

تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی در رودخانه‌ها و توزیع هزینه‌های تصفیه: کاربرد بازی نوکلئولوس نرمال شده

محمد حسین نیک سخن^۱، رضا کراچیان^{۲*}

۱- دانش آموخته دکتری مهندسی عمران- آب، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران

۲- دانشیار و عضو قطب علمی مهندسی و مدیریت زیرساخت‌ها، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران

* تهران، صندوق پستی ۴۵۶۳-۱۱۱۵۵

kerachian@ut.ac.ir

چکیده - مدیریت کیفیت آب سامانه‌های رودخانه‌ای به‌طوری که بهره‌وری و عدالت تأمین شود، در دهه‌های گذشته مورد توجه محققان و سیاستگذاران بخش آب قرار داشته است. در این مقاله سعی شده است مدیریت کیفیت آب سامانه‌های رودخانه‌ای در قالب تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی به شکلی انجام شود که با استفاده از تئوری بازی‌ها و تخصیص دوباره هزینه‌ها، عدالت بین تخلیه‌کننده‌ها و سود آنها برقرار گردد. بدین ترتیب در مرحله اول، با استفاده از تئوری برطرف سازی اختلاف، نقطه توافق بین تصمیم‌گیرندگان از روی منحنی تعامل^۱ بین اهداف تعیین می‌شود تا تخصیص اولیه درصد و هزینه تصفیه تخلیه‌کننده‌ها با در نظر گرفتن برخی عدم قطعیت‌های مهم موجود در سامانه، تعیین شود. در مرحله بعد، با استفاده از تئوری بازی‌های همکارانه و با کاربرد بازی نوکلئولوس نرمال شده^۲، هزینه تخلیه‌کننده‌ها برای دستیابی به عدالت بین آنها، دوباره تخصیص می‌یابد. بنابراین، در صورتی که یک گروه از تخلیه‌کنندگان برای دستیابی به سود بیشتر در ائتلاف شرکت کنند، سود حاصل از ائتلاف آنها به صورت منصفانه توزیع شده و بر اساس آن الگوی تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی تدوین می‌شود. کارایی مدل پیشنهادی با استفاده از معیارهای ارزیابی مدل‌های تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی و با استفاده از اطلاعات رودخانه زرجوب در استان گیلان ارزیابی شده است.

کلید واژگان: تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی، تئوری بازی‌ها، تخصیص دوباره هزینه، رودخانه زرجوب.

1. Trade-off
2. Normalized Nucleolus

۱- مقدمه

در سالهای اخیر، افزایش قابل توجه بار آلودگی و تنوع آلاینده‌های مختلف شهری، کشاورزی و صنعتی، نیاز به مدیریت کیفی سامانه‌های رودخانه‌ای را بیش از پیش ضروری ساخته است. در مقاله حاضر، به مسأله مدیریت کیفیت آب رودخانه با استفاده از مدل‌های تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی و برطرف ساختن اختلاف بین تصمیم‌گیرندگان و ذی‌نفعان پرداخته شده است، به طوری که کیفیت آب در حد قابل قبولی باقی بماند و عدالت بین تخلیه‌کننده‌ها نیز برقرار شود.

مجوز تخلیه بار آلودگی، حق مالکیتی قابل انتقال است که از سوی سازمان مسؤوول حفاظت از محیط زیست در اختیار واحدهای تخلیه‌کننده بار آلودگی قرار داده می‌شود. تجارت این مجوز در سامانه رودخانه‌ای، یکی از سیاست‌هایی است که معمولاً^۱ توسط سازمانهای مسؤوول حفاظت از محیط زیست توصیه می‌شود و به این معنا است که واحدهای موجود به‌منظور کاهش هزینه‌های تصفیه خود می‌توانند به خرید و فروش مجوز تخلیه بپردازند. در این تئوری، واحدهایی که می‌توانند آلودگی را بیشتر از حد لازم حذف کنند، مجوز استفاده نشده را به واحدهایی که بار آلودگی آنها بیش از مقدار تعیین شده است، می‌فروشند. در سالهای گذشته مدل‌های متعددی برای بهینه‌سازی مجوز تخلیه قابل انتقال پیشنهاد شده که از میان آنها می‌توان به مطالعات (Brill et al., 1980) و (Eheart et al., 1987) و (Schwarze and al., 1984) و (Zapfel (2000) اشاره کرد. همچنین Hung and Shaw (2005) روشی به نام سامانه نسبت-تجارت^۱ را برای کنترل منابع آلاینده و مدیریت کیفی رودخانه ارائه کردند. Niksokhan et al. (2009a) مدلی غیر قطعی را برای

مجوز تخلیه بار آلودگی تدوین کردند. ایشان با استفاده از نوعی تئوری برطرف سازی اختلاف، مطلوبیت‌های طرفهای مختلف درگیر را در مسأله تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی، در نظر گرفتند.

(Niksokhan et al. (2009b نشان دادند که تئوری بازی‌ها می‌تواند در تدوین سیاست‌های تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی در رودخانه‌ها کاربرد مناسبی داشته باشد.

در این مقاله کاربرد جدیدی از بازی همکارانه نوکلئولوس نرمال شده ارائه شده، و مدیریت کیفیت آب رودخانه با استفاده از تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی و برطرف سازی اختلاف با هدف تخصیص عادلانه هزینه‌های تصفیه و سود به تخلیه‌کننده‌ها، انجام می‌شود. مدل پیشنهادی تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی دو مرحله اصلی دارد. در مرحله اول، نوعی مدل بهینه‌سازی چند هدفه برای به‌دست آوردن منحنی تعامل بین اهدافی نظیر میانگین درصد تصفیه تخلیه‌کننده‌ها و ریسک تخطی از استانداردهای کیفیت آب توسعه داده می‌شود. در این مقاله روش^۲ NSGA-II برای به‌دست آوردن منحنی تعامل پیشنهاد شده و با استفاده از تئوری چانه‌زنی Young نقطه مطلوب روی منحنی تعامل به‌دست می‌آید. این نقطه محل توافق بین تصمیم‌گیرندگان و ذی‌نفعان بوده و نشان‌دهنده ریسک قابل قبول طرفها و درصد تصفیه بهینه تخصیص یافته به تخلیه‌کننده‌ها است. هزینه تصفیه به‌دست آمده نظیر درصد تصفیه تخلیه‌کننده‌ها در این نقطه، نشان‌دهنده تخصیص اولیه هزینه‌های تصفیه است. با توجه به تابع هدف در نظر گرفته شده، برخی از عدم قطعیت‌های مهم موجود در سامانه رودخانه‌ای ملحوظ می‌شوند. در مرحله دوم، برخی از تخلیه‌کننده‌ها برای کاهش هزینه‌های تصفیه در برنامه تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی مشارکتی،

2. Nondominated Sorting Genetic Algorithm-II

1. Trading-Ratio System (TRS)

DO و BOD محاسباتی و مقادیر برداشت شده این متغیرهای کیفی در طول رودخانه، انجام شده است. مشخصات بازه‌های موجود بر روی رودخانه و مقادیر کالیبره شده نهایی متغیرهای مدل در جدول ۱ نشان داده شده است. در این جدول، مقدار غلظت اکسیژن محلول در سه تخلیه‌کننده اول بیش از حد مورد انتظار است که ظاهراً به دلیل قرارگیری آنها در خارج از محیط شهری و هواگیری مناسب رودخانه بوده است.

