محیط شناسی، سال سی و هشتم، شمارهٔ ۶۲، تابستان ۹۱، صفحهٔ ۱۰۳-۱۱۰

کاربرد روش ارزیابی جامع فازی در پهنه بندی کیفی آب رودخانه‌ها

سیدحسین هاشمی*[۱]، محمد مهدی عظیمی قادیکلایی[۲]، مرتضی رعیتی دماوندی[۳]، سمانه برکتین[٤]

۱- استادیار پژوهشکدهٔ علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی.

۲- کارشناس ارشد مهندسی رودخانه، شرکت مهندسین مشاور یکم. mahdi.azimi.1185@gmail.com

۳- مربی دانشگاه آزاد اسلامی، واحد قائمشهر و دانشجوی دکترای مهندسی آب دانشگاه علم و صنعت ایران. m_rayati@iust.ac.ir

٤- کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست، شرکت مهندسین مشاور یکم. samaneh.barekatain@yekom.com

تاریخ دریافت : ۹۰/۲/۲۵ تاریخ پذیرش: ۹۰/۹/۷

چکیده

پهنه‌بندی کیفی رودخانه‌ها، ابزار مفید مدیریتی است که برنامه‌ریزان را قادر به اولویت‌بندی فعالیت‌های لازم برای حفاظت منابع آب می‌کند. روشهای متداول مورد استفاده در این زمینه، معایبی از جمله عدم توجه به نوع مصرف آب، در نظر نگرفتن عدم قطعیت‌های مربوط به خطای نمونه‌گیری و حدود کلاس‌ها، تغییر کلاس‌ها با افزایش یا کاهش جزئی در مقدار مشخصه‌های کیفی، و قرار گرفتن ارقام بسیار دور یا بسیار نزدیک، در یک کلاس کیفی دارند. هدف این مقاله که بر روی رودخانهٔ قزل اوزن انجام گرفت، کاربرد تکنیک‌های فازی در بحث پهنه‌بندی کیفی آب رودخانه‌هاست به‌گونه‌ای که معایب گفته شده را، به کمک روشهای ریاضی پوشش می‌دهد. طبق این روش، ابتدا بر اساس استانداردهای طبقه‌بندی آب در کشاورزی، چهار کلاس کیفیت آب استخراج شد، به گونه‌ای که با افزوده شدن بر شمارهٔ کلاس، از رضامندی آن برای مصرف کشاورزی کاسته می‌شود. با توجه به نمونه‌های برداشت شده از این رودخانه، سه مشخصه کیفی، شامل سختی کل، نسبت جذب سدیم و هدایت الکتریکی در این مطالعه اثر داده شد. سپس با استفاده از روش ارزیابی جامع فازی، میزان درجهٔ عضویت هر ایستگاه در کلاس‌های کیفی (ماتریس تابع عضویت) محاسبه و به منظور تعیین ضرایب وزنی مشخصه‌های کیفی، که از مهمترین قسمت‌های ارزیابی کیفی است، از نظریهٔ آنتروپی اطلاعات استفاده و در پایان از حاصل‌ضرب ماتریس ضرایب وزنی در ماتریس توابع عضویت، وضع کیفی ایستگاههای پایش تعیین شد. نتایج نشان داد از نظر مصرف کشاورزی، آب این رودخانه در اکثر ایستگاهها نامناسب است که علت آن، غلظت بالای املاح در آب این منطقه تشخیص داده شد.

کلیدواژه

پهنه‌بندی کیفیت آب، روش ارزیابی جامع فازی، نظریهٔ آنتروپی، تابع درجهٔ عضویت

سرآغاز

ارزیابی‌های محیط زیستی، به شناسایی کلی از شرایط کیفی سیستم مورد مطالعه منجر می‌شود که، به اولویت‌بندی اقدامات مدیریتی کمک بسیاری می‌کند. در یک دسته بندی، روشهای موجود برای این گونه ارزیابی‌ها به پنج گروه تقسیم شده‌اند (Haiyan 2002):

۱) ارزیابی توسط کارشناس فنی[۱] (EA) که توسط گروهی از متخصصان بهداشت محیط و ریسک زیست محیطی انجام می‌شود،

۲) ارزیابی بر اساس شاخص[۲] (IA) که در آن چندین داده خام با واحدهای مختلف، تبدیل به مجموعه مقادیری بدون واحد می‌شوند،

۳) روش تحلیل اقتصادی[۳] که با اندازه‌گیری شاخص‌های اقتصادی، ارزش اقتصادی محیط زیست مورد بحث قرار می‌گیرد،

۴) ارزیابی بر پایهٔ عملکرد[۴] (OA) که روشی پویاست و با بهره‌گیری از مدل‌های ریاضی برای سیستم‌های پیچیده مناسب است و

۵) ارزیابی جامع فازی[۵] (FCA) که بر پایه نظریهٔ فازی بنا نهاده شده است و در حقیقت ابهام[۶] و عدم قطعیت ذاتی موجود در فرایندهای ارزیابی را در بر می‌گیرد و نحوهٔ کمّی کردن آنها را مورد بحث قرار می‌دهد. از جمله روشهای متداول برای پهنه‌بندی کیفی رودخانه‌ها می‌توان به (Horton, 1965)، شاخص کیفیت آب سازمان بهداشت ملی امریکا (NSFWQI[7]) (McClelland,

