محیط شناسی، سال سی و هفتم، شمارهٔ ۵۸ ، تابستان ۹۰، صفحهٔ ۱۱۷-۱۲۸

استفاده از مشخصه‌های مرفولوژیکی در رودخانه‌های دایمی برای تعیین حداقل نیاز آبی محیط اکولوژیکی

علیرضا شکوهی*[1]، یانگ هانگ[2]

۱-دانشیار دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، دانشکدهٔ فنی و مهندسی، گروه مهندسی آب - قزوین ، ایران

۲-دانشیار دانشگاه اکلاهما، دانشکده مهندسی عمران و علوم محیط زیست - ، نورمن ، اکلاهما، ایالات متحده امریکا yanghong@ou.edu

تاریخ دریافت: ۸۹/۲/۱۸ تاریخ پذیرش: ۸۹/۸/۲۲

چکیده

مقاله حاضر به بررسی یکی از مهم‌ترین مسائل کشورهای دارای مسئلهٔ کم آبی و رقابت مصرف کنندگان برای تخصیص آب پرداخته است. در این مقاله ضمن تعریف حداقل نیاز آبی لازم برای زنده مانی رودخانه‌ها، با به چالش کشیدن روش مورد استفاده در ایران (روش مونتانا)، به تشریح الگوریتمی پرداخته شده است که می‌تواند در مناطق فاقد اطلاعات مناسب میدانی از محیط اکولوژیکی با دقتی مناسب حداقل نیاز آبی زیست محیطی را محاسبه کند. روشهای مورد بررسی در این تحقیق را می‌توان در دو دستهٔ روشهای هیدرولوژیکی و هیدرولیکی جای داد. از دستهٔ اول روش تنانت (مونتانا) و از دستهٔ دوم روش محیط خیس شده با دو الگوریتم متفاوت شیب منحنی و حداکثر انحنا مورد بحث و بررسی قرار گرفته اند. دو روش مزبور در مطالعه‌ای موردی در ایران به معرض قضاوت گذاشته شده و تناسب میان روش پیشنهادی، که از مشخصه‌های مرفولوژیکی رودخانه استفاده می‌کند، و شرایط طبیعی رودخانه‌ای دایمی با استفاده از تحلیل‌های آماری نشان داده شده است. بر اساس نتایج به‌دست آمده در این پژوهش، استفاده از روش مونتانا با تحمیل استرس بر سیستم هیدرولوژیکی می‌تواند انتخابی نامناسب برای تعیین جریان حداقل برای حفظ محیط اکولوژیکی رودخانه‌ها باشد. تحقیق حاضر نشان می‌دهد که برای مطالعهٔ موردی انجام شده نتایج روش هیدرولیکی حداکثر انحنای منحنی، از تطابق بیشتری با محیط برخوردار است. روش شیب منحنی برای حداقل دبی زیست محیطی مقادیری بسیار بزرگتر از دبی متوسط رودخانه را پیشنهاد می‌کند که می‌تواند در مناطقی دارای با بحران آب سؤال برانگیز باشد.

کلید واژه

نیاز آبی اکولوژیکی، محیط زیست، مشخصه‌های مرفولوژیکی، رودخانه

سرآغاز

به نظر می‌رسد که حرکت به سمت پیشرفت و رشد مصرف آب که ساده‌ترین راه تأمین آن استفاده از رودخانه‌هاست مقارن با هم و در تعارض با آبی باشد که اکوسیستم‌ها برای ادامهٔ حیات خود بدان نیازمندند. این موضوع مختص ایران نبوده و در اقصی نقاط دنیا شاهد هر چه عمیق‌تر شدن این شکاف هستیم که البته در کشورهای در حال توسعه با وسعت و شدت بیشتری خود را نشان می‌دهد. مشکل بزرگی که در ایران در طول تمام سالهای گذشته با آن مواجه بوده‌ایم عدم وجود سیاست روشن زیست محیطی در ارتباط با تعیین حداقل میزان آب زیست محیطی برای رودخانه‌ها، بخصوص در شرایط احداث سازه‌هایی نظیر سدهای مخزنی است. در این میان اگر هم حرکتی صورت گرفته است در خصوص همین سازه‌های بلند بوده و در مورد سازه‌های کوچکتر نظیر سدهای انحرافی و ایستگاههای پمپاژ که مسئله‌ای بمراتب فراگیرتر می‌باشد عملاً تمهیدات ویژه‌ای اندیشیده نمی‌شود. آنچه در ایران مرسوم بوده تعیین یک دبی ثابت سالانه در بهترین شرایط ماهانه است که تا چندی قبل مبنای آن از منطقه‌ای به منطقه‌ای دیگر متفاوت بود. در چند سال اخیر توافقی تقریبی بر استفاده از روشی به‌نام مونتانا صورت گرفته است که در مبدأ اصلی خود بنام دیگری نیز شناخته می‌شود. این روش که در بخش بعد شرح آن پرداخته می‌شود، برای مقاصدی خاص و به صورت مقادیر ثابت فصلی، یا ماهانه به تخصیص دبی زیست محیطی اقدام می‌کند. تحقیق حاضر نشان

نویسنده مسئول: تلفن:۰۹۱۲۳۰۲۶۴۴۷ E-Mail: shokoohi@ikiu.ac.ir

می‌دهد که این روش حداقل برای منطقهٔ تحت مطالعه نامناسب بوده و به هیچ وجه قابل استناد نیست. در این مقاله سعی می‌شود با استفاده از روشهای دیگری که به جای اتکاء بر داده‌های هیدرولوژیکی از هیدرولیک جریان استفاده کرده و به کمک مشخصه‌های هیدرولیک جریان‌های یکنواخت که مستقیماً بر کیفیت فضای زندگی موجودات زنده رودخانه‌ها اثر می‌گذارند، ارائه طریق کرده و راهی نو را که بر اساس نتایج این کار تحقیقی معتبرتر و سازگارتر با شرایط جریان رودخانه‌ای است، معرفی می‌کند.

سابقهٔ مطالعات

واضح است که مشکل اصلی در تعیین نیاز آبی زیست محیطی، اتخاذ این تصمیم است که تا چه حد می‌توان در رژیم طبیعی رودخانه دست برد و در این رابطه چگونه می‌توان با عدم قطعیت‌های گسترده موجود کنار آمد. در همین زمینه و با توجه به داده‌های در دسترس نزدیک به ۲۰۰ روش مختلف (Tharme, 2003) به‌وجود آمده‌اند که در نگاهی کلی می‌توان گفت اکثر آنها برای حفظ محیط زندگی ماهیان سردابی بنا شده‌اند. سیر تحول این روشها چنان بوده است که هم اکنون طیفی گسترده، از روشهای ساده مبتنی بر تخصیص رقمی ثابت برحسب درصدی از میانگین جریان سالانه رودخانه تا مدل‌های پیچیدهٔ ریاضی که می‌توانند با دقت مناسب به تعیین آب مورد نیاز برحسب گونه‌های گیاهی و جانوری موجود در رودخانه‌ها و برحسب درجهٔ کیفی محیط زنده بپردازند، در اختیار کارشناسان مهندسی رودخانه و محیط زیست قرار دارد. روشهای مورد استفاده برای تعیین نیاز آبی زیست محیطی و به اعتباری مقدار آب لازم برای حفظ محیط اکولوژیکی را به روشهای مختلف تقسیم‌بندی کرده‌اند که یکی از آنها به قرار زیر است (Marchand, 2006).

روشهای هیدرولوژیکی

روشهای هیدرولوژیکی بیشتر بر مبنای داده‌های هیدرولوژیکی موجود (داده‌های طولانی مدت دبی روزانه، ماهانه و سالانه) بنا شده‌اند. گاهی به این روشها عنوان روشهای جدولی نیز گفته شده است (Petts,1996). هدف اصلی همه روشهایی که در این گروه قرار می‌گیرند تعیین نیاز حداقل زیست محیطی برای ادامه حیات اکولوژیکی رودخانه است. حداقل ۱۵ روش را می‌توان در این گروه مورد شناسایی قرار داد (Smakhtin, 2001;Marchand, 2006) که بسیاری از آنها برای موردی خاص و مهم‌تر از آن فقط برای منطقه‌ای خاص توسعه و تعمیم داده شده‌اند (King, et al.,1999).

