Civil and Project Journal, 2022, 4(10), 11-21
https://doi.org/10.22034/CPJ.2022.377302.1165

Civil and Project Journal
http://www.cpjournals.com/

Review Article

Investigating the Effect of Salinity on Biological Wastewater Treatment (A Review Study)

Naeim Banisaeid[1*], Nematollah Jafarzadeh Haghighi Fard[2]

1. Ph.D. Student in Environmental Engineering - Water & Wastewater, Islamic Azad University, Ahvaz Branch, Ahvaz, Iran
2. Toxicology Research Center, Ahvaz Medical Science Jondyshapur University, Ahvaz, Iran

Received: 18 December 2022; Revised: 29 December 2022; Accepted: 29 December 2022; Published: 29 December 2022

Abstract

Background and Objective: Freshwater salinization in the world occurs during man-made urban and industrial activities. These activities range from groundwater abstraction for drinking water in coastal areas to the level at which seawater overflows with fresh water to de-hardening processes in industrial use to prevent damage to facilities. Materials and Methods: In this research, using the study of reference books as well as internet search, with google search engine, in databases of springer, science direct, online library wiley, iwap online, etc., articles related to biological treatment of saline wastewater, checked. Results: The results show that the performance of bacterial metabolism, among other factors, depends on the ambient osmotic pressure, which is closely related to the concentration of salt in the mineral liquid. High salt concentration has direct and indirect effects on bacterial activity and this will have a significant impact on the capacity to use biological processes in saline wastewater put. Conclusion: The best way to treat this type of wastewater is to use halophilic bacteria that are less sensitive to salt additions. Phosphorus removal and nitrogen oxidation are more sensitive to the removal of organic matter in these wastewaters. In general, according to studies, the use of combined anaerobic-aerobic process can create a higher efficiency in the treatment of such wastewater, provided that if the amount of salt is added to more than 12% of halophilic bacteria is added to the system.

Keywords:

Treatment method, Saline wastewater, Biological treatment, Salinity effect.

Cite this article as: Banisaeid N, Jafarzadeh Haghighi Fard N. (2022). Investigating the Effect of Salinity on Biological Wastewater Treatment (A Review Study). Civ Proj J ;4(10):11–21. https://doi.org/10.22034/cpj.2022.377302.1165

ISSN: 2676-511X / **Copyright:** © 2022 by the authors.

Open Access: This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons licence, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons licence, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons licence and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this licence, visit https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Journal's Note: CPJ remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

*Corresponding author E-mail address: *nbanisaeid@gmail.com*

نشریه عمران و پروژه، ۱۴۰۱، ۴(۱۰)، ۱۱-۲۱
https://doi.org/10.22034/CPJ.2022.377302.1165

نشریه عمران و پروژه
http://www.cpjournals.com/

بررسی تاثیر شوری بر تصفیه بیولوژیکی فاضلاب ها (یک مطالعه مروری)

نعیم بنی سعید*[1]، نعمت الله جعفرزاده حقیقی فرد[2]

۱. دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست- آب و فاضلاب، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اهواز، اهواز، ایران

۲. مرکز تحقیقات سم شناسی، دانشگاه علوم‌پزشکی جندی شاپور اهواز، اهواز، ایران

تاریخ دریافت: ۲۷ آذر ۱۴۰۱؛ تاریخ بازنگری: ۰۸ دی ۱۴۰۱؛ تاریخ پذیرش: ۰۸ دی ۱۴۰۱؛ تاریخ انتشار آنلاین: ۰۸ دی ۱۴۰۱

چکیده

زمینه و هدف: شور کردن آب شیرین در جهان در طی فعالیت های شهری و صنعتی انسان ساخت رخ می دهد. این فعالیت ها، از برداشت آب زیرزمینی برای مصارف شرب در مناطق ساحلی تا سطحی که آب دریا بر آب شیرین غلبه کند تا فرآیندهای سختی زدایی در مصارف صنعتی، برای جلوگیری از آسیب رسیدن به تاسیسات، را شامل می شوند. روش بررسی: در این تحقیق با استفاده از مطالعه کتاب های مرجع و همچنین جستجوی اینترنتی، با موتور جستجوی google، در پایگاه های اطلاعاتیspringer, science direct, online library wiley, iwap online و... مقالاتی که در ارتباط با تصفیه بیولوژیکی فاضلاب های شور بود، بررسی گردید. یافته ها: نتایج نشان می دهد که عملکرد متابولیسم باکتریایی، علاوه بر عوامل دیگر، بستگی به فشار اسمزی محیطی دارد که این خود ارتباط نزدیکی با غلظت نمک در مایع معدنی دارد. غلظت بالای نمک دارای اثرات مستقیم و غیر مستقیم بر فعالیت باکتری ها بوده و این خود بر ظرفیت استفاده از فرآیندهای بیوژیکی در فاضلاب های شور تاثیر بسزایی خواهد گذاشت. استفاده از باکتری های شوردست نتایج خوبی داشته است. حذف فسسفر و اکسیداسیون نیتروژن نسبت به حذف مواد آلی در این نوع فاضلاب ها از حساسیت بیشتری برخوردار است. نتیجه گیری: در کل با توجه به مطالعات انجام شده استفاده از فرآیند توام بی هوازی – هوازی می تواند در تصفیه اینگونه فاضلاب ها راندمان بالاتری را ایجاد نماید مشروط بر اینکه در صورت افزایش میزان نمک به بیش از ۱۲٪ باکتری های شوردوست به سیستم اضافه شود.

کلمات کلیدی:

روش تصفیه، فاضلاب شور، تصفیه بیولوژیکی، تاثیر شوری.