نویسنده مسئول: تلفن: ۰۲۱ ۲۲۴۳۱۹۷۱ h_hashemi@sbu.ac.ir

(Heinonen and Herve, 1974) و شاخص کیفی اصلاح شده (Dojlido, et al., 1994, 1994) اشاره کرد. هر یک از این روشها ساختار ریاضی ویژه خود را داشته و نحوهٔ رسیدن به ضرایب وزنی و مشخصه‌های کیفی در آنها متفاوت است. از جمله انتقادهایی که متوجه این روشهاست عدم قطعیت در انتخاب مشخصه‌های کیفی به علت عدم توجه به نوع مصرف آب، در نظر نگرفتن عدم قطعیت‌های مربوط به خطاهای نمونه‌گیری و مرز کلاس‌ها، تغییر کلاس با افزایش، یا کاهش جزئی در مقدار مشخصه‌های کیفی، و قرار گرفتن ارقام بسیار دور، یا بسیار نزدیک، در یک کلاس کیفی اشاره کرد. (Chang, et al., 2001, Onkal, et al., 2004, Shen, et al., 2005, Lu, et al., 2010) به این ترتیب، نیاز به روشهایی که بتوانند این عدم قطعیت‌ها و ماهیت فازی[8] موجود در بطن این فرایند را در نظر بگیرند، احساس شد. یکی از این روشها، بیان عدم قطعیت با استفاده از تابع درجهٔ عضویت[9] است که یکی از مفاهیم کلیدی درنظریهٔ فازی است (MATLAB Manual, 2006).

برای نخستین بار Sii و همکاران (1993) به کاربرد توابع عضویت فازی در پهنه‌بندی کیفی رودخانه‌ها اشاره و سعی کردند تا بازهٔ کیفی بین ۰ تا ۱۰۰ (در روشهای پیشین استفاده می‌شد) را به بازهٔ بین ۰ تا ۱ (در توابع عضویت روش فازی استفاده می‌شود) تبدیل کنند.

پس از آن، مطالعات دیگری در زمینهٔ کاربرد روشهای فازی در مسائل مرتبط با محیط زیست، نظیر ارزیابی سلامت رودخانه‌ها[10] (Zhao and Yang, 2009).

ظرفیت حمل[11] رودخانه‌ها (Lihong, et al., 2009, Gong and Jin, 2009)، تغذیه‌گرایی مخازن (Lu and Lo, 2002, Shen, et al., 2005) ارزیابی‌های جامع محیط زیست (Haiyan, 2002)، آلودگی هوا (Fisher, 2003,Onkal, et al., 2004)، آب زیرزمینی (Dahiya, et al., 2007,Singh, et al., 2008)، و پهنه‌بندی کیفی رودخانه‌ها (Chang, et al. ,2001, Jianhua, et al., 2008(1&2), Lu, et al., 2010, Liu, et al. , 2010, Huang, et al., 2010) انجام شد.

روش ارزیابی جامع فازی، روشی است که به سنجش هدف، با استفاده از نظریهٔ فازی می‌پردازد، به‌گونه‌ای که اثر مشخصه‌های مختلفِ تأثیرگذار بر آن، به کمک ضرایب وزنی، و اثر عدم قطعیت‌های موجود با استفاده از توابع درجه عضویت بیان می‌شود (Liu X., et al., 2010).

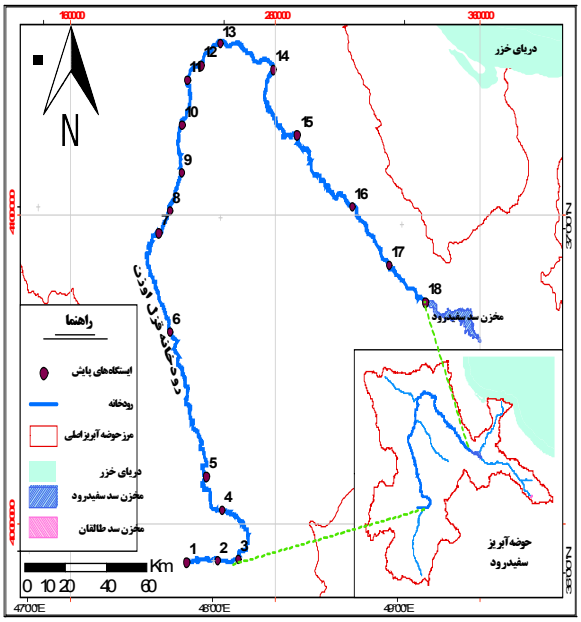
تعیین ضریب وزنی مناسب برای هر یک از مشخصه‌های کیفی، همواره یکی از نکات مهم و البته مورد بحث در روشهای پهنه‌بندی بوده است. حتی روشهای فازی پهنه‌بندی نیز از این قاعده مستثنا نیستند.

محققان مختلف روشهای گوناگونی را در این خصوص پیشنهاد کرده‌اند. یکی از روشهای تعیین ضریب وزنی که همراه با روش FCA، بسیار استفاده شده است، روش نظریهٔ آنتروپی اطلاعات[12] است. این روش، بگونه‌ای است که برای هر مشخصه کیفی، در هر ایستگاه سنجش، یک ضریب وزنی به دست می‌دهد. Liu, et al., (Jianhua, et al., 2008, Haiyan, 2002, Cheng, et al., 1998, Chang, et al., 1994).

مواد و روشها

محدودهٔ مورد مطالعه

در این مطالعه، شاخهٔ اصلی رودخانهٔ قزل اوزن واقع در حوضهٔ آبریز سفیدرود بزرگ، که از رودخانه‌های اصلی این حوضه آبریز است، به‌عنوان محل مطالعهٔ موردی انتخاب شد (شکل شمارهٔ ۱). مساحت کل حوضهٔ آبریز سفید رود ۵۹۱۷۷ کیلومتر مربع و مساحت محدودهٔ مطالعاتی در این تحقیق، حدود ۱۱۱۷۵ کیلومتر مربع (نزدیک به ۱۹٪ از کل حوضه) است. طول بازهٔ انتخابی رودخانه در این مطالعه بیش از ۴۸۸ کیلومتر است.



