

تخمین هزینه سایه‌ای شوری آب زیرزمینی مورد استفاده در تولید گندم آبی

ندا خادمی شیراز^۱، حامد نجفی علمدارلو^{۲*}، صادق خلیلیان^۳

۱، ۲، ۳، دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیار گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس

(تاریخ دریافت: ۹۶/۶/۲۱ - تاریخ تصویب: ۹۶/۱۲/۲۳)

چکیده

خسارت‌های زیست‌محیطی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی همواره یکی از چالش‌های پیش‌روی سیاست‌گذاران این بخش بوده است. بنابراین، برآورد هزینه اقتصادی این خسارت‌ها اهمیت دارد. هدف این مطالعه برآورد هزینه سایه‌ای خسارت زیست‌محیطی شوری آب ناشی از تولید گندم آبی در ایران در دوره ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۱ بود. برای این منظور، یک تابع مسافت ستاده فضایی توسعه داده شد. نتایج نشان داد سهم خسارت ناشی از شوری آب، ۶/۴ درصد از قیمت گندم را تشکیل می‌دهد. ۱۶ درصد از این میزان خسارت، ناشی از مجاورت مناطق با یکدیگر است. همچنین، نرخ رشد هزینه سایه‌ای شوری آب از قیمت گندم در دوره مورد بررسی بیشتر است که نشان از افزایش میزان خسارت‌های زیست‌محیطی است. تعیین هزینه سایه‌ای آلاینده‌های زیست‌محیطی می‌تواند در تعیین قیمت واقعی گندم و سطح زیرکشت پایدار هر استان، مورد توجه سیاست‌گذاران قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: مسافت - ستاده فضایی، شوری آب، گندم آبی، اثرات مجاورت.

مقدمه

انواع این آلودگی‌ها، شور شدن آب‌های زیرزمینی است (Bonnet et al., 2016). این نوع آلودگی در نتیجه مدیریت نامناسب آبیاری و مصرف کود در مزارع ایجاد می‌شود (Tedeschi et al. 2001; Hashemi & Fatahi, 2016). شوری در آب می‌تواند منجر به کاهش تولید شده و در نهایت، پایداری کشاورزی را با چالش مواجه کند (Leteý & Dinar, 1986; Dinar et al., 1986). برای نمونه، آب‌های زیرزمینی که در آن میزان شوری بیش از ۲/۹ دسی بر مترمکعب باشد، عملکرد گندم را کاهش خواهد داد (Talebnejad & Sepaskhah, 2015). آنچه بر آن اتفاق نظر وجود دارد، اثرگذاری کیفیت آب بر روی عملکرد و تولیدات کشاورزی در مناطق مختلف است. از این‌رو، می‌توان

آب‌های زیرزمینی یک منبع با ارزش برای تامین نیاز آبی گیاهان در مناطق خشک و نیمه‌خشک است (Talebnejad & Sepaskhah, 2015) و به دلیل سهولت دسترسی و استخراج بیش از حد، کمیت و کیفیت آن کاهش یافته است (Niamnsi & Mbue, 2009; Connor et al., 2012). این عوامل منجر به تشدید کمیابی این منبع طبیعی شده و باعث بروز خسارت‌های زیست‌محیطی شده است (Hatton & Evans, 1998). حفاظت از منابع آبی، یکی از اهداف زیست‌محیطی در بسیاری از کشورها به‌شمار می‌رود (OJEU, 2000). اما کشاورزی غیراصولی به‌عنوان تهدیدکننده محیط‌زیست، یکی از منابع مهم در انتشار آلودگی در محیط‌های آبی سطحی و زیرزمینی است (Esteban & Albiac, 2016). یکی از

