۱/۸٪ می باشد. نیترات جریان برگشتی با غلظت  $mg/l$  ۲۱/۴ بر حسب  $NO_3-N/L$ ، تقریباً به طور کامل در مخزن آنوکسیک حذف می گردید. این نشان می دهد که محدودیت حذف نیترات بستگی به محدودیت میزان جریان برگشتی دارد. مطالعات قبلی در سیستم های مشابه نشان می دهد که میزان جذب و حذف توسط گیاهان در این سیستم حدود ۴٪ حذف کل نیتروژن در این سیستم می باشد [۳ و ۶]. غلظت نیتريت در مخزن آنوکسیک  $mg/l$  ۰/۶ بر حسب  $NO_2-N/L$  می باشد. این سیستم از نظر کاهش نیتروژن در حالت پایدار قرار داشت.

جدول ۲- مشخصات جریان ورودی به سیستم تصفیه

پارامتر	واحد	میانگین
نیتروژن کل	$gN/m^3$	۹۳/۷
نیتروژن آمونیاکی	$gN/m^3$	۷۲/۵
نیتريت	$gN/m^3$	۱/۰
نیترات	$gN/m^3$	۰/۰۳
فسفر کل	$gP/m^3$	۱۵/۱
ارتوفسفات	$gP/m^3$	۱۱/۰
COD	$gO_2/m^3$	۴۷۱
BOD <sub>5</sub>	$gO_2/m^3$	۲۸۶
SS	$Gss/m^3$	۷۲/۵
هدایت الکتریکی	$10\mu S/cm$	۱۶۰
pH		۷/۲



شکل ۲- غلظت COD در نقاط مختلف سیستم



شکل ۳- غلظت نیتروژن در نقاط مختلف سیستم

#### د- حذف فسفر

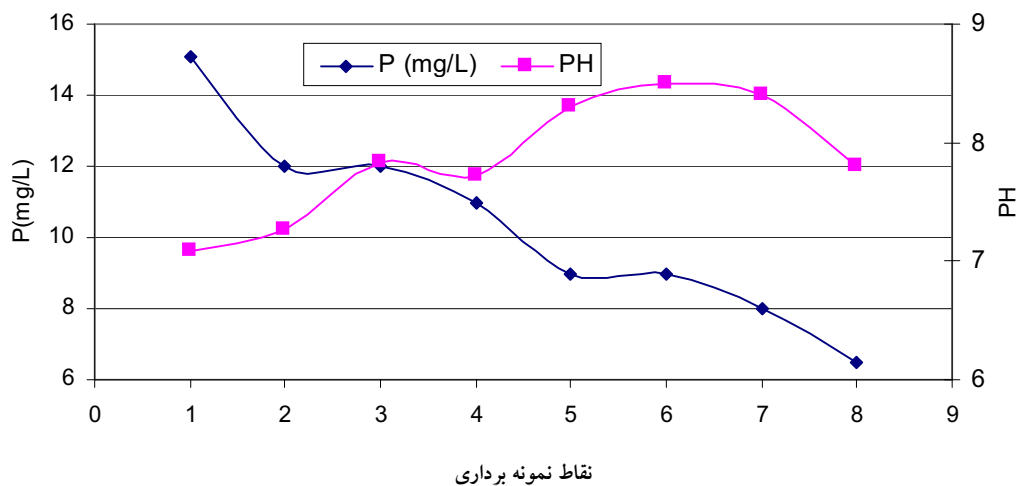
حذف فسفر از فاضلاب در این سیستم توسط جذب بیولوژیکی، ترسیب شیمیایی طبیعی و چسبندگی به مواد پرکننده فیلترهای شنی صورت می‌گرفت. فاضلاب ورودی حاوی  $15/1 \text{ mg P/L}$  بود. از این مقدار  $4/5\%$  در مخزن آنوکسیک حذف می‌گردید. مقداری از حذف نیز در مخازن هیدروپونیک انجام می‌شد که تصور می‌شود علت آن جذب توسط گیاهان و نیز بیوفیلم روی ریشه گیاهان رشد داده شده در سطح مخازن باشد. گیاهان به خوبی بر روی سطح مخازن رشد کرده و از مواد مغذی فاضلاب استفاده می‌کردند ولی از