شکل شمارهٔ (۱) : حوضهٔ آبریز سفیدرود، رودخانهٔ قزل اوزن و محل ایستگاههای پایش

مشخصه‌های کیفیت آب

در این مطالعه فرض شد آب رودخانه به مصرف کشاورزی می‌رسد. به همین دلیل، سه مشخصه کیفی شامل سختی کل[۱۳]، هدایت الکتریکی[۱۴] و نسبت جذب سدیم[۱۵] (SAR)، به منظور پهنه‌بندی کیفی رودخانه با توجه به نوع مصرف آب انتخاب شدند. شایان ذکر است که این استانداردها، برای دو مشخصه کلر[۱۶] و بور[۱۷] (از مشخصه‌های موثر در امر کشاورزی) نیز موجود بوده است، اما به علت عدم اندازه‌گیری این دو مشخصه از آنها استفاده نشده است.

سختی کل و SAR طبق روابط (۱) و (۲) محاسبه می‌شوند:

$$TH = 50(Ca + Mg) \qquad (۱)$$

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{0.5 \times (Ca + Mg)}} \qquad (۲)$$

در روابط فوق، Na، Mg و Ca به ترتیب غلظت یون‌های سدیم، منیزیم و کلسیم بر حسب میلی اکی والان بر لیتر[۱۸]، و TH سختی کل بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم و SAR نسبت جذب سدیم هستند. در این تحقیق از میانگین داده‌های ۱۸ ایستگاه پایش مربوط به پروژه "کنترل و کاهش آلودگی رودخانهٔ سفیدرود" استفاده شد (شکل شمارهٔ ۱). عملیات نمونه‌برداری در چهار نوبت، به ترتیب در زمستان ۱۳۸۶، بهار، تابستان و پاییز ۱۳۸۷ انجام شده است.

نظریهٔ روش ارزیابی جامع فازی

مراحل هفت گانه این روش عبارتند از (Lu, et al., 2010):

۱) تهیهٔ ماتریس مشخصه‌های کیفیت آب و تعیین مرز کلاس‌ها: انتخاب مشخصه‌های کیفی به گونه‌ای که بتواند نشان دهندهٔ شرایط کیفی رودخانه باشد، همواره اهمیت دارد. ماتریس اولیه، شامل داده‌های خام مشاهده‌ای، به صورت زیر تنظیم می‌شود:

$$(U)_p = \{u_1 \quad u_2 \quad \dots \quad u_n\} \qquad (۳)$$

در رابطهٔ (۳)، p شماره ایستگاه نمونه‌برداری (در اینجا $\sum p = 18$)، n تعداد مشخصه کیفی (در اینجا n=۳) و u داده مشاهده‌ای هستند. کلاس کیفیت آب، به‌صورت زیر بیان می‌شود:

$$V = \{v_1, v_2, \dots, v_m\} \qquad (۴)$$

که در آن m تعداد کلاس‌ها و v مرز کلاس‌ها هستند. برای تعیین مرز کلاس‌ها، می‌باید از آیین‌نامه‌ها بهره جست. در این مطالعه، با توجه به فرض مصرف آب در کشاورزی، آبها به چهار کلاس طبقه‌بندی شدند (در اینجا m=۴).

سطوح معیار برای مشخصه‌های ذکر شده، به شرح جدول شمارهٔ (۱) است (Bauder, et al., 2010, Self, 2010). باید متذکر شد که گرچه عوامل دیگری نظیر بافت خاک، میزان مواد آلی، نوع محصولات، نوع سیستم آبیاری، آب و هوا و نوع محصول، در تعیین مرز کلاس‌ها دخیل هستند، ولی اعداد بیان شده در جدول شمارهٔ (۱) به عنوان یک راهنمای کلی پذیرفته شده است.

جدول شمارهٔ (۱): محدودهٔ‌مشخصه‌های کیفیت آب برای طبقه بندی کیفی (Bauder, et al., 2010, Self, 2010)

	نام مشخصه	سختی کل	نسبت جذب سدیم	هدایت الکتریکی
	علامت اختصاری	TH	SAR	EC
	واحد اندازه‌گیری	mg/l $CaCO_3$	بدون واحد	µmhos/cm
۱	عالی	۰ تا ۷۵	۱ تا ۹	۰ تا ۲۵۰
۲	خوب	۱۵۰ تا ۷۵/۰۱	۹/۰۱ تا ۱۷	۲۵۱ تا ۷۵۰
۳	معمولی	۱۵۰/۰۱ تا ۳۰۰	۱۷/۰۱ تا ۲۵	۷۵۱ تا ۲۰۰۰
۴	ضعیف	>= ۳۰۰/۰۱	>= ۲۵۰/۰۱	>= ۲۰۰۱

۲) استانداردسازی داده‌ها: به‌علت آنکه اعداد مورد استفاده، دارای واحد و مقادیر بیشینه مختلفی هستند، لازم است تا قبل از فازی سازی، آنها را به‌صورت استاندارد درآورد. این عمل به کمک رابطهٔ (۵) انجام می‌گیرد:

$$(C_{st})_{ip} = \frac{(C_o)_{ip} - \min(C_{class})_i}{\max(C_{class})_i - \min(C_{class})_i} \qquad (۵)$$

در رابطهٔ فوق، $(C_{st})_{ip}$ مشخصهٔ کیفی استاندارد شده i در ایستگاه p، $(C_o)_{ip}$ مشخصهٔ کیفی مشاهده‌ای i در ایستگاه p، $\min(C_{class})_i$ و $\max(C_{class})_i$ به ترتیب مقادیر کمینه و بیشینهٔ کلاس برای مشخصهٔ کیفی i (جدول شمارهٔ ۱) هستند.