در میان مجموعه این روشها می‌توان از روش مونتانا، یا تنانت (Tenant, 1976)، روش تحلیلی منحنی تداوم[1] ، روش محدوده تغییرات[2] و همچنین از روش 7Q10 نام برد. بجز روش مونتانا که روش مورد استناد تخصیص جریان زیست محیطی در سالهای اخیر در ایران قلمداد می‌شود و در ادامه این بخش بیشتر به آن خواهیم پرداخت، روش FDCA نیز از داده‌های ثبت شده تاریخی که به کمک آنها می‌توان منحنی دبی کلاسه را برای هر رودخانه‌ای به‌دست آورد استفاده می‌کند. در این روش رابطه‌ای میان دبی جریان و به عبارت دیگر محدوده‌ای از دبی جریان مدت زمان تجاوز از این دبی برقرار می‌شود و درصدهایی از جریان رودخانه که مطابق قاعده‌ای از پیش تعریف شده می‌توانند شرایط خاصی را در محیط بیولوژیکی تأمین کنند، از روی منحنی مزبور قرائت می‌شوند. بر این اساس می‌توان گفت روش مزبور روشی انعطاف پذیر بوده و می‌توان از آن برای مقاصد گوناگونی نظیر حفظ محیط زندگی انواع گوناگون جانوری و گیاهی تا ماهیگیری و قایقرانی بهره برد. بدیهی است که این امر مستلزم انجام مطالعاتی بنیادی برای هر مورد و در مورد هر منطقه جغرافیایی و به عبارتی بهتر هیدروکلیماتولوژیکی است (Marchand, 2006).

روش محدودهٔ تغییرات (RVA) که به Richter و همکارانش منسوب می‌شود (Richter, et al., 1997)، بویژه برای مناطق و ایستگاههایی توسعه یافته است که در آنها حفظ محیط بومی و یکپارچگی اکوسیستم حرف اوّل را در مدیریت زیست محیطی می‌زند. در این ارتباط روش مزبور می‌کوشد که با تحلیل گسترده آماری، خصوصیات اکولوژیکی محل مورد مطالعه را به خصوصیات جریان مرتبط کرده و توجه ویژه‌ای را به نقش تغییرات هیدرولوژیکی در حفظ اکوسیستم رودخانه‌ای معطوف دارد. یکی از بزرگترین مشکلات این روش آن است که به متجاوز از ۳۲ مشخصهٔ آماری از محیط هیدرولوژیکی – اکولوژیکی برای انجام تحلیل نیاز دارد (Smakhtin, et al., 2006). روش 7Q10 (کمترین دبی ۷ روزه با دورهٔ بازگشت ۱۰ ساله) به طور عمده هم اکنون در نواحی شرق و جنوب شرقی ایالات متحده امریکا مورد استفاده قرار می‌گیرد. هدف اصلی از توسعه این روش بکارگیری آن در مناطقی است که در آنها کیفیت آب مهم‌ترین مسئله قلمداد می‌شود (USEPA, 2009). روش مزبور به عنوان بخشی از مطالعات ارزیابی حداکثر بار آبی روزانه (TDML) به‌منظور تعیین توانایی بارگذاری آلودگی رودخانه‌ها در ایالات متحده استفاده می‌شود (Ames, 2006).

روشهای هیدرولیکی

روشهای هیدرولیکی با وجود توانایی‌هایی در شبیه‌سازی محیطهای آبی در کشور ما کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. این روشها اساساً برای ارزیابی محیطهای آبی مناسب برای ماهیان به‌وجود آمده‌اند (Marchand, 2006). در تعریفی کلی می‌توان روشهای هیدرولیکی را روشهایی تک مقطعی نامید که از تغییرات مشخصه‌های هیدرولیکی نظیر محیط خیس شده، و یا حداکثر عمق به عنوان جایگزین عوامل محیطی محدودکننده زندگی موجودات زنده جانوری و گیاهی استفاده می‌کنند. در این ارتباط روشهای مزبور در نهایت رابطه‌ای را میان محیط آبی و دبی جریان برای تعیین جریان حداقل زیست محیطی قابل توصیه به‌دست می‌دهند. روشهای هیدرولیکی عملا پیشگامان مدل‌های پیشرفته مورد استفاده برای شبیه سازی محیطهای بیولوژیکی هستند که از مدل‌های هیدرولیکی به عنوان جزئی اصلی در کنار داده‌های محیط اکولوژیکی – بیولوژیکی استفاده می‌کنند.

مدل‌های شبیه سازی محیط اکولوژیکی

روشهای مزبور بر اساس روشهای ارزیابی جریان زیست محیطی که ذکر آنها به میان آمد توسعه یافتند. این روشها تلاش می‌کنند تا با استفاده از متغیرهای هیدرولیکی نظیر عمق، متوسط سرعت و تنش برشی کف رودخانه برای شبیه سازی محیط رودخانه استفاده نماید.

در مدل متغیرهای هیدرولیکی مزبور با اطلاعات مربوط به محیط زندگی، دوره رشد و دیگر اطلاعات مهم گونه‌های ویژه‌ای که در یک منطقه یافت می‌شوند ترکیب می‌گردند تا دبی بهینه را برای رودخانه مورد نظر پیش‌بینی کنند (Jowett, 1997) یکی از بهترین مدل‌های موجود دراین دسته مدل IFIM[3] است که در بسیاری از مناطق ایالات متحده امریکا در حال حاضر مورد استفاده است. PHABSIM[4] یکی از بخش‌های اساسی این مدل را تشکیل می‌دهد و بر این اساس بنا شده است که محیط زنده در رودخانه به تغییرات محیط هیدرولیکی واکنش نشان می‌دهد. (Jowett , 1997,Zappia and Hayes, 1998, King, et al.,1999). کمی‌ها و کاستی‌هایی نیز برای این مدل گزارش شده است که از جمله آنها محدودیت گونه‌هایی است که این مدل برای کار روی محیط زندگی انها توسعه یافته و مسئلهٔ مهم‌تر عدم وجود اطلاعات لازم برای جامعیت بخشیدن به مدل برای انتقال نتایج از محدوده‌ای به محدودهٔ دیگر است (Hudson, et al., 2003).

مدل‌های جامع نگر[5]

همه روشهای جامع نگر بر اساس این تفکر پایه‌گذاری شده‌اند که کل اکوسیستم رودخانه‌ای شامل بستر اصلی، سواحل و بستر سیلابی و همچنین مصب آن تحت اثر کل رژیم جریان، و نه فقط دبی حداقل زنده مانی قرار دارند.

بر این اساس این مدل‌ها نیازمند اطلاعات کامل و مفصلی از تشریح کامل جریان رودخانه‌ای (از نظر مقدار، مدت، زمان رخداد و فراوانی آنها) گرفته تا اطلاعات هیدرولیک جریان و محیط زنده و همچنین مردمی است که در کنار این اکوسیستم‌ها زندگی می‌کنند (Marchand , 2003).

تعداد مدل‌های این دسته معدود بوده و شاید یکی از بهترین آنها مدل BBM[6] باشد که مشخصات آن در تعدادی از مراجع منجمله (King, et al., 2008) قابل دسترسی است. در پاسخ به نیاز تعیین آب مورد نیاز زیست محیطی رودخانه‌ها و تالاب‌ها، وزارت نیرو در اقدامی مهم دست به انتشار پیش‌نویس استاندارد در این زمینه زده است و در آن با تشریح روشهای موجود در دنیا اولین گام‌ها را در راستای تعیین مبانی مطالعات مورد نیاز برای تعیین حداقل آب مورد نیاز زیست محیطی برداشته است.