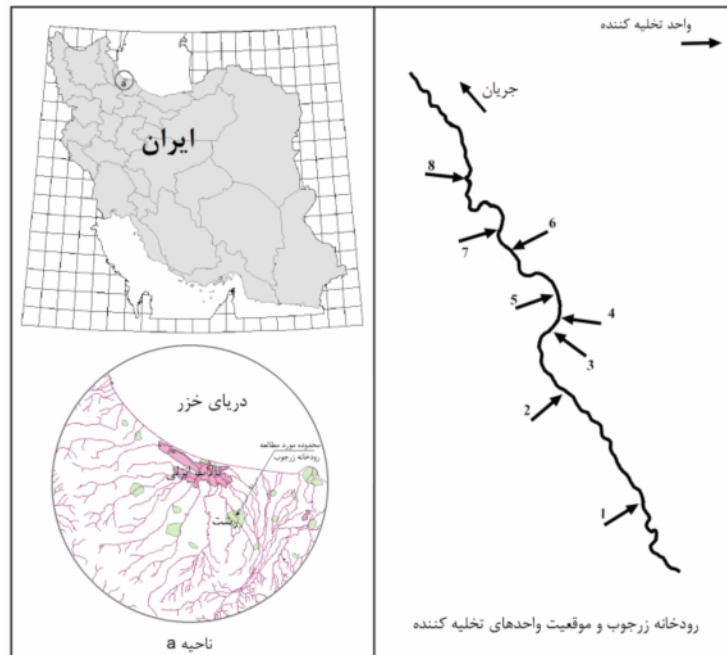
۳- تخصیص اولیه درصد‌های تصفیه

همان گونه که اشاره شد، در الگوریتم پیشنهادی در اولین مرحله، تخصیص اولیه درصد‌های تصفیه انجام می‌شود. در ابتدا برای ساده‌سازی ورودیها و خروجیها به منظور مدل‌سازی رودخانه، مسیر رودخانه به تعدادی بازه تقسیم می‌شود که این تقسیم‌بندی می‌تواند در مقاطعی که تغییر ناگهانی در میزان دبی رودخانه یا کیفیت آن صورت می‌گیرد، نظیر محل تخلیه فاضلابهای ورودی یا محل ورود انشعابات فرعی رودخانه‌ها، انجام شود. بر مبنای این تقسیم‌بندی پارامترهای مورد نظر در روابط کیفی در هر بازه محاسبه و در طول آن ثابت در نظر گرفته می‌شوند. بدین ترتیب می‌توان معادلات تغییر پارامترهای کیفی مورد نظر را در هر بازه تعریف کرد. در نقاطی از هر بازه که به فواصل مشخص و مساوی از یکدیگر قرار گرفته و نقاط کنترل نامیده می‌شوند، به منظور اندازه‌گیری متغیرهای کیفی آب (نظیر DO)، این متغیرها محاسبه می‌شوند. در این مقاله، برای شبیه‌سازی کیفی آب در داخل حلقه‌های مدل بهینه‌سازی، از مدلی که Streeter and Phelps در سال ۱۹۲۵ برای پیش‌بینی میزان اکسیژن محلول در رودخانه‌ها ارائه کردند، استفاده می‌شود. میانگین درصد تصفیه و ریسک فازی تخطی از استانداردهای کیفیت آب به عنوان اهداف مدل بهینه‌سازی در نظر گرفته می‌شوند.

ائتلاف می‌کنند. در این حالت، با استفاده از بازی نوکلئولوس نرمال شده، سود حاصل از مشارکت، بین واحدها تخصیص یافته و بدین ترتیب تخصیص دوباره هزینه‌های تصفیه به صورت عادلانه انجام می‌شود. همچنین با مشخص شدن نحوه تخصیص هزینه و سود ائتلاف، نحوه تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی و شیوه داد و ستد بین آنها نیز مشخص می‌شود. در ادامه، بخشهای اصلی مدل پیشنهادی و ابزارهای استفاده شده تشریح شده و در پایان کارایی مدل پیشنهادی با استفاده از اطلاعات رودخانه زرجوب گیلان ارزیابی می‌شود.

۲- مطالعه موردی

در این مقاله، برای ارزیابی کارایی مدل پیشنهادی، از اطلاعات کمی و کیفی رودخانه زرجوب استفاده شده است. این رودخانه از رشته کوه‌های تالش سرچشمه گرفته و با عبور از شهر رشت به مرداب انزلی منتهی می‌شود. منطقه مورد مطالعه قسمتی از این رودخانه به طول ۲۴ کیلومتر است که از شهر رشت عبور می‌کند. منابع آلوده کننده شهری در منطقه مورد مطالعه، شامل هشت منبع نقطه‌ای بوده و بدین ترتیب منطقه مورد مطالعه به هشت بازه تقسیم شد (شکل ۱). شبیه‌سازی کیفی رودخانه زرجوب برای شاخص‌های BOD و DO با استفاده از معادلات Streeter-Phelps (1925) انجام شد. داده‌های ورودی مدل شامل جریان، BOD، DO و دما است. کالیبره کردن مدل نیز با توجه به اطلاعات موجود از طرح تحقیقاتی سازمان حفاظت محیط زیست (۱۳۸۴) و بر پایه نتایج آن صورت گرفته است. کالیبره کردن ضریب زوال BOD و ضریب هوادهی رودخانه از طریق نمونه‌برداری انجام شده در طول رودخانه و همچنین پایش منابع آلاینده و به منظور کمینه سازی اختلاف میزان



شکل ۱ موقعیت رودخانه زرچوب و محل استقرار واحدهای تخلیه‌کننده بار آلودگی (نیک‌سخن، ۱۳۸۷)

جدول ۱ مشخصات بازه‌های رودخانه زرچوب و مقادیر کالیبره شده متغیرها

(سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۸۴ و نیک‌سخن، ۱۳۸۷)

شماره بازه	دبی فاضلاب تخلیه شده (m ³ /s)	دبی رودخانه در ابتدای بازه (m ³ /s)	BOD فاضلاب تخلیه شده (mg/L)	DO فاضلاب تخلیه شده (mg/L)	دمای فاضلاب (°C)	ضریب زوال BOD در دمای ۲۰°C (روز/۱)	ضریب هوادهی رودخانه در دمای ۲۰°C (روز/۱)
۱	۰/۰۷	۰/۱۷۸	۵	۸	۲۴	۰/۰۹	۰/۴۵
۲	۰/۰۸	۰/۲۴۸	۴۰	۸/۲	۲۴	۰/۰۵	۰/۳۵
۳	۰/۰۲	۰/۳۲۸	۷/۳	۸	۲۴	۰/۱	۰/۳۸
۴	۰/۰۱	۰/۳۴۸	۱۲۰	۰/۱	۲۵	۰/۱	۰/۴۱
۵	۰/۰۱	۰/۳۵۸	۱۸۰	۰/۱	۲۴	۰/۱	۰/۳۵
۶	۰/۰۱	۰/۳۶۸	۱۱۰	۰/۱	۲۳	۰/۰۸	۰/۳۵
۷	۰/۱	۰/۳۷۸	۹۰	۰/۱	۲۳	۰/۱	۰/۳۵
۸	۰/۰۲	۰/۴۷۸	۱۸۰	۰/۱	۲۳	۰/۱	۰/۴۰

هر یک از آنها تأمین شود، با استفاده از تئوری برطرف سازی اختلاف (Young (1993) تعیین می‌شود. این نقطه شامل ریسک توافق شده و درصد تصفیه بهینه هر یک از

منحنی تعامل بین این اهداف با مدل بهینه‌سازی چند هدفه NSGA-II به دست می‌آید. نقطه توافق بین ذی‌نفعان روی منحنی تعامل بین اهداف به شکلی که حداکثر مطلوبیت

و حداکثر سطح غلظت شاخص کنترل کیفیت آب در نقطه کنترل l از شبیه‌سازی مونت کارلو و c_l^D مقدار حد بالای محدوده فازی شاخص کیفیت آب در نقطه کنترل l (حداقل مقدار قابل قبول) است.