* پست الکترونیک نویسنده مسئول:*nbanisaeid@gmail.com*

۱. مقدمه

شور کردن آب شیرین در جهان در طی فعالیت های شهری و صنعتی انسان ساخت رخ می دهد. این فعالیت ها، از برداشت آب زیرزمینی برای مصارف شرب در مناطق ساحلی تا سطحی که آب دریا بر آب شیرین غلبه کند تا فرآیندهای سختی زدایی در مصارف صنعتی، برای جلوگیری از آسیب رسیدن به تاسیسات، را شامل می شوند. مواد محلول بصورت طبیعی در آب ها وجود دارند و برای سلامت انسان ها و حیات موجودات یک ضرورت هستند هر چند که این اثر تنها در سطحی که موجودات به آن نیاز دارند، مفید است. نمک های سدیم(بخصوص NaCl) یکی از این نمک های غالب است که در خاک ها و آب های زیرزمینی یافت می شود. ولی نمک های دیگر مانند سایر کاتیون ها و آنیون ها در غلظت های مختلف مانند کلسیم، منیزیم، آهن، بارون، سولفات، کربنات و بی کربنات بسته به محل ویژه آنها یافت می شوند. اگر نمک ها از حد مجاز خود فراتر بروند باعث نابودی اکوسیستم و موجودات خواهند شد. شورسازی آب ها در جهان با شور شدن خاک ها نسبت مستقیم دارد. معمولا شور شدن خاک ها در مناطق خشک و نیمه خشک رخ می دهد [۱].

۲. روش بررسی

در این تحقیق با استفاده از مطالعه کتاب های مرجع و همچنین جستجوی اینترنتی، با موتور جستسجوی google، در پایگاه های اطلاعاتی springer, science direct, online library wiley, iwap online و... مقالاتی که در ارتباط با تصفیه بیولوژیکی فاضلاب های شور بود، بررسی گردید. نتایج این تحقیق در ادامه ارائه شده است.

۳. یافته ها

عملکرد متابولیسم باکتریایی، علاوه بر عوامل دیگر، بستگی به فشار اسمزی محیطی دارد که این خود ارتباط نزدیکی با غلظت نمک در مایع معدنی دارد[۲]. در شرایط کم نمک، فشار اسمزی داخل باکتری بیشتر از فشار مایع و آب اطراف آن است و مولکول ها تمایل دارند به داخل سلول ها منتقل شوند تا فشار اسمزی متعادل شود. این جریان آب باعث متورم شدن و حتی شکستن میکروارگانیسم ها (فشار توگور) می شود. اگر غلظت نمک به صورت مرحله ای افزایش یابد، فعالیت میکروبی تحریک می شود و این تا زمانی است که فشار اسمزی، بهینه ترین فعالیت میکروبی را امکان پذیر کند [۳]. افزایش غلظت نمک می تواند منجر به کاهش فعالیت میکروبی شود. با توجه به محدوده غلظت نمک که در آن میکروارگانیسم ها می توانند تحت شرایط مطلوب رشد کنند آنها را می توان به صورت زیر طبقه بندی کرد: میکروارگانیسم های غیر هالوفیلیک که در غلظت کمتر ازgNaCl/L ۱۰ فعالیت می کنند(اما بخشی از آنها می توانند غلظت بالای نمک را تحمل کند)؛ میکروارگانیسم های دریایی یا کمی هالوفیلیک در محدوده gNaCl/L ۳۰-۱۰ فعالیت می کنند؛ آنهایی که نسبتاً هالوفیل هستند در محدوده gNaCl/L ۱۵۰-۳۰ و میکروارگانیسم های بسیار هالوفیل بیش از gNaCl/L۱۵۰[۲]. تاثیر نمک بر فعالیت میکروارگانیسم از چند طریق اتفاق می افتد که آن را می توان در شکل(۱) مشاهده نمود [۱].

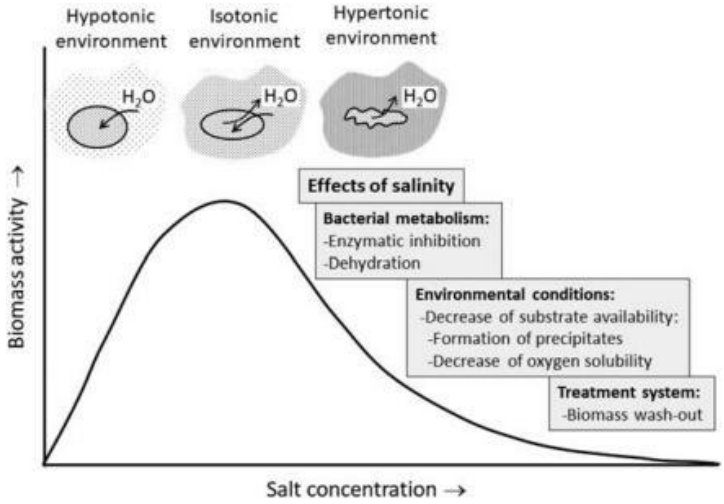
۱. تاثیر مستقیم بر فعالیت باکتری ها از طریق تاثیر بر فعالیت آنزیم ها و متعاقب آن بر کل فعالیت میکروارگانیسم [۴].

۲. در غلظت بالای نمک باعث ایجاد گرادیان فشار اسمزی بین توده مایع و داخل سلولی شده که این خود باعث دهیداتاسیون سلولی و تخریب دیواره سلولی می شود [۵].

۳. افزایش نمک در محیط باعث ترسیب و تجمع نمک در توده زنده باکتری ها و جلوگیری از بدست آوردن غذا برای ادامه حیات آنها می شود. این پدیده مخصوصا برای میکروارگانیسم های با رشد کم در بی هوازی و آناموکس بیشتر تاثیر دارد [۶, ۷].