پیش‌نویس استاندارد مزبور بخوبی نشان می‌دهد که چه راه طولانی برای رسیدن به روشی قابل قبول و قابل استفاده در ایران پیش روی محققان و مسئولان قرار دارد (استاندارد صنعت آب و آبفا، ۱۳۸۸).

مواد و روشها

روش مونتانا (تنانت)

این روش در اساس برای ۱۱ رودخانه در ایالت‌های مونتانا، وایومینگ و نبراسکا امریکا و به منظور یافتن دبی مناسب و مورد نیاز برای تأمین گذرگاههای ماهی‌هایی که در گودال‌های کوچک کف رودخانه تجمع می‌کنند، ابداع شد.

در این روش بر اساس مشاهدات منطقه‌ای، دبی معادل ۳۰ درصد دبی متوسط سالانه برای حفظ عرض، عمق و سرعت جریان مناسب تشخیص داده شد. نتایج به‌دست آمده از مطالعات Tenant (1976) در جدول شمارهٔ (۱) ذکر شده است. برای استفاده از روش مزبور در رودخانه‌های دیگر با توجه به آنکه تنانت، معیارهای لازم برای تشخیص دبی‌های بحرانی را ارائه نکرده است، شباهت مرفولوژیکی رودخانه مزبور به رودخانه‌های مورد استفاده در تحقیقات تنانت الزامی است.

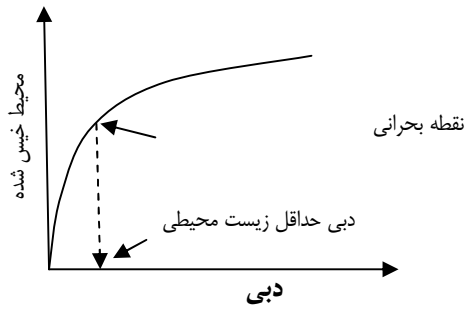
نکتهٔ مهم دیگر که در استفاده از روش مونتانا باید به یاد داشت آن است که در این روش تغییرات روزانه، فصلی، یا سالانه در نظر گرفته نمی‌شود. این نکته به‌صورت دیگری نیز در برخی تحقیقات مورد اشاره قرار گرفته است، چنان‌که Smakhtin و همکاران (2006) انتخاب محدوده‌های جدول شمارهٔ (۱) را غیر مستدل و اختیاری دانسته و استفاده از آن را به مثابه کم کردن مساوی همه جریان‌های موجود در رودخانه اعم از جریان‌های کم و یا زیاد دانسته و معتقدند که چنین تغییر مقیاسی بدون توجه به شرایط اکولوژیکی می‌تواند خسارت‌های عمده‌ای را در دوران کم آبی به محیط زیست وارد کند. در هر حال دو نکته بسیار مهم و مثبت در روش تنانت وجود دارد: اول این‌که وجود ۱۰ درصد از متوسط جریان سالانه در رودخانه به طور دایم را به عنوان حداقل شرایط لازم برای زنده مانی رودخانه اعلام کرده است و دوم آن‌که وجود حداقل ۳۰ درصد از جریان سالانه در سراسر حوضه را برای مدیریت مناسب محیط اکولوژیکی به همراه رعایت تغییرات فصلی ضروری اعلام می‌کند.

روش محیط خیس شده

در مقام مقایسه با دیگر روشهای برآورد نیازهای زیست محیطی، روش محیط خیس شده (Annear and Conder, 1984; Gippel and Stewardson, 1998;Reinfelds, et al., 2003; Gordon, et al., 2004; Suxia, et al., 2006) به علت تعریف روشن و صریح نقطهٔ بحرانی در منحنی دبی – محیط خیس شده (شکل شمارهٔ ۱) از توانایی اعتماد بیشتری برخوردار است.

جدول شمارهٔ (۱): دبی‌های پیشنهادی روش مونتانا (تنانت)–تمامی دبی‌ها درصدی از دبی متوسط هستند (Tennant, 1976)

نوع جریان	دبی پایه توصیه شده	
	مهر – اسفند	فروردین – شهریور
جریان ماکزیمم یا شستوشو (Flushing or maximum)	٪ ۲۰۰	
مقدار بهینه جریان (Optimum range)	%۶۰–۱۰۰	
بسیار عالی (Outstanding)	٪۴۰	٪۶۰
عالی (Excellent)	٪۳۰	٪۵۰
خوب (Good)	٪۲۰	٪۴۰
عادلانه (Fair or degrading)	٪۱۰	٪۳۰
ضعیف (Poor or minimum)	٪۱۰	٪۱۰
تخریب شدید (Severe degradation)	٪۰–۱۰	



شکل شمارهٔ (۱): نمایش رابطهٔ میان دبی و محیط خیس شده– نقطهٔ بحرانی و دبی حداقل زیست محیطی

همان‌طوری که در شکل شمارهٔ (۱) ملاحظه می‌شود در پایین‌تر از نقطهٔ بحرانی شرایط به سرعت عوض می‌شود زیرا با کوچکترین تغییر در دبی مساحت خیس شده به‌سرعت کاهش می‌یابد و بعد از این نقطه تغییرات زیاد دبی منجر به تغییراتی اندک در محیط خیس شده می‌شود. در روش محیط خیس شده عملاً فرض می‌شود که رابطه‌ای میان محیط خیس شده و محیط قابل دسترس برای آبزیان وجود دارد (Suxia, et al., 2006; Gippel and Stewardson, 1998).

بر این اساس می‌توان مفهومی اکولوژیکی برای این مشخصه مربوط به هیدرولیک جریان قائل شد و آن این است که محیط زنده به دبی‌های بالاتر از نقطه بحرانی حساس نبوده ولی به همان نسبت برای به دبی‌های پایین‌تر از خود حساسیت نشان می‌دهد. در نتیجه اگر دبی حد بحرانی در رودخانه‌ای تأمین شود، می‌توان ادامه حیات اکولوژیکی آن رودخانه را تضمین کرد (Suxia, et al., 2006).

از نقطهٔ بحرانی منحنی محیط خیس شده- دبی در امریکا و استرالیا به منظور تعریف مقدار بهینه و همچنین حداقل جریان مناسب برای پرورش ماهی استفاده به عمل آمده است. مطابق گزارش‌های موجود این نقطهٔ بحرانی در پاره‌ای از رودخانه‌های امریکا در محدودهٔ دبی‌هایی رخ داده است که متناظر با ۸۰ درصد از حداکثر محیط خیس شده قابل دسترسی در آن رودخانه‌ها بوده‌اند و این در حالی است که مطابق توصیه‌های بخش پرورش ماهیان و حیات وحش ایالت اورگون امریکا باید حداقل ۵۰ درصد از این محیط خیس شده ماکزیمم مربوط به بستر و محل‌های پوشش شده از شن و قلوه سنگ در کف رودخانه باشد (Gippel and Stewardson, 1998).

در مقام مقایسه با نتایج کار تنانت در ایالت‌های وایومینگ و مونتانا می‌توان دید که در دبی معادل ۱۰ درصد دبی متوسط، ۵۰ درصد از حداکثر محیط خیس شده و در دبی‌های بزرگتر از ۳۰ درصد دبی متوسط، نزدیک به ۱۰۰ درصد از محیط خیس شده ماکزیمم در اختیار قرار می گیرد (Tenant, 1976).