یکی از عوامل اصلی عدم قطعیت در سامانه رودخانه‌ای، پیچیدگی محیط و تصادفی بودن متغیرها است. این عدم قطعیت‌ها شامل عدم قطعیت‌های موجود در ورودی‌های مدل شبیه‌سازی ناشی از عدم قطعیت ذاتی آنها و عدم قطعیت‌های موجود در مدل شبیه‌سازی ناشی از فرض‌های ساده‌کننده برای مدل سازی محیط‌های پیچیده است. تحلیل عدم قطعیت در سامانه‌های غیر قطعی - از آنجا که به محاسبه ریسک سامانه منجر می‌شود - از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. در سامانه رودخانه‌ای که توابع توزیع احتمال پارامترهای ورودی سامانه مشخص است، با به کارگیری تحلیل عدم قطعیت می‌توان توزیع احتمال شاخص کیفیت آب در نقاط کنترل را به‌دست آورد و با توجه به این توزیع احتمال، میزان ریسک در سامانه را محاسبه کرد. ریسک تخطی از استاندارد، احتمالی است که نشان‌دهنده احتمال تجاوز شاخص کیفیت از مقدار استاندارد، در بازه زمانی است. مقدار این استاندارد برای شاخص کیفیت عددی قطعی است که چنانچه کیفیت آب از آن تجاوز کند، کیفیت آن را بد و در غیر این صورت کیفیت آن را خوب نامگذاری می‌کنند. برای غلبه بر این مشکل و با توجه به عدم صراحت موجود در تعیین کیفیت نامطلوب آب، Ghosh and Mujumdar (2006) از تابع عضویت فازی برای تعیین میزان کیفیت نامطلوب آب استفاده کردند و با توجه به آن رابطه‌ای برای محاسبه ریسک ارائه کرده‌اند. در این مقاله، از روش آنها برای محاسبه ریسک فازی استفاده شده است. در این مقاله برای محاسبه ریسک در طولی از

تخلیه‌کننده‌ها است. درصد تصفیه به‌دست آمده در این مرحله، تخصیص اولیه درصد تصفیه نامیده می‌شود. لازم است ذکر شود که علاوه بر اعمال نقش حکمرانی سازمانهای متولی حفاظت از محیط زیست در تعیین و کنترل استانداردهای کیفیت آب، نقش این متولیان در تعیین درصدهای اولیه تصفیه از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. در این مقاله به دلیل در اختیار نبودن چنین اطلاعاتی در مورد محدوده مورد مطالعه، درصدهای اولیه تصفیه بر اساس مدل پیشنهادی محاسبه شده است.

۳-۱- توابع هدف مورد نظر در مدل بهینه‌سازی

توابع هدف انتخاب شده در مقاله حاضر که با استفاده از روش NSGA-II (Deb et al. 2000) منحنی تعامل بین آنها تعیین خواهد شد میانگین درصدهای تصفیه و ریسک فازی تخطی از استانداردهای کیفیت آب به صورت زیر است (نیک‌سخن، ۱۳۸۷):

$$\begin{cases} \text{Minimize} & \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n r_i \\ \text{Minimize} & FR = \sum_{c_{\min l}}^{\text{Min}[c_{\max l}, c_l^D]} \mu_{W_l}(c_l) p(c_l) \end{cases} \quad (1)$$

در رابطه فوق r_i میزان درصد تصفیه تخلیه‌کننده i ، n تعداد تخلیه‌کنندگان در طول بازه در نظر گرفته شده در رودخانه و FR ریسک فازی تخطی از استاندارد کیفیت آب است. در محاسبه ریسک فازی، $\mu_{W_l}(c_l)$ تابع عضویت فازی تعلق غلظت شاخص کیفیت آب مانند DO در نقطه l (c_l) به مجموعه فازی سطوح غلظت مربوط به پایین بودن کیفیت آب، $p(c_l)$ تابع توزیع چگالی احتمال غلظت شاخص کیفیت آب از تحلیل فرکانس به‌دست آمده از تحلیل مونت کارلو، $c_{\max l}, c_{\min l}$ حداقل

۳) اگر در جامعه جواب غیرپست وجود داشته باشد به آن برآزش (رتبه) ۱ تخصیص داده می‌شود. اگر چندین جواب غیرپست وجود داشته باشند، به جوابهایی که شباهت آنها به دیگر جوابهای غیرپست کمتر است، ارزش بیشتر (رتبه کمتری) اختصاص می‌یابد. سپس جوابهای غیرپست، حذف و دیگر اعضای موجود در نسل فعلی رتبه‌بندی می‌شوند.

۴) جمعیت نوزاد (Q_0) با اندازه جمعیت N_g با استفاده از عملگرهای انتخابی تورنمنت دوتایی^۲، تزویج^۳ و جهش^۴ با در نظر گرفتن رتبه هر کروموزوم به‌عنوان تابع برآزش ایجاد می‌شود.

۵) از نسل اول به بعد، ایجاد هر نسل جدید شامل گامهای زیر است:

- ایجاد ظرف آمیزش (R_t) با اندازه جمعیت $2N_g$ با ترکیب جمعیت والدین (P_t) و جمعیت نوزادان (Q_t).

- رتبه‌بندی جمعیت ترکیب شده (R_t) بر طبق فرایند رتبه‌بندی غیرپست سریع (Deb et al., 2000) برای شناسایی تمام نقاط غیرپست (F_1, F_2, \dots).

- تولید جمعیت والدین جدید (P_{t+1}) با اندازه جمعیت N_g .
- انجام عملیات انتخاب، تزویج و جهش بر روی جمعیت والد جدید (P_{t+1}) برای ایجاد جمعیت نوزادان جدید (Q_{t+1}) با اندازه جمعیت N_g .

۶) تکرار گام ۵ تا هنگامی که حداکثر تعداد نسلها یا شرط توقف حاصل شود.

همان‌گونه که اشاره شد، با استفاده از مدل NSGA-II، منحنی تعامل بین اهداف مورد نظر یعنی میانگین درصدهای تصفیه و ریسک فازی تخطی از استانداردهای کیفیت آب تعیین خواهد شد.

رودخانه، به جای نقطه، پیشنهاد می‌شود که بحرانی‌ترین مقدار متغیر کیفیت آب (مانند پایین‌ترین مقدار DO) در بین تمامی نقاط کنترل در طول رودخانه برای محاسبه ریسک فازی مد نظر قرار گیرد. برای مطالعه جزئیات این روش به نیک‌سخن (۱۳۸۷) مراجعه شود. لازم است ذکر شود که در نظر گرفتن حالت فازی برای کیفیت آب نامناسب و محاسبه ریسک به صورت فازی از فرضهای روش مورد استفاده در این مقاله بوده است در صورتی که عدم صراحتی در زمینه کیفیت آب نامناسب وجود نداشته باشد، می‌توان مقادیر ریسک تخطی از استانداردها را به صورت قطعی محاسبه کرد.