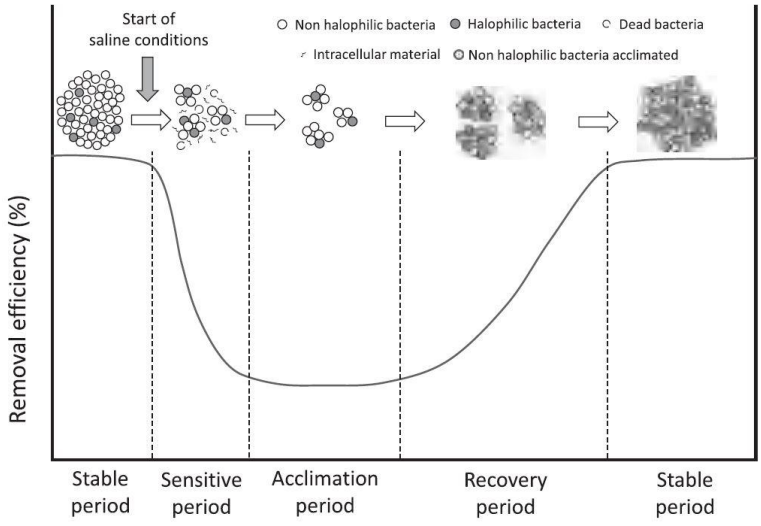
۴. در فرآیندهای لجن فعال، نمک دلیل اصلی شکستن ساختار لخته ای و جلوگیری از رشد میکروارگانیسم های فلامینتوس است و این خود باعث شستشوی توده زنده خواهد شد [۸].

۵. افزایش نمک باعث کاهش انحلال اکسیژن و این خود باعث کاهش توده زنده فعال در فرآیند خواهد شد [۹].



شکل(۱) تاثیر نمک بر فعالیت میکروارگانیسم ها در تصفیه بیولوژیکی

در شکل(۲) فرآیند خوگرفتن جمعیت باکتری با افزایش نمک را نشان می دهد [۱].



شکل(۲) فرآیند خوگرفتن جمعیت میکروبی با افزایش غلظت نمک

میکروارگانیسم های غیرهالوفیک برای تنظیم هر چه بهتر متابولیسم خود در محیط های با غظت بالای نمک نیاز به تولید آنزیم جدید دارند. هر چند که در این محیط ها نرخ ساخت آنزیم نیز کاهش پیدا می کند. برای همین این نوع میکروارگانیسم ها به مدت بیشتری برای ساخت آنزیم نیاز دارند تا با محیط تطابق پیدا کنند [۱۰]. علاوه بر آن، این نوع میکروارگانیسم ها ظرفیت تحمل محدودی در مقابل نمک دارند و بعد از حد معینی قدرت حذف مواد آلی، نیتروژن و فسفر در آنها کاهش و یا کلا متوقف می شود [۱۱]. میکروارگانیسم های هالوفیلیک تاب بیشتری در برابر تغییرات نمک از خود نشان می دهند که در این صورت می توان از این نوع میکروارگانیسم ها در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب استفاده نمود [۱۲]. افزایش فشار اسمزی اثر مستقیمی بر میکروارگانیسم ها در غلظت بالای نمک دارد. این اثر باعث خروج آب از سلول باکتری می شود. در این صورت باکتری ها برای متعادل کردن فشار اسمزی دو سناریو دارند: اولا پمپاژ کردن یون های معدنی(عموما K^+) به داخل سلول بوسیله مکانیسم انقباض

و ثانیا تجمع کردن محلول هایی همچون شکر، آمینواسید، گلایسین بتاین، تری هالوسه و استون [۱۳]. در شکل (۳) می توان این روند را مشاهده نمود [۱]. در شرایط افزایش غلظت مواد محلول، باکتری ها می توانند EPS[1] تولید نمایند. این ترکیبات در چسبیده و گرد هم آوری توده زنده مشارکت دارند اما در بی اثر سازی فشار اسمزی هم نیز دخالت دارند [۱۴]. آنها سلول را احاطه می کنند و باعث تخلیه منفی می شوند [۱۵]. آنها دارای ظرفیت برای پوشش کاتیون نیز هستند [۱۶]. آنها نیز شرکت کننده های اصلی در کاتیون های سمی نمک می باشند[۱۷]. سلول های EPS باعث افزایش ظرفیت نگهداری آب توسط باکتری ها نیز می شوند [۱۸]. در کل، افزایش سلول های EPS در شرایط بالا بودن غلظت نمک، نه تنها باعث تغییر در متابولیسم میکروارگانیسم ها می شود بلکه باعث مرگ سلول های میکروبی و تجزیه قسمتی از لخته های لجن می شود [۱۹, ۲۰].