۳) تهیه توابع عضویت فازی: تابع عضویت، بیان کننده میزان درجه عضویت هر مشخصه به مجموعه فازی[۱۹]است. این تابع، برای مشخصه‌هایی که مقدار کم آنها مطلوب است (مانند سختی کل و ...)، به کمک روابط (۶) الی (۸) نوشته می‌شود:

$$r_{i1} = \begin{cases} \approx 1 & c_i \le v_{i1} \\ (c_i - v_{i2})/(v_{i1} - v_{i2}) & v_{i1} \prec c_i \prec v_{i2} \\ \approx 0 & c_i \ge v_{i2} \end{cases} \qquad (۶)$$

$$r_{ij}=\begin{cases}\approx 0 & c_i \le v_{ij-1}, c_i \ge v_{ij+1}\\ (c_i-v_{ij-1})/(v_{ij}-v_{ij-1}) & v_{ij-1} \prec c_i \le v_{ij}\\ (c_i-v_{ij+1})/(v_{ij}-v_{ij+1}) & v_{ij} \prec c_i \prec v_{ij+1}\end{cases} \quad (۷)$$

$j=2,3$

$$r_{i4}=\begin{cases}\approx 0 & c_i \le v_{i3}\\ (c_i-v_{i3})/(v_{i4}-v_{i3}) & v_{i3} \prec c_i \prec v_{i4}\\ \approx 1 & c_i \ge v_{i4}\end{cases} \quad (۸)$$

و برای مشخصه‌هایی که مقدار زیاد آنها مطلوب است (مانند اکسیژن محلول یا DO) به کمک روابط (۹) الی (۱۱) نوشته می‌شود. در روابط (۶) الی (۱۱)، r_{ij} تابع عضویت مشخصه کیفی i در کلاس کیفی j، c_i مشخصه کیفی استاندارد شده i، و v_{ij} مرز کلاس j برای مشخصه i هستند. لازم به یادآوری است که بعلت استفاده از داده‌های استاندارد، می‌باید مرز کلاس‌ها (v_{ij}) نیز توسط رابطه (۵) استاندارد شود و پس از آن از روابط (۶) الی (۱۱) برای نوشتن توابع عضویت استفاده شود. مرز کلاس‌های استانداردشده بصورت نشان داده شده در جدول شمارهٔ (۲) است.

$$r_{i1}=\begin{cases}\approx 1 & c_i \ge v_{i1}\\ (c_i-v_{i2})/(v_{i1}-v_{i2}) & v_{i2} \prec c_i \prec v_{i1}\\ \approx 0 & c_i \le v_{i2}\end{cases} \quad (۹)$$

$$r_{ij}=\begin{cases}\approx 0 & c_i \ge v_{ij-1}, c_i \le v_{ij+1}\\ (c_i-v_{ij-1})/(v_{ij}-v_{ij-1}) & v_{ij} \prec c_i \le v_{ij-1}\\ (c_i-v_{ij+1})/(v_{ij}-v_{ij+1}) & v_{ij+1} \prec c_i \prec v_{ij}\end{cases} \quad (۱۰)$$

$j=2,3$

$$r_{i4}=\begin{cases}\approx 0 & c_i \ge v_{i3}\\ (c_i-v_{i3})/(v_{i4}-v_{i3}) & v_{i4} \prec c_i \prec v_{i3}\\ \approx 1 & c_i \le v_{i4}\end{cases} \quad (۱۱)$$

۴) تهیه ماتریس تابع عضویت فازی: این ماتریس به‌صورت رابطه (۱۲) نوشته می‌شود.

$$R_p=(r_{ij})_{n\times m}=\begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1m}\\ r_{21} & r_{21} & \cdots & r_{2m}\\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots\\ r_{n1} & r_{n2} & \cdots & r_{nm}\end{bmatrix} \quad (۱۲)$$

جدول شمارهٔ (۲): مرز کلاس‌ها به‌صورت استانداردشده (v_{ij})

مشخصه	کلاس ۱	کلاس ۲	کلاس ۳	کلاس ۴	میانگین کلاس‌های استاندارد شده
TH	۰	۰/۲۵	۰/۵	۱	۰/۴۳۷۵
SAR	۰/۰۴۱۷	۰/۳۷۵	۰/۷۰۸۳	۱/۰۴۱۷	۰/۵۴۱۷
EC	۰	۰/۱۲۵	۰/۳۷۵	۱	۰/۳۷۵

در رابطهٔ (۱۲)، R_p ماتریس تابع عضویت فازی در ایستگاه p، n تعداد مشخصه کیفی، m تعداد کلاس‌ها و r_{ij} میزان درجه عضویت مشخصه i در کلاس j (روابط۶ الی ۱۱) هستند.

۵) محاسبهٔ ماتریس ضریب وزنی: هر مشخصه کیفی در آب، اثر متفاوتی دارد. به همین دلیل، لازم است در فرایند ارزیابی، به آنها وزن مناسبی اختصاص داده شود. به منظور اجتناب از اعمال سلیقه شخصی، در این مطالعه برای محاسبهٔ ضرایب وزنی، از نظریهٔ آنتروپی اطلاعات کمک گرفته شد. در این روش، ضرایب وزنی به کمک روابط (۱۳) و (۱۴) به دست می‌آیند(Liu, et al., 2010(2)):

$$a_{ip}=\frac{(c_{st})_{ip}}{S_i} \quad (۱۳)$$

$$w_{ip}=\frac{a_{ip}}{\sum_{i=1}^{n} a_{ip}} \quad (۱۴)$$

که در آن $(c_{st})_{ip}$ مشخصه کیفی استاندارد شده i در ایستگاه p، S_i میانگین مرز کلاس‌های استاندارد شده برای مشخصه i (ستون آخر در جدول شماره ۲)، n تعداد مشخصه کیفی و w_{ip} ضریب وزنی مشخصه i در ایستگاه p است.