مطابق همین معیارها بر اساس تحقیقاتی که روی رودخانه‌های ایالت آرکانزاس صورت گرفت ملاحظه شد که نقطهٔ بحرانی تابع محیط خیس شده – دبی در محدودهٔ ۵۰ درصد از دبی متوسط سالانه قرار می‌گیرد. این امر پویایی مسئله تعیین دبی حداقل زیست محیطی و عدم قطعیت روش مونتانا را نشان می‌دهد. واضح است که اهمیت نقطه بحرانی حاصل از روش هیدرولیکی فوق‌الذکر در چیست؛ در پایین‌تر از این نقطهٔ بحرانی و عدم تأمین محیط خیس شده کافی، شن و قلوه سنگ کف رودخانه از آب بیرون افتاده و خاصیت خود را به عنوان بستر مناسب برای تولید غذا توسط ارگانیزم‌های آبی[۷] از دست می‌دهند از طرف دیگر پوشش گیاهی دیواره‌های کناری رودخانه به عنوان غذای دسته‌جاتی از ماهیان از بین می‌روند و در نهایت با کاهش کیفیت آب و احتمال تجمع بیش از حد ماهیان در محدوده‌ای کوچک که منجر به رقابت شدید میان آنها برای زنده ماندن خواهد شد برخورد می‌شود (Gordon, et al., 2004).

با وجود همه تجربیاتی که براساس این روش عمل کرده‌اند مهم‌ترین نکتهٔ آن یعنی تعیین نقطهٔ بحرانی هنوز مورد بحث است. در ابتدای توسعه روش مزبور از برداشت شخصی و به کمک چشم این نقطه را روی منحنی مزبور مشخص می‌کردند (Annear and Conder,1984).

Gippel و Stewardson (1998) برای تعیین این نقطه روشهای ریاضی راپیشنهاد می‌کنند. در این راستا دو روش شناخته شده عبارتند از روش شیب منحنی و روش حداکثر انحنا.

در روش شیب منحنی با مشتق گرفتن از منحنی می‌توان معادله‌ای را بدست آورد که به ازای هر نقطهٔ تماس شیب منحنی محیط خیس شده – دبی را در همان نقطه به‌دست می‌دهد.

بر اساس روش پیشنهادی دو محقق نامبرده نقطهٔ بحرانی نقطه‌ای است که به ازای آن شیب منحنی در رابطه زیر بگنجد:

$$\frac{dy}{dx}=1 \qquad (۱)$$

در رابطهٔ فوق y معرف تابع مورد مطالعه مثل دبی جریان و x معرف متغیر مستقل مانند محیط خیس شده است. دو محقق یاد شده در مورد انتخاب این شیب، آن را متغیر دانسته و معتقدند که در صورت با ارزش بودن و حساس بودن گونه‌های زنده تحت مطالعه می‌توان شیب کمتری را ملاک عمل قرار داد و اتخاذ تصمیم نهایی را موکول به نظر کارشناسی می‌دانند. در روش حداکثر انحنا، با توجه به تعریف بنیادی انحنا مبنی بر یافتن نقطه‌ای که بر روی منحنی که در آنجا روند تغییر شیب عوض می‌شود، تابع انحنا در هر نقطه از منحنی اولا تابع زاویه‌ای است که خط مماس بر منحنی در آن نقطه با افق می‌سازد و ثانیاً تابع طول منحنی تا آن نقطه است.مقدار این

تابع که در معادله (۲) ملاحظه می‌شود فقط بـه ازای یـک نقطـه در منحنی محیط خیس شده – دبی مـاکزیمم خواهـد بـود کـه همـان نقطهٔ بحرانی است (Gippel and Stewardson, 1998).

$$k = \frac{\frac{d^2y}{dx^2}}{[1+(\frac{dy}{dx})^2]^{3/2}} \qquad (۲)$$

بر این اساس لازم است که با اسـتفاده از روابـط جریـان‌هـای یکنواخت به ازای دبی‌های مختلف، ابتدا محیط خیس شده در مقطع عرضی مورد نظر در رودخانه محاسبه شده و سپس به کمک روابـط ۱یا ۲ نقطهٔ بحرانی و به عبارت بهتر دبـی حـداقل زیـست محیطـی به‌دست آورده شود.

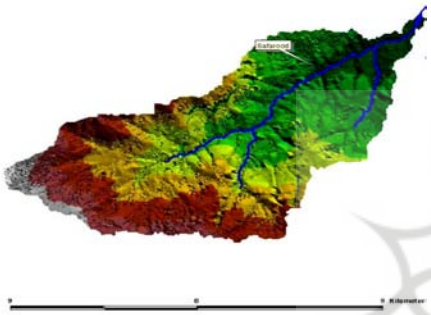
نتایج

اطلاعات هندسی

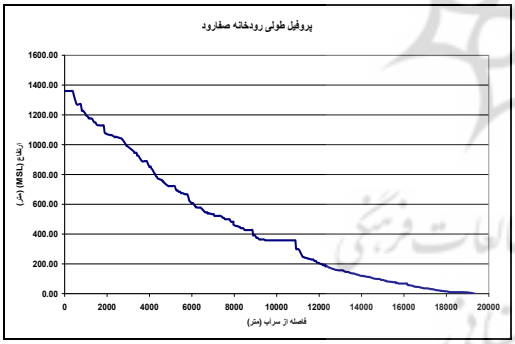
برای مقایسه نتـایج دو روش هیـدرولوژیکی و هیـدرولیکی بـه علت فراهم بودن بسیاری از اطلاعات پایهٔ مـورد نیـاز ایـن تحقیـق رودخانهٔ صـفارود در شـمال کـشور در ورودی شـهر رامـسر کـه در مجموعه مطالعاتی آب مازندران به عنوان یکی از رودخانه‌های مهـم غرب مازندران مطرح است و در پروژهٔ ملی و جامع مهندسی رودخانه تحت بررسی و مطالعه است، انتخاب شد. شکل شمارهٔ (۲) نقشهٔ سه بعدی رودخانه و حوضهٔ آبریز آن و شکل شمارهٔ (۳) پروفیـل طـولی سراسری آن را که از روی نقـشه‌هـای ۲۵۰۰۰ : ۱ اسـتخراج شـده است نشان می‌دهد.

بخش اعظم این رودخانه از ساحل دریای خزر تا مناطق جنگلی در بالادست به دستور شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازنـدران مـورد نقشه برداری تفصیلی با مقیاس ۱۰۰۰ : ۱ قـرار گرفـت. بـه منظـور انجام کالیبراسیون در جهت دستیابی به مقدار دقیق ضریب مانینـگ به بخشی از این منطقه توجه شد که ایستگاه هیـدرومتری رودخانـهٔ صفارود در آن قرار دارد. در شـکل شـمارهٔ (۴)، سـه مقطـع عرضـی مشاهده می‌شود که به‌ترتیب مقطع عرضی معرف مناطق بالادسـت، محل ایستگاه هیدرومتری و مقطع عرضی معرف مناطق پایین دست ایستگاه هیدرومتری هستند. از هر سه مقطـع بـرای تعیـین ضـریب مانینگ و استخراج مشخصه‌های مورد نیاز در فرمـول مانینـگ و از مقطع عرضی پایین دست برای تعیین دبی زیست محیطـی اسـتفاده به عمل آمد.

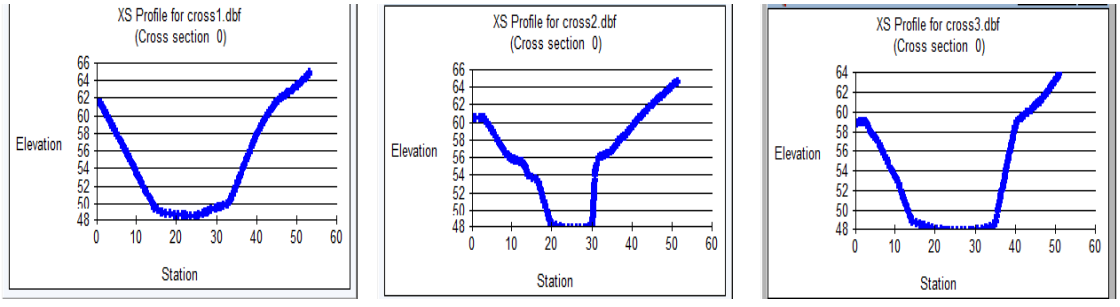
این مقطع عرضی معرف قسمت اعظـم نـواحی اسـت کـه در شکل شمارهٔ (۲) مشخص شده‌اند.