۴. بحث

۱.۴. فرآیند های هوازی در تصفیه فاضلاب های شور

استفاده از فرآیند هوازی لجن فعال جهت تصفیه فاضلاب های شور از دهه ۴۰ میلادی توسط برخی محققان انجام شده که نتیجه آن راندمان تقریبا برابر با فاضلاب های با غلظت کم نمک بوده است [۲۱]. همچنین مطالعات در خصوص استفاده از میکروارگاسیم های هالوفیلیک در برخی از فاضلاب های شور از دهه ۱۹۹۰ تا کنون ادامه داشته و نتایج رضایت بخشی نیز حاصل شده است. در مطالعاتی که عمدتا با استفاده از فاضلاب مصنوعی انجام شده است نشان می دهد که استفاده از فرآیندهای هوازی همچون لجن فعال، SBR[2]، RBC[3]، IFAS[4]، MBR[5] می توان با راندمانی تا ۹۹ درصد میزان COD را کاهش داد. در این مطالعات میزان غلظت نمک بین ۱۰ تا ۱۵۰ گرم در لیتر بوده اند [۲۲]. در خصوص کاهش مواد آلی در فاضلاب های مصنوعی، دینسر و کارجی(۲۰۰۱) مشاهده نمودند که در فرآیندی همچون لجن فعال در زمانی که میزان غلظت شوری از صفر به ۵ درصد رسید، راندمان حذف COD از ۸۵ به ۵۹ درصد می رسد. این محققان آزمایش را با فرآیند RBC نیز مقایسه نمودند که نتایج نشان داد که با استفاده از این فرآیند، با افزایش غلظت نمک از صفر به ۱۰ درصد، راندمان حذف COD به ۸۰ درصد نیز رسیده است و این در صورتی است که وقتی غلظت نمک تا ۵۰ درصد افزایش یافت، راندمان را بطور چمشگیری کاهش داد [۲۳]. برقعی و همکاران(۱۳۸۴) در مقاله ای استفاده از رآکتور بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR)[6] در تصفیه فاضلاب های شور را با استفاده از مدل ریاضی بررسی نمودند. در این مطالعه عمل تصفیه بر روی فاضلاب مصنوعی ترکیب شده از ملاس رقیق، اوره، نمک های بافر فسفات و انواع غلظت های نمک (NaCl ،(٪۰/۷-۲/۵ در یک راکتور بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR) انجام گردید. جهت راه اندازی لجن برگشتی محیط لجن فعال یک تصفیه خانه شهری به راکتورهای MBBR که ۵۰٪ حجم آن با آکنه هایی به شکل استوانه های کوچک شیاردار و از جنس پلی اتیلن پر شده بود، تلقیح گردید. اثرات متغیرهای مهمی چون بارآلی (Ls)، بار هیدرولیکی (Q/A)، و غلظت نمک در عملکرد سیستم MBBR بررسی شدند. یک مدل ریاضی عملکرد سیستم را در غلظت های مختلف نمک و بارهای آلی متفاوت به طور جداگانه توصیف می نمود. ثابت های مدل با استفاده از اطلاعات آزمایشگاهی اندازه گیری شدند. آنها در این مطالعه نشان دادند که معادلات بدست آمده در شرایط مشابه و در مقادیر امتحان شده از پارامترها می تواند در سیستم های MBBR مورد استفاده قرار گیرد [۲۴]. در مطالعه جوادی و همکاران(۱۳۸۸) مقایسه دو سیستم MBBR وSBR در تصفیه فاضلاب های شور با ایجاد شرایط مناسب و افزایش تدریجی و پله ای غلظت نمک در محدوده (۳/۵٪- ۰٪) و در نتیجه سازگاری میکروارگانیسم ها و تکثیر انواع مقاوم به شوری (هالوفیل ها) در حذف شوری و افزایش تصفیه ترکیبات

1- Extracellular Polymeric Substances
2- sequencing batch reactor
3- rotating biological contactor
4- Integrated fixed-film activated sludge
5- membrane bioreactor
6- moving bed biofilm reactor

آلی مورد بررسی قرار گرفت. مقدار شوری در سیستم ها با پارامترهای مرتبط با شوری نظیر کلرینیتی(Cl) و هدایت الکتریکی (EC)اندازه گیری شده که در ابتدای راهبری، بعد از مرحله سازگاری، راندمان حذف شوری در هر دو راکتور بالا بوده و در ادامه با افزایش غلظت نمک و اثرات مخرب آن بر میکروارگانیسم ها، راندمان در هر دو سیستم کاهش یافته بطوری که در غلظت نمک ۳۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر راندمان (۷۸٪) از راکتور MBBR و (۸۵٪) از راکتورهای متوالی SBR حاصل گردید. همچنین در مورد راندمان حذف بیولوژیکی ترکیبات آلی(COD) در هر دو سیستم با افزایش شوری روند کاهشی مشاهده گردید که در سیستم MBBR راندمان (۶۴٪) و در سیستم متوالی SBR راندمان (۷۰٪) در غلظت نهائی۳۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر بدست آمد. علاوه بر این از میکروارگانیسم های انطباق یافته در بیوراکتورهای مورد استفاده در تحقیق در شوری (۳٪) غلظت نمک، بر روی محیط کشت مولر هینتون آگار کشت و با رنگ های گرم، رنگ آمیزی گردید. که انواعی از باکتری های باسیل و کوکسی شکل گرم منفی و گرم مثبت با پیگمان های صورتی، قرمز و بنفش رنگ و انواعی از پروتوزوآها و اسپریل ها و برخی نماتد ها مشاهده گردید[۲۵]. در مطالعات لیفبور و همکاران(۲۰۰۵)با استفاده از فرآیند SBR، فاضلابی که دارای COD بین ۱/۵ تا ۳/۶ گرم در لیتر COD داشت و TDS آن ۲۱ تا ۵۷ گرم در لیتر بوده، را تصفیه نمودند. در مراحل تصفیه از باکتری های شوردوست نیز استفاده شد که نتایج نشان داد، راندمان تصفیه به تغییر در میزان غلظت مواد محلول، نسبت به تغییر در زمان ماند و بار مواد آلی تثیر بیشتری دارد. میزان راندمان بهینه حذف COD، فسفات، TKN و مواد معلق به ترتیب، ۹۵٪، ۹۳٪، ۹۶٪ و۹۲٪ بوده است [۲۶]. حذف آمونیاک در فاضلاب های شور طی فرآیند متداول لجن فعال اهمیت دو چندان پیدا می کند چرا که به دلیل افزایش نیروی شناوری و خروج لجن از راکتور سن لجن مناسب تامین نمی گردد. نتایج نشان می دهند که با افزایش زمان ماند و غلظت اکسیژن محلول در راکتور هیبریدی، نیتریفیکاسیون بهتری انجام می گیرد و غلظت اکسیژن محلول در این راکتور در مقایسه با راکتور متداول به مراتب بیشتر می باشد[۲۷]. همچنین در صورت استفاده از فرآیند SBR و بکارگیری باکتری های شوردوست و آدابته نمودن آنها با سیستم، می توان راندمان بالای ۹۶ درصد در حذف مواد آلی را بدست آورد [۲۰]. بررسی تشکیل گرانول هوازی در راکتور ناپیوسته متوالی(SBR) برای تصفیه فاضلاب شور نشان داد، گرانول‌های ایجاد شده از نظر رنگ ظاهری دو دسته بودند: گرانول‌هایی به رنگ قهوه‌ای روشن و گرانول‌هایی به رنگ سیاه. همچنین نتایج از این حکایت دارد که گرانول‌های دارای جمعیت باکتریایی غیر رشته ای غالب، دارای فشردگی و سرعت ته‌نشینی بالاتری هستند. حضور غلظت‌های مختلف شوری سبب پلاسمولیز سلول‌های باکتریایی و افزایش غلظت ترکیبات EPS در سیستم و تسریع گرانولاسیون می‌گردد[۲۰]. علیپور و همکاران(۲۰۱۷) در مطالعه ای به این نتیجه رسیدند که میزان NaCl بیشتر از ۸ گرم در لیتر بر راندمان فرآیند بیولوژیکی تصفیه فاضلاب تاثیر کاهشی زیادی می گذارد و پیشنهاد نمودند که در تصفیه این نوع فاضلاب ها بیشتر از فرآیندهای غیر بیولوژیکی استفاده یا از باکتری های شوردوست در فرآیند بیولوژیکی تصفیه فاضلاب شور استفاده شود[۲۸]. بیشتر تحقیقات نشان می دهد که فرآیند هوازی بین ۲۵ تا ۳۰ گرم NaCl در لیتر نتایج رضایت بخشی داشته ولی تحقیقات آرتیجا و همکاران(۲۰۰۸)؛ دینسر و کارجی(۲۰۰۱)؛ جوآنگ و همکاران(۲۰۰۹)؛ کابو و همکاران(۲۰۰۱)؛ لفبور و همکاران(۲۰۰۵) نشان می دهد که فرآیند هوازی در غلظت بین ۸۵ تا ۱۵۰ گرم NaCl در لیتر نیز راندمان خوبی در حذف مواد آلی داشته است [۲۳, ۲۶, ۲۹-۳۱].