۶) تعیین کلاس کیفی: این نتیجه، از حاصل‌ضرب ماتریس ضریبِ وزنی (رابطهٔ۱۴)، در ماتریس تابع عضویت فازی (رابطهٔ ۱۲) به دست می‌آید که به فرم زیر خواهد بود:

$$B_p=(w_{ip})_{1\times n}.(R_p)_{n\times m}=(b_1 \quad b_2 \quad \cdots \quad b_m)_{1\times m} \quad (۱۵)$$

در رابطهٔ فوق، B_p ماتریس نتیجهٔ کلاسه‌بندی مربوط به ایستگاه p، m تعداد کلاس‌های کیفی، n تعداد مشخصه‌های کیفی، w_{ip} ضریب وزنی مشخصه i در ایستگاه p، و R_p ماتریس تابع عضویت فازی ایستگاه p هستند.

۷) غیر فازی‌سازی[۲۰]: نتیجهٔ خروجی، چنانچه از رابطـه (۱۵) نمایان است شامل چهار عدد است (بـه دلیـل وجـود چهـار کـلاس کیفی) که هر یـک، مبـین میـزان درجـهٔ عـضویت ایـستگاه p بـه کلاس‌های کیفی است.

ولی برای قابل استفاده بودن در امور مدیریتی، لازم است ایـن نتیجه به صورت یک کلاس بیـان شـود. یکـی از روشـهای بـسیار مرسوم، استفاده از روش بیشینهٔ درجهٔ عضویت است، یعنی:

$$ClassP = \max(b_i)_p \qquad i = 1,2,3,4 \qquad ۱۶)$$

که در آن p شماره ایستگاه است. با وجود این این روش دارای عدم قطعیت مربوط به غیر فازی‌سازی است. برای سنجش میزان این عدم قطعیت، می‌توان از شاخص پیشنهادی(Burrough, et al., 1997) معروف به شاخص ابهام یا CI استفاده کرد که به‌صورت زیر است:

$$CI_p = 1 - \left(b_{p,\max} - b_{p,2^{nd}\ \max}\right),\ CI \in [0 \quad 1] \qquad ۱۱۷)$$

که در آن $b_{p,\max}$ بیشترین مقدار درجه عضویت ایستگاه p، و $b_{p,2^{nd}\ \max}$ ماقبـل بیـشترین (یـا دومـین داده بـزرگ) درجـه عضویت ایستگاه p هستند. این شاخص که بین (۰تا ۱) متغیر است، چنین تفسیر می‌شود که ایستگاه با CI بزرگتر (نزدیک بـه ۱) دارای عدم قطعیت بیشتر در تعلق به کلاس اختصاص یافته خواهـد بـود و بر عکس. برای بررسی کمی، بازه (۰تا ۱) به پنج قـسمت تقـسیم و نام‌گذاری می‌شود کـه شـامل ابهـام نـاچیز (۰تـا ۰/۲)، خیلـی کـم (۰/۲تا۰/۴)، کم (۰/۴تا۰/۶)، زیاد (۰/۶تا۰/۸) و خیلی‌زیاد (۰/۸تـا ۱) هستند. تعیین این شاخص برای ایستگاهها، می‌تواند جهت سـنجش عملیات انجام شده مفید باشد.

نتایج و بحث

در این مطالعه، به منظور محاسبهٔ توابع عضویت فازی (روابط ۶ الی ۱۱) از کد نویسی در نرم‌افزار MATLAB بهره گرفته شد. برای نمونه، ماتریس تابع عضویت فازی مربوط به ایستگاه شمارهٔ یـک در جدول شمارهٔ (۳) نشان داده شده است.

همچنین ضرایب وزنی مشخصه‌های کیفـی، در جـدول شـمارهٔ (۴) نشان داده شده است. در جدول شـمارهٔ (۵)، نتـایج حاصلـضرب ماتریس ضرایب، در ماتریس تابع عضویت فـازی (رابطـهٔ ۱۵) بـرای هر یک از ایستگاههای ۱۸ گانه، به همراه شماره کـلاس کیفـی در هر ایستگاه و مقدار شـاخص ابهـام (رابطـهٔ ۱۷) آورده شـده اسـت. همـان‌طـور کـه در جـدول شـمارهٔ (۵) ملاحظـه مـی‌شـود، تمـامی ایستگاهها (از دو ایستگاه بالادست) از نظر مصرف بـرای کـشاورزی در وضعیت "ضعیف" قرار دارند (کلاس ۴).