شکل شمارهٔ (۲): نمای سه بعدی رودخانه و حوضهٔ آبریز صفارود



شکل شمارهٔ (۳): پروفیل طولی رودخانهٔ صفارود



پایین دست **ایستگاه هیدرومتری** **بالادست**

شکل شمارهٔ (۴): مقاطع عرضی معرف رودخانهٔ صفارود در محدودهٔ مورد مطالعهٔ

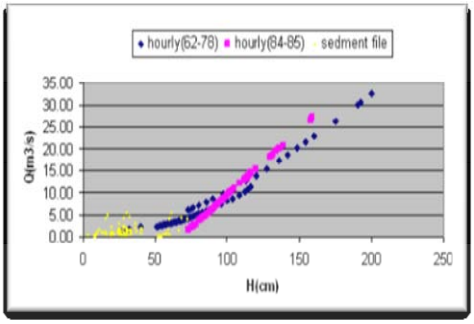
اطلاعات هیدرولوژیکی

رودخانه صفارود دارای یک ایستگاه هیدرومتری مناسب در محل ورود رودخانه به دشت است. سابقهٔ ثبت اطلاعات دراین ایستگاه به سال ۱۳۴۸–۱۳۴۹ برمی‌گردد. شکل شمارهٔ (۵) دیاگرام پراکنش دبی در مقابل اشل این ایستگاه را برای طیفی از دبی‌ها نسبتاً پایین (از اطلاعات دبی – رسوب) و همچنین دبی ساعتی در دو دورهٔ ۷۸–۶۸ و ۸۵–۸۴ را نشان می‌دهد (آب انرژی محیط–a , ۱۳۸۸). داده‌های مربوط به سالهای مختوم به ۱۳۷۸ می‌تواند معرف وجود شکست در منحنی دبی – اشل ایستگاه رامسر باشد ولی شیب صعودی منحنی برای دبی‌های کم و زیاد تقریباً بدون تغییر است و این موضوع احتمال وجود شکست در منحنی دبی – اشل، یا حداقل وجود اختلاف معنی‌دار در این دو بخش را تضعیف می‌کند. داده‌های مربوط به سال ۸۵ تا ۸۶ یکدست و تقریباً متمایل به خط است. هر چند که سلامت داده‌های ثبت شده در این سال را به‌زیر سوال می‌برد ولی در هر حال معرف عدم وجود شکست معنی‌دار در دبی‌های مربوط به بستر سیلابی است. درهر حال از این شکل می‌توان به این نتیجه رسید که می‌توان به منحنی واحد و احتمالاً قابل اعتماد برای ایستگاه رامسر روی رودخانهٔ صفارود دست یافت. معادلهٔ ۳ معادله دبی – اشل این ایستگاه است که در آن Q دبی جریان بر حسب متر مکعب بر ثانیه و H ارتفاع سطح آب بر حسب متر است (آب انرژی محیط، a–۱۳۸۸).

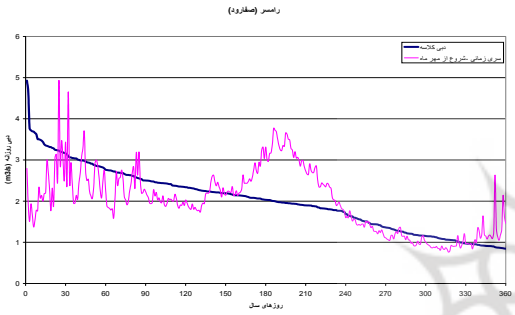
(۳)

$$Q=(0.2879+0.0267H)^2 \qquad R=0.97$$

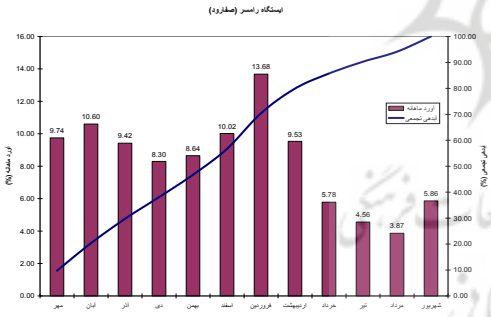
رودخانهٔ صفارود از جملهٔ رودخانه‌های دایمی[۸] بوده و در فصول بهار و پاییز بیشترین جریان را در بستر خود جاری می‌سازد. شکل شمارهٔ (۶) منحنی تداوم جریان و شکل شمارهٔ (۷) توزیع ماهانه جریان را در این رودخانه نشان می‌دهد. تحلیل آماری داده‌های دبی روزانه در سالهای ۱۳۴۸ تا ۱۳۸۵ و همچنین تحلیل فراوانی دوره‌های تر و خشک این رودخانه در جداول شمارهٔ (۲و ۳) به‌ترتیب ارائه شده است.



شکل شمارهٔ (۵): نمایش کلیهٔ دبی‌های اندازه گیری شده ایستگاه هیدرومتری در مقابل اشل



شکل شمارهٔ (۶): منحنی دبی کلاسه و دبی‌های متوسط دراز مدت روزانه



شکل شمارهٔ (۷): نمایش تغییرات آبدهی ماهانه و منحنی تجمعی آبدهی

جدول شمارهٔ (۲): آماره‌های دبی ماهانه و سالانه رودخانهٔ صفارود (m3/s) در ایستگاه هیدرومتری رامسر

	سالانه	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
متوسط	۲/۰۱	۲/۴۹	۲/۳۹	۲/۱۷	۱/۹۳	۲/۰۷	۲/۶	۳/۴۵	۲/۳۲	۱/۳۳	۱/۱۳	۰/۹۴	۱/۴۴
انحراف از معیار	۰/۶۴	۱/۵۳	۱/۴۱	۱/۲۲	۰/۹۵	۱/۰۷	۱/۱۲	۱/۷۵	۱/۱۸	۰/۵۵	۰/۶۵	۰/۴۷	۰/۸۸
ضریب تغییرات	۰/۳۲	۰/۶۱	۰/۵۹	۰/۵۶	۰/۴۹	۰/۵۲	۰/۴۳	۰/۵۱	۰/۵۱	۰/۴۱	۰/۵۸	۰/۵	۰/۶۲
چولگی	۰/۴۸	۰/۵۲	۰/۹۴	۰/۶۳	۲/۲۳	۲/۶۱	۰/۷	۱/۲۱	۱/۰۳	۰/۹۸	۲/۵۹	۲/۳۲	۱/۱۶
حداکثر	۳/۴۶	۵/۴۶	۵/۳۹	۴/۸۲	۵/۸۲	۶/۷۸	۵/۱۸	۸/۹۳	۶/۱	۲/۵۹	۳/۸۷	۲/۸۳	۳/۶۴
حداقل	۰/۹۴	۰/۴۹	۰/۴۳	۰/۵۱	۰/۷۷	۰/۸۸	۰/۹۱	۱/۰۲	۰/۹	۰/۵	۰/۴۵	۰/۳۱	۰/۲۶

جدول شمارهٔ (۳): دبی دوره‌های تر و خشک رودخانهٔ صفارود (m3/s) بر اساس تحلیل فراوانی داده‌های دراز مدت جریان در ایستگاه رامسر

دورهٔ مرطوب						متوسط	دورهٔ خشک					
۱۰۰	۵۰	۲۵	۲۰	۱۰	۵		۵	۱۰	۲۰	۲۵	۵۰	۱۰۰
۴/۰۳	۳/۶۹	۳/۳۵	۳/۲۴	۲/۸۸	۲/۵	۲	۱/۴۲	۱/۲	۱/۰۶	۱/۰۲	۰/۹۳	۰/۸۶

دوره بازگشت (سال) — **دبی (m3/s)**

اطلاعات زیست محیطی

مطالعات زیست محیطی برای مجموعه‌ای از رودخانه‌های غرب مازندران مشتمل بر ۱۴ رودخانه صورت گرفته است و در نتیجه اطلاعات مندرج در گزارش منحصر به رودخانه صفارود نبوده و شرایط عمومی رودخانه‌های مورد مطالعه را که بعضاً به‌طور دقیق و برخی به‌طور غیر مستقیم در مورد رودخانهٔ صفارود صادق است نشان می‌دهد. آبزیان در رودخانه‌های مورد مطالعه در گروههای مختلف شامل پلانکتون‌ها، متشکل از پلانکتون‌های گیاهی(فیتوپلانکتون‌ها)، پلانکتون‌های جانوری (زئوپلانکتون‌ها) ، کف‌زیان (موجودات بنتیک، یا بسترزی) و نکتون‌ها (انواع ماهیان) طبقه‌بندی می‌شوند.