مطالعات قبلی توسط آلویی و همکاران(۲۰۰۹)؛ کارجی و دینسر(۱۹۹۷)؛ لفبور و مولتا(۲۰۰۶)؛ نگ و همکاران(۲۰۰۵) نشان می‌دهد که باکتری های هتروتروف غیر نمک دوست، می توانند که فاضلاب با شوری کم(۱۰ گرم NaCl در لیتر) را بدون آدابته سازی باکتری ها تصفیه کنند، ولی فاضلاب های با غلظت ۱۰ تا ۴۰ گرم NaCl در لیتر باید حتما باکتری ها با غلظت نمک آدابته شوند[۲۲, ۳۲-۳۴]. برای غلظت های بالاتر باید از باکتری های نمک دوست همچون سودوموناس پوتییا[7] [۳۰]؛ اچ

[7] - Pseudomonas putida

هالوبیوم[8] [۲۳] یا اس زیلوسوس[9] [۳۵] و مانند آن جهت حذف مواد آلی با راندمان بالا استفاده نمود. مطالعات اکنفلدر و همکاران(۲۰۰۱) نشان داد که میزان حذف BOD در TDS تا ۱۲ درصد به خوبی انجام می گیرد، ولی با افزایش TDS این راندمان کاهش می یابد. از مواردی که در افزایش TDS باید به آن توجه شود میزان ضریب انتقال اکسیژن در حوض هوادهی است که این ضریب با افزایش جامدات محلول نیز تغییر می کند [۳۶]. د اورسولا و همکاران(۲۰۱۱) نشان دادند که با استفاده از فرآیند SBR، می توان COD را با راندمانی بین ۸۱ تا ۹۲ درصد در فاضلاب تا غظت ۶٪ نمک را حذف نمود. ولی با افزایش غلظت نمک در فاضلاب، جمعیت پروتوزآ ها کاهش یافته و باعث از هم گسیختگی لخته های لجن و افزایش کدورت در خروجی فرآیند می شود [۳۷]. مطالعات قبلی انجام گرفته در خصوص تصفیه بیولوژیکی هوازی با استفاده از باکتری های شور دوست، نشان می دهد که می توان با استفاده از این روش راندمان بسیار بالایی(بیش از ۹۰٪) در حذف مواد آلی را بدست آورد [۲۲].

جان پنگ و همکاران(۲۰۲۰) در مطالعه ای با استفاده از راکتور بیوفیلم حاوی جلبک های در گردش، توانستند تا ۲۷ درصد از میزان TDS در فاضلاب را کاهش بدهند. در این مدت میزان TDS کاهش یافته ۲۷۸۳ میلی گرم در لیتر در روز و ۱۹۵۳۰ میلی گرم در مترمربع در روز بوده است. این درحالی است که رشد جلبک های معلق توانست تنها ۳ درصد میزان TDS را کاهش بدهد [۳۸].

۲.۴. فرآیند های بی هوازی در تصفیه فاضلاب های شور

فرآیند تصفیه بی هوازی شامل چهار مرحله[10] است. باکتری های مختلفی در این فرآیند نقش دارند از جمله: هیدرولایتیک[11]؛ اسید فورمینگ[12]؛ باکتری های استوژنیک[13] و گونه های متانوژنیک[14]. قابلیت فرآیند بی هوازی در حذف مواد آلی فاضلاب های شور نیز توسط سیمان کوا و زوارزین(۱۹۹۲) بررسی گردید. آنها این مطالعه را در لاگون با شوری بالا مطالعه نمودند و نتایج رضایت بخشی دریافت نمودند [۳۹]. آسپه و همکاران(۱۹۹۷) نشان دادند که فاضلاب با COD ۴ تا ۶ کیلوگرم در مترمکعب و سولفات ۱/۸۵ کیلوگرم در مترمکعب و کلرور ۱۶/۲ کیلوگرم در مترمکعب با استفاده از باکتری های دریایی بصورت بی هوازی می تواند این فاضلاب را با راندمان ۷۰ تا ۹۰٪ تصفیه نماید [۴۰]. روویروسا و همکاران(۲۰۰۴) فاضلاب خروجی از مزرعه پروش خوک که شوری ۱۵ گرم در لیتر داشت را با استفاده از فرآیند DFAFBR[15] با زمان ماند ۹۶ ساعت میزان COD را تا راندمان ۹۰٪ و با زمان ماند ۱۲ ساعت تا راندمان ۶۸٪ کاهش داد[۴۱]. لفبور و همکاران(۲۰۰۶) هضم بی هوازی فاضلاب شور دباغی را با استفاده از فرآیند UASB مطالعه نمودند که این فرآیند نیز در حذف مواد آلی نتایج رضایت بخشی داشت [۴۲]. مطالعات موتت و همکاران(۲۰۱۴) و ژآئو و همکاران(۲۰۱۷) در خصوص تصفیه بی هوازی فاضلاب های شور بر مرحله متانوژنیک تاکید دارد چون این مرحله به شوری حساسیت بیشتری نشان می دهد [۴۳, ۴۴]. مطالعات چن و همکاران(۲۰۰۸)؛ دویزه و همکاران(۲۰۱۶) و رینزما و همکاران(۱۹۸۸) نشان می دهد که عموما در صورتی که غلظت Na تا ۱۰ گرم در لیتر باشد، فعالیت باکتری های متان ساز مختل نخواهد شد [۶, ۴۵, ۴۶].