جدول شمارهٔ (۳): مقادیر ماتریس تابع عضویت فازی ایستگاه شماره یک (R_1)

	شماره کلاس	TH	SAR	EC
ایستگاه ۱	۱	۰/۰۰۰۰	۰/۴۷۹۱	۰/۰۰۰۰
	۲	۰/۰۰۰۰	۰/۵۲۰۹	۰/۳۰۰۰
	۳	۰/۶۶۶۷	۰/۰۰۰۰	۰/۷۰۰۰
	۴	۰/۳۳۳۳	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰

جدول شمارهٔ (۴): ضرایب وزنی مشخصه‌های کیفی در ایستگاههای پایش (W_{ip})

شماره ایستگاه	TH	SAR	EC	جمع
۱	۰/۵۶۰۰	۰/۱۴۶۱	۰/۲۹۴۰	۱/۰۰۰۰
۲	۰/۴۹۳۴	۰/۱۷۸۵	۰/۳۲۸۱	۱/۰۰۰۰
۳	۰/۲۹۴۹	۰/۰۸۴۳	۰/۶۲۰۷	۱/۰۰۰۰
۴	۰/۳۸۱۲	۰/۱۱۵۵	۰/۵۰۳۲	۱/۰۰۰۰
۵	۰/۴۰۵۷	۰/۱۲۰۵	۰/۴۷۳۹	۱/۰۰۰۰
۶	۰/۶۶۷۶	۰/۰۳۹۸	۰/۲۹۲۶	۱/۰۰۰۰
۷	۰/۵۴۳۵	۰/۰۴۳۵	۰/۴۱۳۰	۱/۰۰۰۰
۸	۰/۴۸۳۲	۰/۰۶۱۲	۰/۴۵۵۷	۱/۰۰۰۰
۹	۰/۶۲۱۸	۰/۰۴۳۷	۰/۳۳۴۵	۱/۰۰۰۰
۱۰	۰/۶۶۸۶	۰/۰۳۶۶	۰/۲۹۴۸	۱/۰۰۰۰
۱۱	۰/۶۳۰۰	۰/۰۴۲۱	۰/۳۲۷۹	۱/۰۰۰۰
۱۲	۰/۶۸۱۸	۰/۰۳۵۹	۰/۲۸۲۲	۱/۰۰۰۰
۱۳	۰/۶۸۳۰	۰/۰۳۷۱	۰/۲۷۹۸	۱/۰۰۰۰
۱۴	۰/۵۲۶۳	۰/۰۶۱۴	۰/۴۱۲۳	۱/۰۰۰۰
۱۵	۰/۵۷۶۹	۰/۰۴۷۴	۰/۳۷۵۷	۱/۰۰۰۰
۱۶	۰/۵۶۷۶	۰/۰۵۷۷	۰/۳۷۴۷	۱/۰۰۰۰
۱۷	۰/۵۵۰۰	۰/۰۷۱۹	۰/۳۷۸۱	۱/۰۰۰۰
۱۸	۰/۶۲۶۴	۰/۰۴۲۱	۰/۳۳۱۵	۱/۰۰۰۰

برای این امر، می‌توان چند علت را بیان کرد. یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگـذار در کیفیـت آب مـورد مـصرف بـرای محـصولات متداول کشاورزی، شوری[۲۱] است که گاهی آنـرا معـادل بـا هـدایت الکتریکی بیان می‌دارند. بالا بودن مقـدار هـدایت الکتریکـی در آب کشاورزی، موجب می‌شود که محصولات بخوبی قادر نباشـند تـا در برابر یون‌های موجود، برای جذب آب به رقابت بپردازند، در حالی که حتی ممکن است ظاهر خاک، مرطوب به نظـر برسـد (Bauder, et al., 2010). بر اساس داده‌های جدول شـمارهٔ (۱)، آسـتانه بـدترین کـلاس کیفـی از نظـر میـزان هـدایت الکتریکـی، حـدود ۲۰۰۰ میکروموس بر سـانتیمتر اسـت. در محـدودهٔ مطالعـاتی ایـن مقالـه، میانگین مکانی غلظت این مشخصه ، بیش از ۵۲۰۰ میکروموس بر

سانتیمتر است که گویای بالا بودن غلظت یون‌ها، و در نتیجه هدایت الکتریکی در این رودخانه است. به علت شناخته بودن اثر یون سدیم در کشاورزی، خطر سدیم[۲۲] به‌طور جداگانه توسط مشخصه SAR بیان می‌شود.

جدول شمارهٔ (۵): میزان درجهٔ عضویت هر ایستگاه به کلاس‌های کیفی، همراه با وضعیت ابهام

وضعیت ابهام در ایستگاهها	شمارهٔ کلاس	بیشینه	کلاس ۴	کلاس ۳	کلاس ۲	کلاس ۱	شماره ایستگاه
زیاد	۳	۰/۵۷۹۱	۰/۱۸۶۷	۰/۵۷۹۱	۰/۱۶۴۳	۰/۰۷۰۰	۱
کم	۳	۰/۶۵۴۴	۰/۱۶۷۱	۰/۶۵۴۴	۰/۱۳۷۶	۰/۰۴۰۹	۲
ناچیز	۴	۰/۹۹۹۹	۰/۹۹۹۹	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۳
ناچیز	۴	۰/۹۹۹۹	۰/۹۹۹۹	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۴
ناچیز	۴	۰/۹۹۹۹	۰/۹۹۹۹	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰	۵
ناچیز	۴	۰/۹۶۰۱	۰/۹۶۰۱	۰/۰۰۷۱	۰/۰۳۲۸	۰/۰۰۰۰	۶
ناچیز	۴	۰/۹۵۶۴	۰/۹۵۶۴	۰/۰۰۰۱	۰/۰۲۹۶	۰/۰۱۳۹	۷
ناچیز	۴	۰/۹۳۸۷	۰/۹۳۸۷	۰/۰۲۵۲	۰/۰۳۶۱	۰/۰۰۰۰	۸
ناچیز	۴	۰/۹۵۶۲	۰/۹۵۶۲	۰/۰۱۰۵	۰/۰۳۳۳	۰/۰۰۰۰	۹
ناچیز	۴	۰/۹۶۳۳	۰/۹۶۳۳	۰/۰۱۱۴	۰/۰۲۵۴	۰/۰۰۰۰	۱۰
ناچیز	۴	۰/۹۵۷۸	۰/۹۵۷۸	۰/۰۲۲۸	۰/۰۱۹۳	۰/۰۰۰۰	۱۱
ناچیز	۴	۰/۹۶۴۰	۰/۹۶۴۰	۰/۰۰۲۱	۰/۰۳۳۹	۰/۰۰۰۰	۱۲
ناچیز	۴	۰/۹۶۲۸	۰/۹۶۲۸	۰/۰۱۱۰	۰/۰۲۶۲	۰/۰۰۰۰	۱۳
ناچیز	۴	۰/۹۳۸۵	۰/۹۳۸۵	۰/۰۰۰۱	۰/۰۴۶۷	۰/۰۱۴۸	۱۴
ناچیز	۴	۰/۹۵۲۵	۰/۹۵۲۵	۰/۰۰۰۱	۰/۰۲۲۴	۰/۰۲۵۰	۱۵
ناچیز	۴	۰/۹۴۲۲	۰/۹۴۲۲	۰/۰۰۰۱	۰/۰۳۷۵	۰/۰۲۰۲	۱۶
ناچیز	۴	۰/۹۲۸۰	۰/۹۲۸۰	۰/۰۰۰۱	۰/۰۶۹۸	۰/۰۰۲۱	۱۷
ناچیز	۴	۰/۹۵۷۸	۰/۹۵۷۸	۰/۰۰۰۱	۰/۰۲۸۶	۰/۰۱۳۵	۱۸