۳-۲- مدل بهینه‌سازی چند هدفه NSGA-II

روشهای بهینه‌سازی چند هدفه کلاس در حل مسائل پیچیده، دارای نقصهای مهمی مانند هزینه محاسباتی قابل توجه می‌باشند. در مقابل الگوریتم‌های تکاملی چند هدفه مانند الگوریتم ژنتیک چند هدفه از قابلیت‌های ویژه‌ای در حل مسائلی با تعداد زیاد متغیرهای تصمیم با فضای جواب گسسته و ساختار غیر خطی برخوردارند.

(Deb et al. (2000) مدل الگوریتم ژنتیک چند هدفه NSGA-II را برای فائق آمدن بر ضعفهای مدل‌های چند هدفه قبلی پیشنهاد کردند. گامهای مختلف این الگوریتم به اختصار به شرح زیر است:

۱) در جمعیت والد اولیه به طور تصادفی با تعداد عضو N_g ساخته می‌شود.

۲) ابتدا مقادیر توابع هدف برای هر کروموزوم و طبقه‌بندی جمعیت والدین بر اساس غیرپست بودن^۱ (مسلط نشدن) از نظر اهداف مختلف محاسبه می‌شود.

2. Binary Tournament Selection
3. Recombination
4. Mutation

1. Non-domination

۳-۳- انتخاب نقطه توافق روی منحنی تعامل

مهمترین تصمیم‌گیرندگان و ذی‌نفعان در مدیریت کیفیت آب رودخانه، مربوط به بخش صنعت و محیط زیست است. هدف اصلی بخش صنعت، پایین آوردن هزینه‌های تصفیه فاضلاب است، در حالی که مطلوبیت محیط زیست، حفظ کیفیت آب رودخانه در حد استاندارد و بالاتر است. از آنجا که این اهداف در تناقض با یکدیگر بوده و تأمین همزمان حداکثر این اهداف امکان‌پذیر نیست، در این مقاله با استفاده از تئوری برطرف‌سازی اختلاف Young (1993) نقطه توافق بین ذی‌نفعان روی منحنی تعامل بین اهداف به شکلی که حداکثر مطلوبیت هر یک از آنها تأمین شود، تعیین می‌شود.

برای مطالعه جزئیات این روش و تغییرات اعمال شده بر آن، به Niksokhan et al. (2009a) مراجعه شود. در نتیجه، با تعیین این نقطه روی منحنی تعامل بین اهداف، میزان ریسک تخطی از استاندارد قابل قبول (AFR) و میانگین درصد تصفیه بهینه که مورد توافق طرفهای درگیر است، مشخص می‌شود. در نهایت با مراجعه به کروموزوم مربوط به نقطه بهینه در خروجی برنامه NSGA-II، مقدار درصد‌های تصفیه بهینه هر واحد (x_i^*) به دست می‌آید.

۴- تخصیص دوباره هزینه‌های تصفیه

تخصیص اولیه هزینه‌های تصفیه، شامل میزان تصفیه هر یک از واحدها در حالت بدون تجارت است. تخلیه‌کننده‌ها با شرکت در ائتلاف، می‌توانند سود کسب کنند. سود حاصل از مشارکت در نتیجه استفاده حداکثری از خودپالایی رودخانه و ظرفیت تصفیه تصفیه‌خانه‌هایی است که هزینه تصفیه پایین‌تری دارند. به بیان دیگر، با افزایش درصد تصفیه برخی از تخلیه‌کننده‌ها که هزینه تصفیه پایین‌تری دارند و پایین آمدن درصد تصفیه برخی

دیگر که هزینه‌های تصفیه بالاتری دارند، سود حاصل می‌شود.

سود حاصل از ائتلاف لازم است به تمامی تخلیه‌کننده‌های شرکت‌کننده در ائتلاف تخصیص داده شده و هزینه تصفیه واحدها از حالت قبل از ائتلاف بیشتر نباشد. برای تخصیص عادلانه سود بین تخلیه‌کننده‌های شرکت‌کننده در ائتلاف و نیز تعیین نحوه تجارت بین آنها، در این مطالعه از تئوری بازیها استفاده شده است. در این تخصیص، تخلیه‌کننده‌هایی که با کاهش هزینه‌ها روبرو می‌شوند (سود می‌برند)، قسمتی از سود خود را به تخلیه‌کننده‌هایی که سود کمتری برده یا با ضرر روبرو شده‌اند می‌پردازند تا بدین ترتیب، سود حاصل از ائتلاف به طور عادلانه بین ذی‌نفعان تقسیم شود.

در این تحقیق، سود حاصل از ائتلاف‌های ممکن مختلف با استفاده از مدل بهینه‌سازی-شبیه‌سازی محاسبه می‌شود. در این مدل، سعی می‌شود درصد‌های تصفیه جدیدی برای تخلیه‌کنندگان شرکت‌کننده در ائتلاف به دست آید، به طوری که مجموع هزینه‌های تصفیه کاهش یابد. در واقع در این مدل، اختلاف بین هزینه تخلیه‌کننده‌ها قبل از شرکت در ائتلاف با بعد از آن (سود حاصل از ائتلاف) بیشینه می‌شود.

در شبیه‌سازی جریان رودخانه، درصد تصفیه تخلیه‌کننده‌هایی که در ائتلاف شرکت نکرده‌اند برابر درصد تصفیه اولیه آنها است. همچنین ریسک فازی تخطی از استاندارد نباید از مقداری که در مرحله قبل از روی نقطه توافق شده روی منحنی تعامل به دست می‌آید، بیشتر باشد.

معادلات حاکم بر این مدل به شکل زیر است (نیک‌سخن، ۱۳۸۷):

باشد، با استفاده از روشهای مبتنی بر هسته می‌توان بردار نتیجه را تعیین کرد. اما چه در صورت موجود بودن هسته و چه نبودن آن، روشهایی وجود دارند که از آنها نتیجه منحصر به فردی حاصل می‌شود.

پس از تخصیص دوباره هزینه‌ها با استفاده از روشهای بازی همکارانه، هزینه تصفیه دوباره تخصیص یافته y_i و سود تخصیص یافته x_i تخلیه‌کننده‌ها مشخص خواهد شد. در صورتی که هزینه تخلیه‌کننده i در ائتلاف اصلی N و قبل از تخصیص دوباره هزینه‌ها CG_i باشد، مقدار هزینه جانبی^۲ آن برابر $CG_i - y_i$ خواهد بود. هزینه جانبی قسمتی از سود واحد فروشنده است (واحدی که در ائتلاف شرکت کرده و سود برده) که به واحد خریدار می‌پردازد (واحدی که در ائتلاف شرکت کرده و با سود کم یا ضرر روبرو شده است). در صورتی که هزینه جانبی مثبت باشد، به این معنا است که این مبلغ را از واحدهای دیگر دریافت می‌کند و منفی بودن آن به معنای پرداخت این مبلغ به واحدهای دیگر است. بدین ترتیب، واحدهای خریدار و فروشنده در تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی مشخص می‌شود. در واقع با استفاده از روش ارائه شده، نحوه تجارت به شکلی که سود حاصل از مشارکت برای تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی، بین تخلیه‌کننده‌ها به طور عادلانه تخصیص یابد، تعیین می‌شود. در واقع ایجاد عدالت از طریق وجود پرداخت‌های جانبی انجام می‌شود. همان‌گونه که اشاره شد، هزینه کلی سیستم با شکل‌گیری ائتلافها کاهش داده می‌شود. اگر در ائتلاف، تخلیه‌کننده‌ای مجبور به تصفیه بیش از حد اولیه تخصیص داده شده به آن شود، به منظور ایجاد عدالت، پرداخت مالی به آن انجام می‌شود، به طوری که تمامی تخلیه‌کنندگان از شرکت در ائتلاف به طور عادلانه‌ای سود ببرند. در