بر اساس گزارش‌های موجود و نتایج صیدهای مطالعاتی انجام شده توسط ادارات کل شیلات و حفاظت محیط زیست و نیز مرکز تحقیقات شیلاتی مازندران، ماهیان رودخانه‌های مورد مطالعه به دو گروه شامل ماهیان بومی ساکن در این رودخانه‌ها و ماهیان مهاجر از دریای خزر طبقه‌بندی می‌شوند. ماهیان بومی ساکن در رودخانه‌های مورد مطالعه، بیشتر متعلق به خانواده کپورماهیان رودخانه‌ای مانند کپور معمولی، ماهی خیاطه، باربوس‌ها (ماهیان سبیلک‌دار) نظیر زرده پر، یا اورنج، عروس ماهی و ماهی سفید رودخانه‌ای هستند که در نقاط مختلف رودخانه از ناحیه مصب تا ارتفاعات حدود ۵۰۰ تا ۶۰۰ متر از سطح دریا پراکنش دارند ؛ به‌علاوه از خانواده گاو ماهیان، گونهٔ گاو ماهی تقریباً در بیشتر نقاط کم عمق حاشیه رودخانه و همچنین از آزاد ماهیان رودخانه‌ای، گونهٔ قزل آلای خال قرمز در بخش علیا و کوهستانی و در واقع در بیشتر سرشاخه‌های اصلی، یا فرعی رودخانه‌های مورد مطالعه، زیست می‌کنند. ماهیان مهاجر از دریای خزر به رودخانه‌های مورد مطالعه نیز که عموماً، شامل گونه‌های دریازی خانواده کپور ماهیان و آزاد ماهیان هستند بیشتر در فصول بهار و پاییز برای تخم‌ریزی و تجدید حیات خود به رودخانه‌های مورد مطالعه مهاجرت می‌کنند.

گزارش‌های موجود حاکی از آن است که در سالهای اخیر مهاجرت ماهی سفید نسبت به گذشته به شدت کاهش پیدا کرده که علت عمدهٔ آن، نبود شرایط محیطی مناسب در رودخانه‌های منتهی به دریای خزر بدلیل فقدان یا کمبود آب و کم آبی رودخانه‌ها است، بدین صورت که حجم آب جاری در رودخانه‌ها از یکسو به‌دلیل برداشت بیش از حد جهت مصارف آبیاری اراضی زراعی تحت کشت آبی و از سوی دیگر کاهش بارش باران، بدلیل افزایش میزان دمای هوا و فرارسیدن فصل گرما و خشکی هوا، به اندازه‌ای نیست که رودخانه‌ها با دریای خزر اتصال هیدرولوژیکی باشند، بنابراین و به همین دلیل ماهیان مولد در رسیدن به نواحی ایده‌آل خود برای تخم‌ریزی که اصولاً و با توجه به نوع ماهیان مهاجر از دریای خزر به رودخانه‌ها به شرح سابق‌الذکر، در مناطق بالارود واقع شده‌اند، قاصر و قادر نیستند خود را به این نواحی برسانند.

بدیهی است، استمرار چنین معضلی که سالهاست، تقریباً تمامی رودخانه‌های منتهی به دریای خزر با آنها دست به گریبانند، می‌تواند باعث ایجاد مشکلات و معضلات زیست محیطی در زادآوری طبیعی و تجدید حیات طبیعی و استمرار نسل ماهیان مهاجر اقتصادی شده و ضربه‌ای غیر قابل جبران بر موجودی و ذخایر طبیعی دریای خزر وارد کند (آب انرژی محیط– b ،۱۳۸۸).

محاسبات

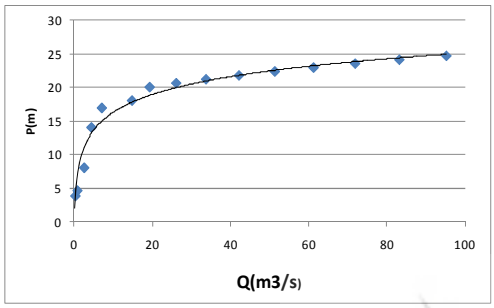
برای انجام محاسبات مربوط به یافتن رابطه میان دبی – محیط خیس شده لازم است که ابتدا مقدار ضریب مانینگ برای محدودهٔ مطالعاتی به‌دست آید. به این منظور با استفاده از منحنی دبی، اشل ایستگاه هیدرومتری به ازای هر عمق یک دبی به‌دست می‌آید. با استفاده از پروفیل طولی رودخانه در بین سه مقطع عرضی شکل شمارهٔ (۳) شیب طولی و با استفاده از مشخصات هندسی مقطع مشخصه انتقال مورد استفاده در رابطهٔ مانینگ به‌دست آورده می‌شود. با جایگذاری کلیهٔ مشخصه‌های محاسبه شده در فرمول مانینگ، ضریب مانینگ برای محدودهٔ مورد نظر به‌دست آورده می‌شود. بدیهی است که این ضریب برحسب دبی و عمق جریان متفاوت خواهد بود. برای نهایی کردن ضریب مزبور با استفاده از مشخصات هندسی مقطع بالادست و اعمال دبی با استفاده از ضریب مانینگ به‌دست آمده در مرحلهٔ قبل می‌توان عمق جریان را در

مقطع بالادست محاسبه کرد. اکنون با داشتن کلیهٔ مشخصه‌های جریان، اگر ضریب مانینگ درست انتخاب شده باشد باید بتوان از طریق توازن انرژی به‌روش گام بگام مستقیم، یا گام به‌گام استاندارد از یک مقطع به مقطع دیگر رسید و همان نتایج محاسبات قبلی را تکرار کرد. این کار را می‌توان برای مقطع پایین دست تکرار کرد. حاصل این عملیات ضریب مانینگ قابل قبول را در محدودهٔ $0.07 \le n \le 0.09$ بدست داد. برای نهایی کردن مقدار این ضریب با استفاده از روش پیکتوریال یعنی مقایسهٔ عکس‌هایی نظیر شکل شمارهٔ (۸) در پایین دست ایستگاه هیدرومتری رامسر با شکل‌های استاندارد (USGS,2010) نهایی گشته و برای ادامه محاسبات عدد ۰/۰۷۸ برای دبی‌های کم تا حد میانگین دوره پرآبی مورد استفاده قرار گرفت. استفاده از این ضریب برای دبی‌های سیلابی نیز نتیجه غیرهمگن و نامناسبی را بدست نداد. اکنون با داشتن ضریب مانینگ و پروفیل عرضی برداشت شده از مقطع پایین‌دست، که در این تحقیق به عنوان مقطع معرف برای تعیین دبی حداقل زیست محیطی انتخاب شده است، می‌توان با استفاده از ارتفاع، محیط خیس شده (P) بر حسب متر و سپس دبی جریان (Q) بر حسب مترمکعب بر ثانیه را محاسبه و در نهایت رابطه میان آن‌دو را به‌دست آورد. شکل شمارهٔ (۹) و معادلهٔ ۴ نتیجه نهایی محاسبات را نشان می‌دهند.

$$P = 3.834 Ln(Q) + 7.4776 \qquad R^2 = 0.97 \qquad (۴)$$

شکل شمارهٔ (۸): نمایی از رودخانهٔ صفارود در محدودهٔ ایستگاه هیدرومتری

برای ترسیم شکل شمارهٔ (۹) بدین نحو عمل شده است که برای عمق‌های مختلف جریان از ۱ سانتیمتر الی ۳ متر که تقریبا معادل عمق آبراهه اصلی است، مساحت و محیط خیس شده و از تقسیم این دو مشخصه بر هم شعاع هیدرولیکی مقطع عرضی به ازای عمق متناظر به‌دست آورده می‌شود. حال با داشتن مشخصه‌های مذکور که عملاً مهم‌ترین مشخصه‌های ژئومرفولوژیکی و هیدرولیکی رودخانه به شمار می‌روند، می‌توان با استفاده از معادلهٔ مانینگ دبی جریان را محاسبه کرد. اکنون با داشتن دبی جریان و محیط خیس شدهٔ متناظر، می‌توان گرافی نظیر شکل شمارهٔ (۹) را تولید کرد. در نهایت با برازش بهترین معادله بر آن با استفاده از روش حداقل مربعات، معادلهٔ ۴ به‌دست می‌آید.