یون سدیم موجب پراکنده شدن[۲۳] ذرات خاک می‌شود، درحالی که یون کلسیم، باعث گرد هم آمدن[۲۴] آن می‌شود. به همین علت، یون سدیم موجب پوسته شدن خاک می‌شود. این مسئله، در میزان نفوذپذیری آب در خاک[۲۵] مشکل بوجود می‌آورد (Bauder, et al., 2010). میانگین مکانی مشخصه SAR در این محدودهٔ مطالعاتی، حدود ۱۶ است که در مقایسه با اعداد جدول شمارهٔ (۱)، به کلاس "خوب" نزدیک‌تر است. با این وجود، به علت کمتر بودن ضریب وزنی این مشخصه در مقایسه با دو مشخصه دیگر (جدول شمارهٔ ۴) تأثیرگذاری آن در نتیجه نهایی کمتر بوده است. سختی آب، به غلظت یون‌های محلول در آب، بویژه کلسیم و سدیم بستگی دارد. از اصلی‌ترین راههای ورود این یون‌ها به آبهای سطحی و زیرزمینی، تماس آب با سازندهای زمین‌شناسی آهکی است.(Self, 2010). انحلال این سازندها در آب، موجب ورود املاح و یون به آن می‌شود. در حالی‌که بر اساس جدول شمارهٔ (۱)، آستانهٔ بدترین کلاس کیفی از نظر سختی کل حدود ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم است، میانگین مکانی این مشخصه در محدوده مورد مطالعه، بیش از ۱۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم است. وجود کانی‌های کلسیت، ژیپس و دولومیت در منطقه (گزارش زمین شناسی، ۱۳۸۹)، می‌تواند مهمترین عامل ورود این یون‌ها به آب رودخانه باشد. از نظر شاخص ابهام، قرار گرفتن اکثر ایستگاهها در وضعیت ابهام "ناچیز" نشان می‌دهد که وجود چهار کلاس کیفی، برای این مصرف خاص مناسب به نظر می‌رسد.

جمع‌بندی

در این مطالعه، به‌منظور پهنه‌بندی کیفی رودخانهٔ قزل‌اوزن از نظر مصرف کشاورزی، از روش ارزیابی جامع فازی، استفاده شد. بر اساس استانداردها، آب رودخانه از نظر مصرف کشاورزی به چهار کلاس تقسیم و سپس با استفاده از توابع درجهٔ عضویت فازی (روابط ۶ الی ۱۱)، میزان درجهٔ عضویت هر مشخصه در ایستگاهها تعیین، سپس از حاصلضرب ضرایب وزنی در توابع درجهٔ عضویت، وضع کیفیت آب در ایستگاهها مشخص شد. در روشهای متداول پهنه‌بندی کیفی، مشخصه‌های کیفی ثابتند و نوع مصرف آب در آن لحاظ نمی‌شود. همچنین در این روشها میزان تأثیر هر مشخصه، به‌صورت یک عدد قطعی بیان می‌شود و هر مشخصه، دارای یک ضریب وزنی در تمامی طول رودخانه است. این در حالیست که در روش استفاده شده در این مطالعه، ضمن ارزیابی وضعیت کیفی آب

از نظر مصرف کشاورزی، مشخصه‌های کیفی نیز تا حد امکان بر این اساس انتخاب و اثر هر مشخصه در هر ایستگاه به کمک توابع درجه عضویت فازی بیان شد. ضرایب وزنی در این مطالعه در هر ایستگاه دارای مقداری متفاوت بوده است، با توجه به مزیت‌های روش مورد استفاده، شامل لحاظ عدم قطعیت کلاس‌های کیفی به‌صورت توابع عضویت فازی، امکان انتخاب هدفمند مشخصه‌ها و عدم ثابت بودن ضرایب وزنی، می‌توان این روش را به عنوان روشی برتر و جایگزین روشهای متداول معرفی کرد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از سازمان حفاظت محیط زیست برای در اختیار گذاشتن داده‌های موردنیاز قدردانی می‌شود.