$$\text{Maximize } v(S) = \sum_{i \in S} f_i(x_i^*) - \sum_{i \in S} f_i(rc_i)$$

Subject to: (۲)

$$FR = AFR$$

$$v(S) \geq 0 \quad \forall S$$

در این روابط، $v(S)$ سود حاصل از ائتلاف S ، rc_i درصد تصفیه واحد i شرکت‌کننده در ائتلاف S و $f_i()$ تابع هزینه تصفیه تخلیه‌کننده i است. با استفاده از تئوری بازی‌های همکارانه این امکان وجود دارد که با تخصیص دوباره سود حاصل از ائتلاف، هزینه‌های بازیگران را پس از ائتلاف مشخص کرد. در صورتی که x_i سود تخصیص یافته باشد، هزینه دوباره تخصیص یافته عبارت است از: $y_i = f_i(x_i^*) - x_i$. در این بازی همکارانه، در صورتی که هسته^۱ موجود باشد، با استفاده از روشهای مبتنی بر هسته می‌توان بردار نتیجه را تعیین کرد.

در صورتی که نتیجه بازی به صورت برداری از سودها به شکل $x = \{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ باشد، در تئوری بازیهای همکارانه، هسته مفهوم صلی وجود جواب است که بردار جواب در هسته قرار دارد (Young et al., 1982). معادلات زیر، مشخصات هسته را بیان می‌کنند و در واقع برای قرارگیری بردار جواب در هسته، لازم است این شرایط برقرار باشند:

$$\sum_{i \in N} x_i = v(N)$$

$$\sum_{i \in N} x_i \geq v(S) \quad \forall S \subset N \quad (۳)$$

رابطه اول نشان‌دهنده امکان‌پذیری وجود بردار نتیجه به ازای ائتلاف اصلی N است. رابطه دوم، به این معنا است که هیچ ائتلافی مانند S وجود ندارد که سود حاصل از آن ائتلاف یعنی $v(S)$ ، از سود اختصاص یافته به آن در ائتلاف اصلی بیشتر باشد. در صورتی که هسته موجود

2. Side Payment

1. Core

برای ائتلاف وجود دارد). به بیان دیگر، برطبق رابطه فوق، مجموع سود تخصیص یافته به بازیگران زمانی که در ائتلاف اصلی شرکت کرده‌اند نسبت به زمانی که در ائتلاف S شرکت نکرده‌اند، بیشتر بوده است. در بازی Normalized Nucleolus، بنابر تعریف مقدار بی‌عدالتی و بر اساس تعریف هسته، با تعیین حداقل مقدار ε به صورت مدل بهینه‌سازی زیر، مقادیر بردار جواب تعیین خواهد شد:

$$\begin{aligned} & \min \varepsilon \\ & \text{Subject to:} \\ & \sum_{i \in N} x_i \geq v(S)/(1 + \varepsilon) \quad \forall S \subset N \quad (6) \\ & \sum_{i \in N} x_i = v(N) \\ & x_i \geq 0 \quad \forall i \end{aligned}$$

در این تحقیق، از بازی همکارانه Nucleolus Normalized برای تخصیص دوباره هزینه‌های تصفیه تخلیه‌کنندگان شرکت کننده در ائتلاف و در نتیجه تعیین سود تخصیص یافته و هزینه‌های جانبی استفاده شده است. در مطالعات قبلی از بازیهای Weak Nucleolus و Proportional Nucleolus استفاده شده است (Niksokhan et al., 2009b).

۵- نتایج

در اولین مرحله، لازم است برای هر یک از تخلیه‌کننده‌ها، هزینه‌های مربوط به‌ازای درصد‌های مختلف حذف آلودگی محاسبه شود. در اولین مرحله، برای هر یک از تخلیه‌کننده‌ها، سامانه تصفیه لاگون هوادهی طراحی و هزینه‌های مربوط به‌ازای درصد‌های مختلف حذف آلودگی محاسبه شده است. در این حالت تابع هزینه تصفیه برای دوره بهره‌برداری ۱۵ ساله به شکل زیر است (Mesbah et al., 2009):

صورتی که تخصیص دوباره هزینه‌ها انجام شود، تخصیص سود و هزینه عادلانه نیست و حتی برخی از واحدها با ضرر روبرو می‌شوند. در این تحقیق از بازیهای همکارانه مبتنی بر هسته برای تخصیص دوباره هزینه‌ها استفاده شده است. در ادامه توضیحاتی در مورد این روش بازیها ارائه می‌شود.

۴-۱- بازیهای همکارانه

در روشهای بازی مبتنی بر هسته، میزان بی‌عدالتی^۱ تعریف می‌شود. بردار جواب در این روشها، برداری است که کمترین میزان بی‌عدالتی امکان‌پذیر را به‌ازای تمامی ائتلاف‌ها شامل باشد. روش‌های مختلفی برای بازیهای همکارانه وجود دارد. در بازی همکارانه Nucleolus، میزان بی‌عدالتی عبارت است از اختلاف بین حداکثر سود ائتلاف S و مجموع سودهای تخصیص یافته به بازیگران آن ائتلاف. میزان بی‌عدالتی ائتلاف S و بردار x ، طبق رابطه زیر تعریف می‌شود (Wang et al., 2008):

$$e(S, x) = (v(S) - \sum_{i \in S} x_i) \quad (4)$$

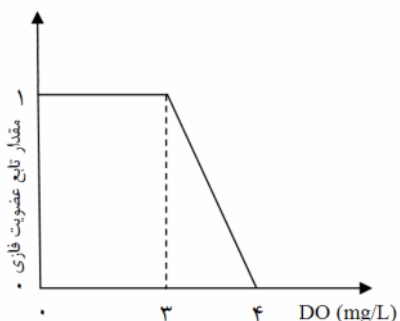
در دیگر بازیهای مبتنی بر هسته، تعریف‌های متنوعی از بی‌عدالتی وجود دارد. در بازی همکارانه Normalized Nucleolus بی‌عدالتی به شکل زیر تعریف می‌شود:

$$e(S, x) = (v(S) - \sum_{i \in S} x_i) / \sum_{i \in S} x_i \quad (5)$$

$e(S, x)$ شاخصی برای سنجش بی‌عدالتی در تخصیص هزینه به هر یک از بازیگران است. زمانی که $e(S, x) > 0$ ، می‌توان چنین تفسیر کرد که مالیاتی برای فشار آوردن به بازیگران برای شرکت در ائتلاف اصلی وجود دارد و زمانی که $e(S, x) < 0$ ، پرداختهایی برای تشویق بازیگران برای شرکت در ائتلاف اصلی وجود دارد (انگیزه مالی

1. Excess

پارامترهای ورودی مدل به صورت غیر قطعی و با توزیع نرمال در نظر گرفته شده است.