---

[8] - H. halobium
[9] - S. xylosus
[10] - 4 stages include;(hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis and methanogenesis)
[11] - hydrolytic
[12] - acid forming
[13] - acetogenic bacteria
[14] - methanogenic archaea
[15]- down-flow anaerobic fixed-bed reactor

۳.۴. استفاده توام از فرآیند های هوازی و بی هوازی در تصفیه فاضلاب های شور

استفاده از فرآیند توام هوازی و بی هوازی در تصفیه فاضلاب های شور در بسیاری از مطالعات بررسی شده است [۴۷]. پانسوارد آنان(۱۹۹۹) در مطالعه ای میزان حذف COD در فاضلاب با غلظت ۳٪ نمک را با استفاده از فرآیند بی هوازی- آنوکسیک و هوازی بررسی نمودند. نتایج نشان داد که این فرآیند قادر به حذف ۷۱٪ مواد آلی بوده است [۴۸]. لیفبور و همکاران(۲۰۰۶) فاضلاب دباغی را با استفاده از فرآیندهای UASB و لجن فعال با غلظت ۷۱ گرم در لیتر نمک را بررسی نمودند که استفاده از این آرایش فرآیند، توانست میزان COD را با بارآلی ۰/۵ کیلوگرمCOD بر مترمکعب در روز و زمان ماند ۵ روز تا ۹۶٪ کاهش دهد[۴۲]. مطالعه بررسی استفاده از فرآیندهای بی هوازی- هوازی در حذف آلودگی های کربنی بوسیله واحد SBR توسط اوگار و کارجی(۲۰۰۴) انجام شد. این مطالعه نشان داد که مراحل بی هوازی، بی اکسیژن و هوازی در این فرآیند در صورت استفاده از غلظت نمک از صفر تا ۶٪ علاوه بر حذف مواد کربنی، باعث حذف نیتروژن و فسفر نیز شده است ولی راندمان حذف آلاینده ها با افزایش نمک، کاهش داشته بطوری که میزان حذف COD از ۹۶٪ به ۳۲٪ ؛ میزان حذف نیتروژن و فسفر از ۹۶٪ به ۳۹٪ رسیده است [۱۲]. در فاضلاب با غلظت نمک ۵٪ در صورت استفاده از فرآیندهای بی هوازی – هوازی با کاربرد باکتری های شوردوست، راندمان حذف به ترتیب برای COD، نیتروژن و فسفر برابر با ۷۳٪، ۵۱٪ و ۳۱٪ و درصورت عدم استفاده از باکتری های شوردوست برابر با ۴۷٪، ۳۶٪ و ۲۱٪ بوده است [۲۲].

۵. نتیجه گیری

غلظت بالای نمک دارای اثرات مستقیم و غیر مستقیم بر فعالیت باکتری ها بوده و این خود بر ظرفیت استفاده از فرآیندهای بیوژیکی در فاضلاب های شور تاثیر بسزایی خواهد گذاشت. بهترین روش برای تصفیه این نوع فاضلاب ها استفاده از باکتری های شوردوست بوده که حساسیت کمتری نسبت به افزایش نمک از خود نشان می دهند. حذف فسسفر و اکسیداسیون نیتروژن نسبت به حذف مواد آلی در این فاضلاب ها از حساسیت بیشتری برخوردارند. در کل با توجه به مطالعات انجام شده استفاده از فرآیند توام بی هوازی – هوازی می تواند در تصفیه اینگونه فاضلاب ها راندمان بالاتری را ایجاد نماید مشروط بر اینکه در صورت افزایش میزان نمک به بیش از ۱۲٪ باکتری های شوردوست به سیستم اضافه شود.

منابع

[1] Á. Val del Río, J. L. Campos Gómez, and A. M. Corral, "Treatment and Valorisation of Saline Wastewater: Principles and Practice," ed: IWA Publishing, 2021.

[2] W. C. L. Lay, Y. Liu, and A. G. Fane, "Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: A review," *Water Research*, vol. 44, no. 1, pp. 21-40, 2010/01/01/ 2010, doi: https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.026.

[3] A. Mosquera-Corral, F. Gonzalez, J. Campos, and R. Méndez, "Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds," *Process Biochemistry*, vol. 40, no. 9, pp. 3109-3118, 2005.

[4] C. Cortés-Lorenzo, M. Rodríguez-Díaz, C. López-Lopez, M. Sánchez-Peinado, B. Rodelas, and J. González-López, "Effect of salinity on enzymatic activities in a submerged fixed bed biofilm reactor for municipal sewage treatment," *Bioresource Technology*, vol. 121, pp. 312-319, 2012/10/01/ 2012, doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.083.

[5] E. Ferrer-Polonio, J. A. Mendoza-Roca, A. Iborra-Clar, J. L. Alonso-Molina, and L. Pastor-Alcañiz, "Comparison of two strategies for the start-up of a biological reactor for the treatment of hypersaline effluents from a table olive packaging industry," *Chemical Engineering Journal*, vol. 273, pp. 595-602, 2015/08/01/ 2015, doi: https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.062.