یادداشت‌ها

1-Expert Assessment (EA)
2-Index Assessment (IA)
3-Economic Analytical Method
4-Operational Assessment (OA)
5-Fuzzy Comprehensive Assessment (FCA)
6-Ambiguity
7-National Sanitation Foundation Water Quality Index, (NSFWQI)
8-Fuzziness
9-Membership Function
10-River Health Assessment
11-Carrying Capacity
12-Information Entropy Theory
13-Total Hardness
14-Electrical Conductivity (EC)
15-Sodium Absorption Ratio (SAR)
16-Chloride
17-Boron
18-Milliequivalents per liter, meq/l
19-Fuzzy set
20-Defuzzifying
21-Salinity
22-Sodium hazard
23-Disperse
24-Flocculate
25-Permeability

منابع مورد استفاده

گزارش زمین شناسی حوضه آبریز سفیدرود. ۱۳۸۹. مطالعات پیشگیری، کنترل و کاهش آلودگی رودخانهٔ سفیدرود، مهندسین مشاور یکم. کارفرما : سازمان حفاظت محیط زیست.

Bauder,T.A., R.M.,Waskom, J.G.,Davis. 2010. Fact sheet no. 0.506, Irrigation Water Quality Criteria, Colorado State University Extension, http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00506.pdf

Burrough,P.A., P.F.M., Van Gaans, R.,Hoostmans. 1997. Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries, Geoderma 77, 115– 135.

Chang,C.I., et al. 1994. A relative entropy-based approach to image thresholding, Pattern Recognition, 27(9), pp. 1275–1289.

Chang,N.B., H.W., Chen, S.K.Ning. 2001. Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach, Environmental Management, 63, pp. 293–305.

Cheng,H.D., J.R., Chen, J.,Li. 1998. Threshold selection based on fuzzy partition entropy approach, Pattern Recognition, 31(7),pp. 857–870.

Dahiya,S., et al. 2007. Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation, Hazardous Materials, 147, pp.938–946.

Dojlido,J., J., Raniszewski, J.,Woyciechowska .1994. Water quality index-application for rivers in Vistula river basin in Poland, Water Science and Technology, 30(10), pp. 57–64.

Fisher,B. 2003. Fuzzy environmental decision-making: applications to air pollution, Atmospheric Environment, 37,pp. 1865–1877.

Gong,L., C.,Jin. 2009. Fuzzy Comprehensive Evaluation for Carrying Capacity of Regional Water Resources, Water Resources Management, 23, pp. 2505–2513.

Haiyan,W. 2002. Assessment and prediction of overall environmental quality of Zhuzhou City, Hunan Province, China. Environmental Management, 66, 329-340.

Heinonen,P. , S.,Herve. 1994. The development of a new water quality classification system for Finland, Water Science and Technology, 30(10),pp. 21–24.

Horton,R.K. 1965. An index number system for rating water quality, Water Pollution Control Federation, 37(3),pp. 300–305.

Huang,F., et al . 2010. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques, Water research, 44, pp. 1562–1572.

Jianhua,W., et al. 2008. Fuzzy Synthetic Evaluation of Water Quality of Naoli River Using Parameter Correlation Analysis, Chinese Geographical Science, 18(4), pp. 361–368.

Lihong,M., et al. 2009. Fuzzy Comprehensive Evaluation Model for Water Resources Carrying Capacity in Tarim River Basin, Xinjiang, China, Chinese Geographical Science, 19(1), pp. 089–095.

Liu,X., et al. 2010. Fuzzy Synthetic Evaluation for Water Quality Assessment in Tang River, Proceedings of the 2nd Conference on Environmental Science and Information Application Technology, ESIAT 2010, Wuhan, China, July 17-18.

Liu,L., et al . 2010. Using fuzzy theory and information entropy for water quality assessment in Three Gorges region, China, Expert Systems with Applications, 37, pp. 2517–2521.

Lu,R. S., S.L.,Lo. 2002. Diagnosing reservoir water quality using self-organizing maps and fuzzy theory, Water research, 36,pp. 2265–2274.

Lu,X., et al. 2010. Water quality assessment of Wei River, China using fuzzy synthetic evaluation, Environmental Earth Sciences, 60, pp.1693–1699.

MATLAB manual. 2006. Fuzzy Logic Toolbox, User's Guide. The Mathworks Inc.

McClelland,N.I. .1974. Water Quality Index Application in the Kansas River Basin,US Environmental Protection Agency, Kansas City, MO, EPA-907/9-74-001

Onkal,E.G., I.,Demir, H.,Hiz. 2004. Assessment of urban air quality in Istanbul using fuzzy synthetic evaluation", Atmospheric Environmental, 38, pp. 3809–3815.

Self,J.R. 2010. Fact sheet no. 0.513, Domestic water quality criteria, Colorado State University Extension. http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00513.pdf

Shen,G., et al. 2005. Status and fuzzy comprehensive assessment of combined heavy metal and organochlorine pesticide pollution in the Taihu Lake region of China, Environmental Management, 76, pp. 355–362.

Sii,H.I., J.H.,Sherrard, T.E.,Wilson .1993. A water quality index based on fuzzy sets theory. Proceedings of the 1993 Joint ASCE-CSCE National Conference on Environmental Engineering, July 12–14, Montreal, Quebec, Canada, pp. 253–259.

Singh,B., et al. 2008. Use of fuzzy synthetic evolution for assessment of groundwater quality for drinking usage: a case study of Southern Haryana, India, Environmental geology, 54, pp.249–255.

Zhao,Y.W., Z.F.,Yang. 2009. Integrative fuzzy hierarchical model for river health assessment: A case study of Yong River in Ningbo City, China, Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation, 14, pp. 1729–1736.