نقطه نظر اثر بر راندمان تصفیه هنوز به میزان جذب قابل قبولی نرسیده بودند. برای افزایش میزان جذب گیاهی، احتمالاً به سطح بیشتر و زمان ماند طولانی‌تری احتیاج است. هدف از راه‌اندازی مخازن جلبک، حذف بیشتر فسفر بوده است. جلبک‌های میکروسکوپی دارای میزان رشد بالایی به علت بالا بودن نسبت سطح به حجم خود دارند. در این بررسی، ملاحظه شد راندمان مخازن جلبک در حذف فسفر  $27/6\%$  بود (نقطه نمونه گیری ۱۱)؛ هرچند مطالعات قبلی نشان می‌دهد که مخازن جلبک دارای توانایی حذف  $95\%$  از پساب خروجی مخازن هیدروپونیک را در صورت شرایط مطلوب می‌توانند

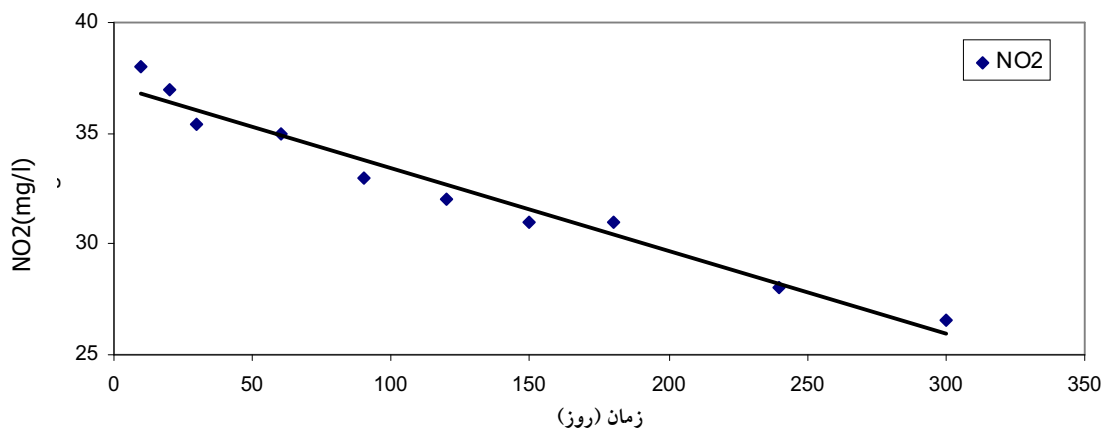
شرایط مناسب جهت حذف لازم برسد. شکل ۴ تغییرات غلظت فسفر را در قسمت‌های مختلف به همراه pH نشان می‌دهد.

ر- سرعت دنیتریفیکاسیون توسط باکتری‌های کوموناس دنیتریفیکانس در شرایط آب و هوایی سوئد بین ۰/۶ تا ۳/۸ میلی‌گرم در لیتر  $\text{NO}_2$  در هر دقیقه گزارش شده است که نسبتاً بالا می‌باشد [۸]. در این تحقیق مقدار متوسط سرعت دنیتریفیکاسیون در مخزن آنوکسیک (AN) با توجه به داده‌های موجود در شکل ۵ حدود یک میلی‌گرم در لیتر  $\text{NO}_2$  در دقیقه محاسبه گردید که در دامنه معمول سرعت دنیتریفیکاسیون در این شرایط آب و هوایی قرار می‌گیرد.