[6] Y. Chen, J. J. Cheng, and K. S. Creamer, "Inhibition of anaerobic digestion process: A review," *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 10, pp. 4044-4064, 2008/07/01/ 2008, doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057.

[7] A. Dapena-Mora, J. R. Vázquez-Padín, J. L. Campos, A. Mosquera-Corral, M. S. M. Jetten, and R. Méndez, "Monitoring the stability of an Anammox reactor under high salinity conditions," *Biochemical Engineering Journal*, vol. 51, no. 3, pp. 167-171, 2010/09/15/ 2010, doi: https://doi.org/10.1016/j.bej.2010.06.014.

[8] M. M. Amin, M. H. Khiadani, A. Fatehizadeh, and E. Taheri, "Validation of linear and non-linear kinetic modeling of saline wastewater treatment by sequencing batch reactor with adapted and non-adapted consortiums," *Desalination*, vol. 344, pp. 228-235, 2014/07/01/ 2014, doi: https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.03.032.

[9] J. P. Bassin, M. Pronk, G. Muyzer, R. Kleerebezem, M. Dezotti, and M. C. M. van Loosdrecht, "Effect of Elevated Salt Concentrations on the Aerobic Granular Sludge Process: Linking Microbial Activity with Microbial Community Structure," *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 77, no. 22, pp. 7942-7953, 2011/11/15 2011, doi: 10.1128/AEM.05016-11.

[10] J. E. Burgess and B. I. Pletschke, "Hydrolytic enzymes in sewage sludge treatment: a mini-review," *Water Sa*, vol. 34, no. 3, pp. 343-350, 2008.

[11] M. J. Sharrer, Y. Tal, D. Ferrier, J. A. Hankins, and S. T. Summerfelt, "Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system," *Aquacultural Engineering*, vol. 36, no. 2, pp. 159-176, 2007/03/01/ 2007, doi: https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2006.10.003.

[12] F. Kargi and A. Uygur, "Improved nutrient removal from saline wastewater in an SBR by Halobacter supplemented activated sludge," *Environmental engineering science*, vol. 22, no. 2, pp. 170-176, 2005.

[13] H. G. Trüper and E. A. Galinski, "Biosynthesis and fate of compatible solutes in extremely halophilic phototrophic eubacteria," *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 6, no. 2-3, pp. 247-254, 1990, doi: 10.1111/j.1574-6968.1990.tb04098.x.

[14] D. J. Steele, D. J. Franklin, and G. J. C. Underwood, "Protection of cells from salinity stress by extracellular polymeric substances in diatom biofilms," *Biofouling*, vol. 30, no. 8, pp. 987-998, 2014/09/14 2014, doi: 10.1080/08927014.2014.960859.

[15] H. Lu *et al.*, "A holistic analysis of ANAMMOX process in response to salinity: From adaptation to collapse," *Separation and Purification Technology*, vol. 215, pp. 342-350, 2019/05/15/ 2019, doi: https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.01.016.

[16] P. Fang *et al.*, "Impact of sodium ion on multivalent metal ion content in extracellular polymeric substances of granular sludge from an expanded granular sludge bed," *Environmental technology*, vol. 40, no. 23, pp. 3105-3113, 2019.

[17] P. L. McCarty and R. E. McKinney, "Salt Toxicity in Anaerobic Digestion," *Journal (Water Pollution Control Federation)*, vol. 33, no. 4, pp. 399-415, 1961. [Online]. Available: http://www.jstor.org/stable/25034396.

[18] G. Mazor, G. J. Kidron, A. Vonshak, and A. Abeliovich, "The role of cyanobacterial exopolysaccharides in structuring desert microbial crusts," *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 21, no. 2, pp. 121-130, 1996, doi: 10.1111/j.1574-6941.1996.tb00339.x.

[19] X. Tan, I. Acquah, H. Liu, W. Li, and S. Tan, "A critical review on saline wastewater treatment by membrane bioreactor (MBR) from a microbial perspective," *Chemosphere*, vol. 220, pp. 1150-1162, 2019/04/01/ 2019, doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.027.

[20] E. Taheri, M. Hajian nejad, M. M. Amin, H. Farrokhzadeh, M. Hatamzadeh, and M. Vahid Dastjerdi, "Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactor (SBR) Treating Saline Wastewater," *ijhe*, vol. 5, no. 1, pp. 29-40, 2012. [Online]. Available: http://ijhe.tums.ac.ir/article-1-36-fa.html.

[21] S. Pillai and R. Rajagopalan, "Influence of sea water on protozoal activity and purification of sewage by the activated sludge process," *Current Science*, vol. 17, no. 11, pp. 329-329, 1948.

[22] O. Lefebvre and R. Moletta, "Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review," *Water Research*, vol. 40, no. 20, pp. 3671-3682, 2006/12/01/ 2006, doi: https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.027.

[23] A. R. Dinçer and F. Kargi, "Performance of rotating biological disc system treating saline wastewater," *Process Biochemistry*, vol. 36, no. 8, pp. 901-906, 2001/03/01/ 2001, doi: https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00287-9.

[۲۴] م. برقعی, ا. حسنی, ن. امانی and ا. جاوید, "مدل ریاضی رآکتور بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR) در تصفیه فاضلاب های شور ,(in fa) "فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست.2006 ,2-15 ,pp. 4 ,no. 7 ,vol. ,

[Online]. Available: https://jest.srbiau.ac.ir/article_355.html.

[۲۵] جوادی. خدیجه، بیتا آیتی، حسین گنجی دوست، "مقایسه دو سیستم MBBR و SBR در تصفیه فاضلابهای شور," پایان نامه کارشناسی ارشد, دانشگاه تربیت مدرس, وزارت علوم، تحقیقات و فناوری - دانشگاه تربیت مدرس, تهران.1388 ,

[Online]. Available: https://ganj.irandoc.ac.ir//#/search?keywords=

[26] O. Lefebvre, N. Vasudevan, M. Torrijos, K. Thanasekaran, and R. Moletta, "Halophilic biological treatment of tannery soak liquor in a sequencing batch reactor," *Water Research*, vol. 39, no. 8, pp. 1471-1480, 2005/04/01/ 2005, doi: https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.038.