شکل ۲ تابع عضویت فازی در نظر گرفته شده برای کیفیت نامطلوب آب برای محاسبه ریسک تخطی فازی

با ورود داده‌های رودخانه و توابع هدف ذکر شده در بالا به مدل NSGA-II و اجرای برنامه، منحنی تعامل بین اهداف به دست می‌آید. برای محاسبه ریسک، در طول رودخانه نقاط کنترل به فواصل ۱۰۰ متر انتخاب شده و مقدار DO با استفاده از مدل شبیه‌سازی در هر یک از آنها محاسبه شده است. در هر بار شبیه‌سازی، کمترین مقدار DO در طول مسیر به‌عنوان مقدار بحرانی انتخاب و در محاسبه ریسک فازی استفاده شده است. تعداد ژن‌ها در هر کروموزوم در مدل NSGA-II برابر تعداد تخلیه‌کننده‌ها و مقدار هر ژن برابر درصد تصفیه در نظر گرفته شده برای تخلیه‌کننده مورد نظر در آن کروموزوم است. بنابراین در این مسأله هر کروموزوم شامل هشت ژن با اعداد واقعی است.

$$c_i = \alpha_i r_i^2 \quad (7)$$

که در آن c_i هزینه تصفیه تخلیه‌کننده i بر حسب میلیارد تومان و r_i درصد حذف بار آلودگی آن واحد است. مقادیر α در جدول ۲ ارائه شده است. لازم است ذکر شود که توابع واقعی هزینه تصفیه معمولاً از نوع توابع غیرخطی درجه ۳ هستند، اما در این مقاله از توابع درجه ۲ پیشنهاد شده توسط Mesbah et al. (2009) استفاده شده است. با توجه به اهمیت زیاد توابع هزینه در دقت نتایج مدل‌های تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی، این فرض ممکن است در کاهش دقت نتایج مؤثر باشد.

برای محاسبه ریسک فازی، کیفیت نامطلوب آب بر حسب غلظت DO به صورت تابع عضویت فازی دوزنقه‌ای در نظر گرفته شده است (شکل ۲). در مطالعه حاضر، متغیرهای تصادفی ورودی، دبی جریان بالادست، دبی تخلیه‌کننده‌ها و نیز برخی از شاخص‌های کمی و کیفی آب شامل دما و BOD در هر یک از این جریانها است. عدم قطعیت‌های موجود در پارامترهای مدل شبیه‌سازی، ضرایب زوال BOD (k) و ضرایب هوادهی (k_2) نیز در نظر گرفته شده است. شاخص‌های کیفیت آب در نقاط کنترل DO است که تابع توزیع غلظت آن با توجه به توزیع احتمال متغیرهای تصادفی ورودی، معادلات حاکم بر پخش و انتقال آلاینده‌ها و با استفاده از تحلیل عدم قطعیت مونت کارلو به دست می‌آید. برای در نظر گرفتن عدم قطعیت مدل برای تعیین ریسک فازی،

جدول ۲ ضریب تابع هزینه تخلیه‌کننده‌ها

(برگرفته از (Mesbah et al. (2009)

شماره تخلیه‌کننده	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
ضریب α	۱/۰۱۰۷	۱/۱۵۷۵	۰/۲۸۹۹	۰/۱۴۵۰	۰/۱۴۴۴	۰/۱۴۴۴	۱/۴۱۶۸	۰/۲۸۳۵

تصفیه بالاتری دارند که با شرکت در ائتلاف این امکان وجود دارد که از درصد تصفیه و هزینه‌های آن کاسته شود. تخلیه‌کننده ۶ با شرکت در ائتلاف، می‌تواند با افزایش میزان تصفیه، سهم کمتری از آلودگی را به رودخانه وارد کند که با توجه به پایین بودن هزینه تصفیه آن، هزینه کل سامانه نیز کاهش می‌یابد. در این مرحله با استفاده از نوعی مدل بهینه‌سازی- شبیه‌سازی، حداکثر سود حاصل از ائتلاف اصلی و دیگر ائتلاف‌ها محاسبه می‌شود. جدول ۴، سود حاصل از ائتلاف‌ها را نشان می‌دهد. به‌عنوان نمونه، در ائتلاف تخلیه‌کننده‌های ۲، ۶ و ۷، مجموع هزینه از ۱/۷۱ به ۱/۲۲۴ میلیارد تومان کاهش یافته و در واقع سود حاصل از مشارکت برابر ۰/۴۸۶ میلیارد تومان است. پس از مشخص شدن سود حاصل از ائتلاف‌ها، با استفاده از روشهای Nucleolus و Normalized Nucleolus تخصیص دوباره هزینه‌های تصفیه انجام شده است. جدول ۵ سود تخصیص یافته به تخلیه‌کننده‌های شرکت‌کننده در ائتلاف و همچنین هزینه‌های دوباره تخصیص یافته را با بازیهای همکارانه نشان می‌دهد.

تعداد نسل و همچنین جمعیت اولیه در نظر گرفته شده برای اجرای مدل NSGA-II برابر ۲۰۰ می‌باشد. مقادیر بهینه احتمال تزویج و جهش به‌ترتیب برابر ۰/۸۲ و ۰/۰۰۱ بوده که با سعی و خطا به‌دست آمده‌اند. از طریق تحلیل حساسیت صورت گرفته نتیجه گرفته شد که ۵۰۰ بار اجرای مدلسازی در هر نسل برای حصول نتایج مطلوب در شبیه‌سازی مونت کارلو کافی است و با این تعداد تکرار تابع توزیع چگالی احتمال غلظت DO به‌خوبی به‌دست می‌آید.

با داشتن منحنی تعامل و تابع مطلوبیت هر یک از تصمیم‌گیرندگان، با استفاده از تئوری Young، نقطه مطلوب روی منحنی به‌دست می‌آید. در این مطالعه، با بهره‌گیری از توابع مطلوبیت تصمیم‌گیرندگان تخلیه‌کننده‌ها و بخش محیط زیست، نقطه بهینه و مورد توافق بین ایشان تعیین شده است. مشخصات نقطه توافق شده در جدول ۳ نشان داده شده است. در گام دوم، با توجه به درصد و هزینه‌های تصفیه به‌دست آمده، تخلیه‌کننده‌های ۲، ۶ و ۷ برای شرکت در ائتلاف اصلی انتخاب می‌شوند. تخلیه‌کننده‌های ۲ و ۷ هزینه

جدول ۳ درصد تصفیه اولیه تخلیه‌کننده‌ها

شماره تخلیه‌کننده	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
درصد تصفیه	۰	۵۹	۰	۸۰	۹۴	۶۲	۹۴	۸۸

جدول ۴ سود حاصل از ائتلاف‌ها (میلیارد تومان)

سود ائتلاف	مجموع هزینه ائتلاف	هزینه تخلیه‌کننده در ائتلاف			ائتلاف
		۷	۶	۲	
۰/۴۸۶	۱/۲۲۴	۰/۸۱۸	۰/۱۱۷	۰/۲۸۹	۷ و ۶، ۲
۰	۰/۴۵۹	-	۰/۰۵۶	۰/۴۰۳	۶ و ۲
۰	۱/۶۵۵	۱/۲۵۲	-	۰/۴۰۳	۷ و ۲
۰/۳۵۳	۰/۹۵۴	۰/۸۶۲	۰/۰۹۲	-	۷ و ۶

جدول ۵ هزینه و سود تخصیص یافته با روش بازیهای Normalized Nucleolus و Nucleolus (میلیارد تومان)

Normalized Nucleolus			Nucleolus				بازی	
مجموع	۷	۶	۲	مجموع	۷	۶	۲	
۰/۴۸۶	۰/۲۹۷	۰/۰۴۴	۰/۱۴۴	۰/۴۸۶	۰/۳۷۵	۰/۰۵۶	۰/۰۵۶	سود تخصیص یافته
۱/۲۲۵	۰/۹۵۵	۰/۰۱۱	۰/۲۵۹	۱/۲۲۵	۰/۸۷۷	۰	۰/۳۴۷	هزینه تخصیص یافته
۰	-۰/۱۳۶	۰/۱۰۶	۰/۰۳۱	۰	-۰/۰۵۹	۰/۱۱۷	-۰/۰۵۸	هزینه جانبی

و تخلیه‌کننده ۷ خریدار است. در این بازی، تخلیه‌کننده ۷ به ترتیب ۰/۰۳۱ و ۰/۱۰۶ میلیارد تومان به تخلیه‌کننده‌های ۲ و ۶ می‌پردازد تا ضمن اینکه آنها ۰/۱۴۴ و ۰/۰۴۴ میلیارد دلار سود می‌برند، هزینه دوباره تخصیص یافته تخلیه‌کننده‌های ۲ و ۶ به ترتیب برابر ۰/۲۵۹ و ۰/۰۱۱ میلیارد تومان شود. بنابراین، هزینه دوباره تخصیص یافته به تخلیه‌کننده ۷ برابر ۰/۹۵۵ میلیارد تومان بوده که بدین ترتیب برابر ۰/۲۹۷ میلیارد تومان سود برده است.

همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، در روش Normalized Nucleolus تخصیص دوباره هزینه‌ها و نیز هزینه جانبی تناسب بیشتری با هزینه‌های اولیه تخلیه‌کننده‌ها دارد. به‌عنوان نمونه در روش Nucleolus، هزینه جانبی توسط تخلیه‌کننده‌های ۲ و ۷ پرداخته می‌شود با وجود تفاوت بسیار زیاد در هزینه و سود آنها، تقریباً مساوی است. در مورد محدودیت‌های مدل پیشنهادی، لازم است ذکر شود که مفهوم هزینه جانبی با هزینه‌های داد و ستد مجوزهای تخلیه بار آلودگی^۱ متفاوت است. هزینه جانبی در واقع قسمتی از سود واحدهایی است که در ائتلاف شرکت کرده و سود برده‌اند، که به واحدهایی که در ائتلاف شرکت کرده و با سود کم یا ضرر روبرو شده‌اند، پرداخته می‌شود. در این مقاله برای ساده‌سازی مدل، هزینه‌های مربوط به داد و ستد مجوزهای تخلیه و هزینه‌های ممیزی و پایش سیستم که به متولیان تحمیل

در جدول ۵ هزینه‌های جانبی نیز آورده شده است. این هزینه‌ها نشان‌دهنده هزینه‌های پرداختی (اعداد مثبت) یا دریافتی (اعداد منفی) است. در واقع، بدین ترتیب شیوه داد و ستد و این‌که کدام واحد خریدار و کدام واحد فروشنده مجوز خواهد بود، مشخص می‌شود.

مطابق نتایج به‌دست آمده از روش Nucleolus، تخلیه‌کننده ۶ فروشنده است. هزینه این تخلیه‌کننده با شرکت در ائتلاف از ۰/۰۵۶ به ۰/۱۱۷ میلیارد تومان افزایش می‌یابد، اما با تخصیص دوباره هزینه‌ها، با پرداخت ۰/۱۱۷ میلیارد تومان هزینه جانبی به آن، علاوه بر اینکه هزینه‌های اضافی این تخلیه‌کننده جبران می‌شود، معادل ۰/۰۵۶ میلیارد تومان هم سود برده و با احتساب این سود، هزینه دوباره تخصیص یافته این واحد برابر صفر خواهد شد. تخلیه‌کننده ۷، خریدار است. هزینه این تخلیه‌کننده با شرکت در ائتلاف از ۱/۲۵۲ به ۰/۸۱۸ میلیارد تومان کاهش یافته و در نتیجه ۰/۴۰۱ میلیارد تومان سود می‌برد. این تخلیه‌کننده به‌عنوان خریدار، قسمتی از سود خود را به واحد ۶ می‌پردازد و خود نیز سود می‌برد. این تخلیه‌کننده، ۰/۰۵۹ میلیارد تومان به تخلیه‌کننده ۶ می‌پردازد و سود تخصیص یافته به خود آن برابر ۰/۳۷۵ میلیارد تومان بوده که با احتساب این سود، هزینه دوباره تخصیص یافته برابر ۰/۸۷۷ میلیارد تومان است. تخلیه‌کننده ۲ شرایطی مشابه تخلیه‌کننده ۷ دارد. در روش Normalized Nucleolus، تخلیه‌کننده‌های ۲ و ۶ فروشنده

و بدین ترتیب نتیجه حاصل - که با بهره‌گیری حداکثری از شرایط طبیعی رودخانه به دست می‌آید - ممکن است از نظر مجموع هزینه در حداقل مقدار ممکن نباشد که این می‌تواند ایراد اصلی تخصیص باشد. با تغییر هدف به حداقل ساختن مجموع هزینه‌های تصفیه، بر خلاف هدف قبل، درصدهای تصفیه به شکلی تخصیص می‌یابد که با توجه به توابع هزینه هر واحد، مجموع هزینه‌ها در کمترین مقدار ممکن باشد. در این حالت ممکن است تخلیه مجاز واحدی نسبت به تخلیه مجاز آن با توجه به شرایط طبیعی رودخانه کاهش یافته و در نتیجه هزینه آن افزایش یابد و به عکس، تخلیه مجاز واحدی نسبت به تخلیه مجاز آن با توجه به شرایط طبیعی رودخانه افزایش یافته و در نتیجه هزینه آن کاهش یابد. این موضوع ناعادلانه بودن تخصیص‌ها را نشان می‌دهد.

در این مقاله، سعی شده این ایرادها با استفاده از مدل پیشنهادی برطرف شده و علاوه بر دستیابی به حداقل هزینه، معیار عادلانه بودن رعایت شود. در مدل پیشنهادی، در ابتدا تخصیص اولیه با توجه شرایط طبیعی رودخانه تعیین می‌شود. همان‌گونه که اشاره شد این تخصیص اولیه پایین‌ترین مجموع هزینه را تأمین نمی‌کند. بنابراین تخلیه‌کننده‌ها برای کاهش هزینه‌های تصفیه در برنامه تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی مشارکتی، ائتلاف می‌کنند. در این حالت، با استفاده از تئوری بازیها، سود حاصل از مشارکت، به صورت عادلانه بین واحدهای تخلیه کننده تخصیص یافته و نحوه تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی و شیوه داد و ستد بین آنها نیز مشخص می‌شود. نتایج ارائه شده، کارایی مدل پیشنهادی را برای تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی رودخانه‌ها نشان می‌دهند. در مدل پیشنهادی سیاستهای بهینه مدیریت کیفیت آب رودخانه، به‌گونه‌ای تدوین می‌شوند که ضمن توجه به مطلوبیت

می‌شوند، در نظر گرفته نشده اما پیشنهاد می‌شود در تحقیقات آتی یا کاربردهای واقعی مدل، این موضوع در نظر گرفته شود. یکی از دیگر محدودیت‌های مدل، نیاز به تعداد زیاد نقاط کنترل کیفیت آب در طول رودخانه است. در صورتی که تعداد نقاط کنترل کم انتخاب شود، ممکن است پس از تجارت مجوزهای تخلیه، کیفیت آب در نقاطی که کنترل نمی‌شوند از استاندارد مورد نظر تخطی کنند. به این نقاط معمولاً نقاط مهم (نقاط داغ^۱) گفته می‌شود. البته این مشکل در بیشتر مدل‌های تجارت مجوزهای تخلیه بار آلودگی برای کنترل آلاینده‌های زوال‌پذیر وجود دارد و حتی در مدل TRS نیز برای آلاینده‌های زوال‌ناپذیر این مشکل حل شده است.