داشته باشند [۹]. این ظرفیت کاهش احتمالاً مربوط به pH بالا و ترسیب شیمیایی متعاقب آن و نیز جذب بیولوژیکی می‌باشد. در آن مطالعه بالاتر رفتن pH از ۱۰ به علت مصرف  $\text{CO}_2$  به وسیله جلبک توجیه شده بود. البته لازم به ذکر است تا زمان مطالعه هنوز مخازن جلبک به شرایط ایده‌آل خود نرسیده بودند؛ لذا راندمان آن‌ها به طور کامل قابل ارزیابی نیست. در فیلترهای شنی فسفر می‌تواند جذب مواد پرکننده فیلتر و یا جذب بیولوژیکی فیلم‌های روی مواد پرکننده گردد. بعد از مرحله فیلتراسیون و در مجموع این سیستم تنها توانایی حذف ۴۷٪ از فسفر ورودی را داشت. استاندارد پساب خروجی در کشور سوئد میزان مجاز حذف فسفر را  $0.5 \text{ mgP/L}$  بیان می‌کند که از این لحاظ سیستم می‌بایست به



شکل ۴- تغییرات غلظت فسفر و pH در نقاط مختلف نمونه‌برداری در سیستم



شکل ۵- تعیین سرعت دنیتریفیکاسیون



شکل ۶- شکل کلی سیستم و نمایش پرورش گیاهان آبی در سطح مخازن هیدروپونیک

### نتیجه‌گیری

۹۰ درصد COD در این سیستم در تصفیه بیولوژیکی و

مخازن هیدروپونیک کاهش می‌یابد.

در مخازن هیدروپونیک نیتریفیکاسیون، ریشه گیاهان و باکتری‌های نیتریفایر بر سطح آن در حذف مواد مغذی مؤثرند. مخازن آنوکسیک به خوبی شرایط دنیتریفیکاسیون را ایجاد کرده و قابلیت حذف ۷۲٪ از ازت ورودی را دارند.

حذف فسفر در این سیستم ۴۷٪ بوده که علت اصلی حذف وجود مخازن جلبک و فیلترهای شنی می‌باشد.

یک سیستم تصفیه بیولوژیکی متعارف به همراه مخازن هیدروپونیک و جلبک برای حذف مواد آلی و نیز حذف ازت و فسفر فاضلاب‌های خانگی استفاده می‌شد. عملکرد این سیستم نشان داد که تحت شرایط آب و هوایی کشور سوئد به خوبی پایدار بوده و راندمان مطلوبی دارد.

### منابع

- 1-Metcalf & Eddy., (2003). "Wastewater Engineering Treatment and Reuse", forth Edition, Mc Graw Hill.
- 2- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. and Arvin, E., (2002). "Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes", 3<sup>rd</sup> edn, Springer , Heidelberg.
- 3- Todd, J., and Josephson, B., (1996). "The Design of Living Technologies for Waste Treatment ", Ecological Engineering, 6(1-3), 109-136. Vol. 6 (1-3), pp. 109-136.
- 4- Guterstam, B., (1996). "Demonstrating Ecological Engineering for Wastewater Treatment in a Nordic Climate using Aquaculture Principles in a Greenhouse Mesocosm ", Ecological Engineering, 6(1-3), 73-97. Vol. 6(1-3), pp. 73-97.
- 5- Hinge, J. and Hamish, S., (1997). "Solar Wastewater Treatment in Denmark: Demonstration Project at the Danish Folkecenter for Renewable Energy ", In: Ecological Engineering for Wastewater Treatment, C. Etner and B. Guterstam (ed), 2<sup>nd</sup> ed, pp. 123-126. CRC Press ,Inc., Boca Raton.
- 6- Peterson, S.B., and Teal, J.M., (1996). "The Role of Plants in Ecologically Engineered Wastewater Treatment System", Ecological Engineering, Vol. 6(1-3), pp. 137-148.
- 7- APHA., (1995). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater ", 19<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington DC, USA.
- 8-Gumaelius, L., (1999). "Charactarisation and Description of Comamonas Denitrificans Sp. nov., an Efficient Denitrifying Baeterium Isolated from Activated Sludge ", Ph.D Thes. s., Department of Biotechnology, Microbiology, Royal institute of Technology, Stockholm Sweden.
- 9- Larsdotter, K., Oliviusson, B., Soderback, E. and Dalhammar, G., (2002). "Phosphorus Removal from Wastewater by Microalgae in a Greenhouse in Sweden During Winter. In: Book of Posters", 1<sup>st</sup> Congress of the International Society for Applied Phycology, 9<sup>th</sup> International Conference on Applied Algology, Aguadulce, Roquetas de Mar, Almeria, Spain.