[۲۷] ن. سلمانی خاص, م. تیزقدم ,ع. رشیدی مهرآبادی, "ارزیابی فرایند نیتریفیکاسیون درتصفیه فاضلابهای شور توسط راکتور هیبریدی و مقایسه آن با لجن فعال متداول ,(in fa) "محیط شناسی

, vol. 42, no. 1, pp. 169-175, 2016, doi: 10.22059/jes.2016.58113.

[28] V. Alipour, F. Moein, and L. Rezaei, "Determining the salt tolerance threshold for biological treatment of salty wastewater," *Health Scope*, vol. 6, no. 1, 2017.

[29] P. Artiga, G. García-Toriello, R. Méndez, and J. M. Garrido, "Use of a hybrid membrane bioreactor for the treatment of saline wastewater from a fish canning factory," *Desalination*, vol. 221, no. 1, pp. 518-525, 2008/03/01/ 2008, doi: https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.112.

[30] R.-S. Juang, W.-C. Huang, and Y.-H. Hsu, "Treatment of phenol in synthetic saline wastewater by solvent extraction and two-phase membrane biodegradation," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, no. 1, pp. 46-52, 2009/05/15/ 2009, doi: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.116.

[31] M. Kubo, J. Hiroe, M. Murakami, H. Fukami, and T. Tachiki, "Treament of hypersaline-containing wastewater with salt- tolerant microorganisms," *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 91, no. 2, pp. 222-224, 2001/01/01/ 2001, doi: https://doi.org/10.1016/S1389-1723(01)80070-0.

[32] F. Aloui, S. Khoufi, S. Loukil, and S. Sayadi, "Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater," *Desalination*, vol. 246, no. 1, pp. 389-396, 2009/09/30/ 2009, doi: https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.062.

[33] F. Kargi and A. R. Dincer, "Biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation," *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, vol. 69, no. 2, pp. 167-172, 1997.

[34] Y. Ng How, L. Ong Say, and J. Ng Wun, "Effects of Sodium Chloride on the Performance of a Sequencing Batch Reactor," *Journal of Environmental Engineering*, vol. 131, no. 11, pp. 1557-1564, 2005/11/01 2005, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:11(1557).

[35] S. I. Abou-Elela, M. M. Kamel, and M. E. Fawzy, "Biological treatment of saline wastewater using a salt-tolerant microorganism," *Desalination*, vol. 250, no. 1, pp. 1-5, 2010/01/01/ 2010, doi: https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.03.022.

[36] W. Eckenfelder, V. J. Boero, and T. H. Flippin, "THE EFFECT OF HIGH TDS ON THE ACTIVATED SLUDGE PROCESS," *Proceedings of the Water Environment Federation*, vol. 2001, no. 5, pp. 153-161, 2001.

[37] A. B. Deorsola, G. C. Camarinha, D. D. Carvalho, and G. L. Sant'Anna Jr, "Biological treatment of saline wastewaters in an aerobic sequencing batch reactor," *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 32, no. 2, pp. 198-205, 2013.

[38] J. Peng, K. Kumar, M. Gross, T. Kunetz, and Z. Wen, "Removal of total dissolved solids from wastewater using a revolving algal biofilm reactor," *Water Environment Research*, vol. 92, no. 5, pp. 766-778, 2020.

[39] V. Simankova and G. Zavarzin, "Anaerobic decomposition of cellulose in Lake Sivash and hypersaline lagoons of Arabat Spit," *Microbiology*, vol. 61, no. 2, pp. 193-197, 1992.

[40] E. Aspé, M. C. Marti, and M. Roeckel, "Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum," *Water Research*, vol. 31, no. 9, pp. 2147-2160, 1997/09/01/ 1997, doi: https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00051-1.

[41] N. Rovirosa, E. Sánchez, M. Cruz, M. C. Veiga, and R. Borja, "Coliform concentration reduction and related performance evaluation of a down-flow anaerobic fixed bed reactor treating low-strength saline wastewater," *Bioresource Technology*, vol. 94, no. 2, pp. 119-127, 2004/09/01/ 2004, doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.12.010.

[42] O. Lefebvre, N. Vasudevan, M. Torrijos, K. Thanasekaran, and R. Moletta, "Anaerobic digestion of tannery soak liquor with an aerobic post-treatment," *Water Research*, vol. 40, no. 7, pp. 1492-1500, 2006/04/01/ 2006, doi: https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.004.

[43] A. Mottet, F. Habouzit, and J. P. Steyer, "Anaerobic digestion of marine microalgae in different salinity levels," *Bioresource Technology*, vol. 158, pp. 300-306, 2014/04/01/ 2014, doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.055.

[44] J. Zhao *et al.*, "Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion," *Waste Management*, vol. 67, pp. 308-314, 2017/09/01/ 2017, doi: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.016.

[45] J. De Vrieze *et al.*, "Presence does not imply activity: DNA and RNA patterns differ in response to salt perturbation in anaerobic digestion," *Biotechnology for Biofuels*, vol. 9, no. 1, p. 244, 2016/11/09 2016, doi: 10.1186/s13068-016-0652-5.

[46] A. Rinzema, J. van Lier, and G. Lettinga, "Sodium inhibition of acetoclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 10, no. 1, pp. 24-32, 1988/01/01/ 1988, doi: https://doi.org/10.1016/0141-0229(88)90094-4.

[47] A. Uygur and F. Kargı, "Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 34, no. 3, pp. 313-318, 2004/03/01/ 2004, doi: https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.11.010.

[48] T. Panswad and C. Anan, "Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds," *Water Research*, vol. 33, no. 5, pp. 1165-1172, 1999/04/01/ 1999, doi: https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00314-5.