مشکل دیگری که در برنامه‌های تجارت بار آلودگی وجود دارد، مربوط به تخلیه کنندگانی است که بدون پرداخت هزینه‌ای، بار آلودگی تخلیه شده خود را زیاد کنند، مشروط به این که کیفیت آب از استاندارد تخطی نکند یا ریسک تخطی از استاندارد افزایش نیابد. به این تخلیه‌کنندگان به اصطلاح Free Rider می‌گویند. در مدل پیشنهادی چون در تخصیص اولیه مجوزهای تخلیه، به ازای ریسک تخطی مشخص، از کل ظرفیت پذیرش بار آلودگی رودخانه استفاده می‌شود و در تخصیص دوباره هزینه‌ها، هر گونه افزایش تخلیه بار آلودگی نسبت به تخصیص اولیه، مستلزم پرداخت هزینه است، عمل در سیستم، تخلیه‌کننده‌ای از نوع Free rider وجود نخواهد داشت.

۶- نتیجه‌گیری

در مدیریت کیفیت آب، وقتی هدف حداقل ساختن میانگین درصدهای تصفیه باشد، معیار اقتصادی مؤثر نبوده

1. Hot Spots

Q_0	جمعیت نوزاد اولیه	طرفهای درگیر، علاوه بر اینکه مطلوبیت هر یک از
Q_t	جمعیت نوزادان در نسل t ام	طرف‌ها تا حد امکان تأمین می‌شود، هزینه تصفیه به طور
R_t	جمعیت ترکیب شده (اندازه جمعیت برابر $2N_g$)	منصفانه بین شرکت کنندگان در ائتلاف توزیع شده و
r_i	میزان درصد تصفیه تخلیه‌کننده i	علاوه بر اینکه الگوی تجارت مجوز تخلیه بار آلودگی به
rc_i	درصد تصفیه واحد i شرکت کننده در ائتلاف	صورت مشارکتی مشخص می‌شود.

S

S	ائتلافی از تخلیه‌کننده‌های عضو ائتلاف اصلی	
x_i	سود تخصیص یافته به واحد i	۸- فهرست علائم
x_i''	مقدار درصدهای تصفیه بهینه واحد تخلیه‌کننده i	ضریب تابع هزینه تخلیه‌کننده i
y_i	هزینه مجدد تخصیص یافته واحد i	میزان ریسک تخطی از استاندارد قابل قبول
$\mu_{W_i}(c_l)$	تابع عضویت فازی تعلق غلظت شاخص کیفیت l به مجموعه فازی سطوح غلظت مربوط به	اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی
$\nu(S)$	سود حاصل از ائتلاف S	هزینه تصفیه تخلیه‌کننده i

۹- منابع

نیک‌سخن، م. ح. (۱۳۸۷). "مدیریت کیفیت آب رودخانه مبتنی بر مدل تصمیم‌گیری مجوز تخلیه بار آلودگی"، رساله دکترا، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران.

سازمان حفاظت محیط زیست ایران، (۱۳۸۴). "مطالعه و تهیه سیستم صدور مجوز تخلیه آلاینده در حوزه آبریز رودخانه زرجوب گیلان"، گزارش فنی، (محقق مسؤل: دکتر علی ترابیان).

Brill, E. D., Eheart, J. W., Kshirsagar, S.R. and Lence, B.J. (1984). "Water quality impacts of biochemical oxygen demand under transferable discharge permit programs", Water Resources Research, 20 (4), pp. 445-455.

Deb, K., Agrawal, S., Pratap, A. and Meyarivan, T. (2000). "A fast elitist non-dominated sorting genetic algorithm for multi-objective optimization: NSGA-II", KANGAL Rep. No. 200001, Indian Institute of Technology, Kanpur, India.

Eheart, J. W. (1980). "Cost efficiency of transferable discharge permits for the control of

α_i	ضریب تابع هزینه تخلیه‌کننده i
AFR	میزان ریسک تخطی از استاندارد قابل قبول
BOD	اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی
c_i	هزینه تصفیه تخلیه‌کننده i
c_l^D	مقدار حد بالای محدوده فازی شاخص کیفیت آب در نقطه کنترل l (حداقل مقدار قابل قبول)
c_{max}^l	حداقل و حداکثر سطح غلظت شاخص کنترل کیفیت آب در نقطه کنترل l از شبیه‌سازی مونت کارلو
c_{min}^l	هزینه تخلیه‌کننده i در ائتلاف اصلی N قبل از تخصیص مجدد هزینه‌ها
CG_i	تخصیص مجدد هزینه‌ها
DO	اکسیژن محلول
$e(S, x)$	میزان بی‌عدالتی ائتلاف S و بردار x
$f_i()$	تابع هزینه تصفیه تخلیه‌کننده i
FR	ریسک فازی تخطی از استاندارد کیفیت آب
k	ضرایب زوال BOD
k_2	ضرایب هوادهی
n	تعداد تخلیه‌کننده‌ها در طول بازه در نظر گرفته شده در رودخانه
N	ائتلاف اصلی از تمام تخلیه‌کننده‌های شرکت کننده در بازی
N_g	اندازه جمعیت مدل الگوریتم ژنتیک
$p(c_l)$	تابع توزیع چگالی احتمال غلظت شاخص کیفیت آب از تحلیل فرکانس به دست آمده از تحلیل مونت کارلو
P_t	جمعیت والدین در نسل t ام

- Niksokhan, M.H., Kerachian, R. and Karamouz, M. (2009b). "A Game theoretic approach for trading discharge permits in rivers", *Water Science and Technology*, IWA, 60(3), pp. 793-804.
- Schwarze, R. and Zapfel, P. (2000). "Sulfur allowance trading and the regional clean air incentives market: a comparative design analysis of two major cap-and-trade permit programs", *Environmental and Resource Economics*, 17, pp. 279-298.
- Streeter, H. and Phelps, E. (1925). "A study of the pollution and purification of the Ohio river, III. factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration", *Publ Health Bull* 146, US Public Health Service, Washington, DC.
- Young, H. P. (1993). "An evolutionary model of bargaining", *Journal of Economic Theory*, 59, pp. 145-168.
- Young, H. P., Okada, N. and Hashimoto, T. (1982). "Cost allocation in water resources development", *Water Resources Research*, 18, pp. 463-475.
- BOD discharges", *Water Resource Research*, 16, pp. 980-989.
- Eheart, J. W., Brill, E. D., Jr., Lence, B. J., Kilgore, J. D. and Uber, J.D. (1987). "Cost efficiency of time-varying discharge permit programs for water quality management", *Water Resources Research*, 23(2), pp. 245-251.
- Ghosh, S. and Mujumdar, P. P. (2006). "Risk minimization in water quality control problems of a river system", *Advances in Water Resources*, 29(3), pp. 458-470.
- Hung, M. and Shaw, D. (2005). "A trading-ratio system for trading water pollution discharge permits", *Journal of Environmental Economics and Management*, 49, pp. 83-102.
- Mesbah, S.M., Kerachian, R. and Nikoo, M.R. (2009). "Developing real time operating rules for trading discharge permits in rivers: application of bayesian networks", *Environmental Modelling and Software*, Elsevier, 24(2), pp. 238-246.
- Niksokhan, M. H., Kerachian, R. and Amin, P. (2009a). "A stochastic conflict resolution model for trading pollutant discharge permits in river systems", *Environmental Monitoring and Assessment*, Springer, 154 (1-4), pp. 219-232.