شکل شمارهٔ (۹): منحنی نمایش تغییرات محیط خیس شده در مقابل دبی در مقطع عرضی معرف

معادلهٔ به‌دست آمده شباهت زیادی با معادلات به‌دست آمده در کارهای Gippel and Stewardson (1998)نشان می‌دهد. این دو محقق برای مقاطع مستطیلی معادله‌ای به صورت لگاریتمی و لی با عدد ثابت یک را بدست آوردند. معادلات ۵ و ۶ به‌ترتیب معادلات استخراج شده از معادلهٔ ۴ را برای دو روش شیب و حد اکثر انحنا نشان می‌دهند. معادلهٔ ۵ مشتق مرتبهٔ اوّل معادلهٔ ۴ و معرف شیب منحنی محیط خیس شده–دبی جریان را نشان می‌دهد و معادلهٔ ۶ از جایگذاری مشتقات مرتبهٔ اول و دوم معادلهٔ ۴ در معادلهٔ ۲ به‌دست آمده است.

$$\frac{dP}{dQ} = \frac{3.834}{Q} \qquad (۵)$$

$$|k| = \frac{\left|\frac{-3.834}{Q^2}\right|}{\left[1 + (\frac{3.834}{Q})^2\right]^{\frac{3}{2}}} \qquad (۶)$$

در این دو معادله P و Q به‌ترتیب معرف محیط خیس شده و دبی جریان هستند. با قراردادن معادلهٔ ۵ معادل یک، مقدار دبی زیست محیطی (نقطهٔ بحرانی) معادل ۳/۸ متر مکعب در ثانیه و با حل معادله ۶ به ازای کلیه نقاط منحنی برای تعیین ماکزیمم k، مقدار دبی حداقل زیست محیطی معادل۱/۲۵ متر مکعب بر ثانیه به‌دست می‌آید. این دبی با اعمال روش مونتانا مطابق جدول شمارهٔ (۴) است.

جدول شمارهٔ (۴): خلاصهٔ نتایج حاصل برای تعیین دبی حداقل زیست محیطی (m3/s)

روش تنانت (مونتانا)				روش هیدرولیکی	
٪۱۰۰	٪۶۰	٪۳۰	٪۱۰	حداقل دبی روش شیب منحنی (m3/s)	حداقل دبی روش حداکثر انحنا (m3/s)
۲/۰۱	۱/۲	۰/۶	۰/۲	۳/۸۳	۱/۲۵

نتیجه‌گیری

تحقیق حاضر به بررسی تعیین حداقل جریان مورد نیاز زیست محیطی از دو دیدگاه هیدرولیکی و هیدرولوژیکی پرداخته است. در این ارتباط تلاش شده است که با مطالعه‌ای موردی به بررسی واقعیات موجود پرداخته شود و نشان داده شود که استفاده دستوری از روشی معین می‌تواند منجر به برآوردی غلط از نیازهای زیست محیطی شود. در مورد روشهای هیدرولوژیکی در این تحقیق به روش تنانت که در کشور ما به عنوان مونتانا بیشتر شناخته می‌شود، پرداخته شده است. استفاده از این روش هم اکنون در دستور کار سازمان‌های درگیر با مدیریت و ساماندهی رودخانه‌ها و نیز تخصیص منابع آب قرار دارند و به عنوان روشی استاندارد پیش‌بینی می‌شود مورد استفاده همگان، به‌خصوص در طرح‌های سدسازی و تعیین حداقل رهاسازی جریان قرار گیرد.

علت گرایش به این روش کاملاً مشخص و در مقیاس مهندسی نیز کاملاً پذیرفتنی است. همان‌طوری که در مقدمه و در تشریح روشهای موجود در دنیا برای تخصیص آب زیست محیطی دیده شد روش تنانت از جملهٔ معدود روشهایی است که تلاش دارد بدون استفاده از داده‌های محیط بیوفیزیکی و فقط با اتکاء بر آمار هیدرولوژیکی که در سطح کشور قابل دسترسی است به تحلیل بپردازد و نتیجهٔ نهایی را به آسانی هر چه تمامتر در اختیار می‌گذارد. بررسی به عمل آمده در این تحقیق نشان می‌دهد که روش تنانت نمی‌تواند مورد استفاده بسیاری از رودخانه‌های ایران قرار گیرد و این موضوع در هماهنگی کامل با این مدعاست که اهدافی که این روش برای آنها توسعه یافته است اهدافی ویژه و برای حفظ محیط زیست ماهیانی ویژه بوده و بر این نکته صحه می‌گذارد که استفاده از این روش در رودخانه‌ای غیر از رودخانه‌هایی که این روش در آنجا ابداع شده است می‌تواند خساراتی جبران ناپذیر بر محیط زیست وارد کند.

در این تحقیق که به یمن وجود اطلاعات بسیار مناسب در یکی از رودخانه‌های غرب مازندران امکان پذیر شده است نشان داده شد که روشهای هیدرولیکی بسیار کاراتر از روشهای هیدرولوژیکی ظاهر شده و پاسخ آنها به مسئلهٔ تخصیص حداقل جریان زیست محیطی می‌تواند منطقی و حافظ بقای محیط اکولوژیکی باشد. در مطالعهٔ موردی انجام شده، در حالی که حداقل دبی زیست محیطی برای زنده مانی رودخانه در روش تنانت ۲۰۰ لیتر بر ثانیه برآورد شده است، این رقم در روش حداکثر انحنا، ۱/۲ متر مکعب بر ثانیه و در روش شیب منحنی، برابر ۳/۸ مترمکعب در ثانیه برآورد شده است. بررسی وضعیت آماری رودخانهٔ صفارود (جداول شمارهٔ ۲و ۳) نشان می‌دهد که متوسط دبی دراز مدت رودخانه حدود ۲ مترمکعب بر ثانیه و دبی دورهٔ پرآبی با دورهٔ بازگشت ۵۰ سال در حدود رقم براورد شده با روش شیب منحنی است. بر این اساس، نتیجه روش شیب با در نظر گرفتن $\frac{dP}{dQ}=1$ نمی تواند قابل قبول باشد، زیرا این امر پذیرفتنی نیست که دبی حداقل زیست محیطی می‌باید از دبی دراز مدت رودخانه که عامل شکل‌گیری محیط اکولوژیکی به‌صورت کنونی است بیشتر باشد. از طرف دیگر با توجه به جدول شمارهٔ (۳) ملاحظه می‌شود دبی حداقل پیشنهادی روش تنانت از دبی زمان خشکسالی با دورهٔ بازگشت ۱۰۰ سال نیز کمتر است. این مطلب هم در تعارض با واقعیات ملموسی است که دراین رودخانه در بخش‌های پیشین شرح آن رفت. دبی حداقل زیست محیطی بدان مفهوم است که اگر در منطقه‌ای تعارض وجود داشت با تخصیص این میزان آب در هر سال می‌توان آن رابرای حداقل شرایطی که هم اکنون ملاحظه می‌شود، حفظ کرد. چنین جریانی نمی‌تواند از دبی بحرانی که هر ۱۰۰ سال یک‌بار در رودخانه‌ای مشاهده می‌شود کمتر باشد. بر این اساس روش قابل قبول روش هیدرولیکی از نوع ماکزیمم انحنا است که برای حفظ شرایط کنونی محیط اکولوژیکی در حداقل قابل قبول نیاز به استفاده از ۶۰ درصد جریان متوسط سالانه است.

در معیارهای ارائه شده توسط تنانت این رقم در محدودهٔ اپتیمم جای می‌گیرد. در مقایسهٔ میان روشهای شیب و حداکثر انحنا به نظر می‌رسد که روش شیب مقادیر بیشتری در حد سه برابر روش حداکثر انحنا به‌دست داده است. به نظر می‌رسد که بحث کلی محققان در مورد استفاده از شیب‌های تندتر برای مناطق خشک از مقبولیت بیشتری برخوردار باشد. در مورد خاص تحت مطالعه نشان داده شده است که این شیب بهتر است $\frac{dP}{dQ}=3$ باشد. بدین‌ترتیب بر

اساس مباحث فوق الذکر می‌توان به چند نکتهٔ مهم زیر اشاره کرد

۱- استفاده از روشهای هیدرولوژیکی نظیر تنانت با توجه به آن‌که بدون توجه به محیط اکولوژیکی به تخصیص جریان اقدام می‌کند، می‌تواند به برآوردی نامناسب از جریان زیست محیطی، در دراز مدت به تخریب محیط زیست منجر شود.

۲- در میان روشهای هیدرولوژیکی استفاده از روش تنانت، که ظاهراً مهم‌ترین روش تخصیص جریان زیست محیطی محسوب می‌شود، با توجه به آن‌که این روش عمومی[9] نبوده و برای شرایط ویژه‌ای توسعه یافته است باید با احتیاط بیشتری صورت پذیرد.

۳- روشهای هیدرولیکی به علت استفاده از مشخصه‌های واسط بین محیط اکولوژیکی و جریان رودخانه فقط از تعدادی از داده‌های مرفولوژیکی رودخانه استفاده می‌کنند که به آسانی قابل دسترسی‌اند. مطالعهٔ حاضر نشان می‌دهد که همین روشها برخلاف روشهای هیدرولوژیکی، به علت وابستگی مستقیم محیط زندگی موجودات زنده به کیفیت زندگی آنها، می‌توانند تقریب بهتری از نیاز آبی اکولوژیکی را به‌دست دهند. بر اساس نتایج بدست آمده در این تحقیق، در شرایط برابر استفاده از روشهای هیدرولیکی بر روشهای هیدرولوژیکی مرجح هستند.

۴- از میان روشهای هیدرولیکی، روش محیط خیس شده بیشترین توجه محققان را به‌خود جلب کرده است. در این روش دو الگوریتم شیب منحنی و حداکثر انحنا برای تعیین دبی حداقل وجود دارد. در بسیاری از مراجع برای تعیین دبی اکولوژیکی، الگوریتم شیب منحنی کاراتر از الگوریتم حداکثر انحنا معرفی شده است. تحقیق حاضر نشان می‌دهد که این موضوع در مناطق نیمه خشک تا شبه مدیترانه‌ای با واقعیت منطبق نبوده و نتایج حاصل از کاربرد الگوریتم حداکثر انحنا جواب‌های معقول‌تری را برای حفظ محیط زیست به‌دست می‌دهد. الگوریتم حداکثر شیب با استانداردهای تعریف شده، مناسب مناطق مرطوب بوده و نتایج حاصل از آن برای مناطق کم آب مبالغه‌آمیز و غیراجرایی است.

یادداشت‌ها

1- Flow Duration Curve Analysis; FDCA
2- Range of Variability Approach; RVA
3- Instream Flow Incremental Methodology
4- Physical Habitat Simulation System
5- Holistic
6- South African Building Block Methodology
7- Invertebrate
8- Perennial
9- Generalized

منابع مورد استفاده

آب انرژی محیط مهندسان مشاور a . ۱۳۸۸. گزارش هیدرولوژی طرح جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران- مشارکت خزرآب - آب انرژی محیط، شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران، وزارت نیرو

آب انرژی محیط مهندسین مشاورb . ۱۳۸۸ . گزارش محیط زیست طرح جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران- مشارکت خزرآب - آب انرژی محیط، شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران، وزارت نیرو

استاندارد صنعت آب و آبفا. ۱۳۸۸. پیش نویس راهنمای تعیین حداقل آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی، وزارت نیرو، معاونت امور آب و آبفا، دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا، ۱۱۳ صفحه.

Ames,D.P. 2006. "*Estimating 7Q10 Confidence Limits from Data: A Bootstrap App*roach", Journal of Water Resources Planning and Management *(*ASCE), Vol. 132, No. 3.

Annear,T.C and A.L.,Conder .1984. "*Relative bias of several fisheries instream flow methods*", N. Am. J. Fish. Mgmt., 4: pp 531-539.

USGS.2010. http://wwwrcamnl.wr.usgs.gov/sws/fieldmethods/Indirects/nvalues

USEPA.2009. "*Water Quality models and tools-Dflow",*
(http://www.epa.gov/waterscience/models/dflow/)

Gippel,C.J. , M.J.,Stewardson .1998. "*Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows"*, Regulated Rivers: Research and Management, 14(1): pp 53-67.

Gordon,N.D., T.A.,McMahon and B.L.,Finlayson .2004." *Stream Hydrology: An Introduction for* Ecologists", 2nd edn. John Wiley & Sons, 444pp.

Hudson,H.R., A.E.,Byrom, W.L.,Chadderton .2003. "*A critique of IFIM—instream habitat simulation in the New* Zealand *context*", Department of Conservation Wellington, New Zealand A Project report for SCIENCE FOR CONSERVATION No. 231.

Jowett,I.G. 1997. "*Instream flow methods: a comparison of approaches*", Regulated Rivers: Research & Management, 13, pp 115-127

King,J.M., et al .2008."*Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block Methodology*", WRC Report No. TT 131/00

King,J., R.E.,Tharme, C.,Brown .1999. " *Definition and Implementation of Instream Flows Cape Town,World Commission on Dams",* WCD Thematic Report Environmental Issues II.1

Marchand,M.D. 2006. "*Environmental Flow Requirements for Rivers:An integrated approach for river and coastal zone management",* report No. Z2850 WL|Delft Hydraulics.

Petts,G.E. 1996."*Water allocation to protect river ecosystems*", Regulated Rivers: Research &Management, 12, pp 353-365.

Reinfelds,I., et al .2003. "*Refinement of the wetted perimeter breakpoint method for setting ceases - to - pump limits or minimum environmental flows"*, River Res. Applications. 20, pp 671–685.

Richter,B.D., et al .1997. "*How much water does a river need?*", Freshwater Biology, 37, pp 231-249.

Smakhtin,V.U., R.L.,Shilpakar, D.A.,Hughes.2006. "*Hydrology-based assessment of Environmental flows: an example from Nepal / Evaluation à base hydrologique de 128eserv 128eserves environnementaux: unexemple Népalais"*, Hydrological Sciences Journal, 51: 2, pp 207 – 222

Smakhtin,V.U. 2001. "*Low flow hydrology: a review",* Journal of Hydrology, 240, pp 147-186.

Suxia,L., et al .2006. *"Estimating the minimum in-stream flow requirements via wetted perimeter method based on curvature and slope techniques*", J. of Geographical Sciences, 16 (2) , pp 242-250.

Tennant,D.L. 1976. "*Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources"*, Fisheries, 1, pp 6–10.

Tharme,R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the developement and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Appplications.* 19: pp. 397–441.

Zappia,H. , D.C.,Hayes .1998. "*A Demonstration of the Instream Flow cremental Methodology,Shenandoah River, Virginia*", U.S. GEOLOGICAL SURVEY Water Resources Investigations Report 98-4157