ای و مازاد نیتروژن بیشتر بوده است. Tahamipoor & Abedi (2015) بیان نمودند که بابت انتشار دی‌اکسید-کربن در فرآیند تولید گندم، خسارتی معادل با ۴۲۵ هزار ریال به محیط‌زیست وارد می‌شود. گروه دوم، مطالعاتی هستند که آثار زیست محیطی ناشی از کشاورزی را در سطوح کلان و برای یک کشور تخمین زده‌اند. در این گروه از مطالعات، برآورد آثار زیست-محیطی و آثار آن بر روی کل بخش و صنعت در سطح کلان مدنظر بوده است. در تمام این مطالعات از رهیافت تابع مسافت برای برآورد هزینه سایه‌ای خسارت‌های زیست محیطی استفاده شده است. Fare et al. (2006) با استفاده از یک فرم درجه دوم، هزینه‌های کاهش آلودگی ناشی از نفوذ سموم شیمیایی را در حدود ۱۷/۵ درصد از ارزش تولیدات کشاورزی و دامی آمریکا برآورد کردند. پژوهشگران نتیجه گرفتند که حرکت در مرز کارایی، باعث کاهش سه درصدی در این هزینه‌ها خواهد شد. Berre et al. (2013) به ارزیابی هزینه سایه‌ای دی‌اکسیدکربن و مازاد نیتروژن در مورد تولیدات دامی پرداختند. نتایج مطالعه نشان داد که کشاورزان قادر به کاهش هزینه‌های آلودگی هستند، به شرطی که جامعه بپذیرد که هزینه فرصت ایشان را متعادل کند. amalipour et al. (2014) هزینه‌های زیست-محیطی انتشار گازهای گلخانه‌ای در تولید غلات را برابر با ۱۰/۷ میلیارد تومان در سال برآورد کرده‌اند. Alipour et al. (2014) با استفاده از تابع مسافت نتیجه گرفتند که در دو دهه اخیر، هزینه سایه‌ای انتشار آلاینده‌های بخش کشاورزی در ایران رو به افزایش بوده است. Molaei & Sani, (2015) معتقدند که مقدار کارایی بخش کشاورزی ایران با در نظر گرفتن اثرات زیست-محیطی، کمتر از مقداری است که این اثرات نادیده گرفته شوند. نتایج مطالعه Tang et al. (2016) نشان می‌دهد که اگر کشاورزان چینی در مرز کارایی حرکت کنند، قادر خواهند بود که ۱۷ درصد از هزینه‌های آلودگی بخش کشاورزی را کاهش دهند. Najafi Alamdarlo (2018) به برآورد هزینه سایه‌ای شوری آب و انتشار دی‌اکسیدکربن در بخش کشاورزی ایران پرداخت. در این مطالعه هزینه آلاینده‌های بخش کشاورزی به ازای هر واحد برابر با ۴۲/۵ دلار برآورد شد.

ارزش اقتصادی اثرات زیست‌محیطی در تولید را مورد بررسی قرار داد.

در بین محصولات کشاورزی، گندم محصول راهبردی در سطح بین‌المللی (Food Outlook Report, FAO, 2017) و مهم‌ترین کالا در سید غذایی ایرانیان است (Khalilian et al., 2014; Nessabian et al., 2016). در سال زراعی ۹۳-۱۳۹۲، سطح برداشت گندم در ایران ۶/۰۶ میلیون هکتار بود که منجر به تولید ۱۰/۵ میلیون تن گندم شده است. گندم در حدود ۵۱/۲ درصد از کل اراضی زیرکشت محصولات زراعی را به خود اختصاص داده است که بیش از ۶۰ درصد آن به-صورت آبی تولید می‌شود (Agricultural Statistics of Iran, 2014). آمار وزارت جهاد کشاورزی و شرکت مدیریت منابع آب ایران نشان می‌دهد که عملکرد گندم آبی در ایران دارای روند کاهشی، اما مقدار شوری آب زیرزمینی دارای روند افزایشی است. با توجه به اهمیت برآورد هزینه سایه‌ای یک منبع آلاینده (Dang & Mourougane, 2014)، باید اثرات شوری آب را بر عملکرد و محیط‌زیست مورد ارزیابی قرار داد (Wang et al., 2015).

برای برآورد این هزینه می‌توان از تابع مسافت-ستاده ترانس‌لوگ استفاده کرد (Coggins & Swinton, 1996; Färe et al., 2005; Murty & Kumar, 2002). مطالعات در این حوزه در دو گروه طبقه‌بندی می‌شوند. در گروه اول، مطالعاتی هستند که هزینه سایه‌ای خسارت را برای آلاینده‌ها در سطح مزارع کشاورزی و یا دامپروری در سطوح خرد بررسی کرده‌اند. در این مطالعات، هزینه خسارت‌های زیست‌محیطی در یک بخش، صنعت و یا منطقه خاص مدنظر بوده است. این مطالعات مقدار هزینه را با توجه به نوع صنعت و آلاینده به‌دست آورده‌اند. برای نمونه، Shaik et al. (2002) هزینه‌های سایه‌ای کاهش آلودگی ناشی از مصرف نیتروژن در بخش کشاورزی نبراسکا را برابر با ۳۰۰ تا ۷۲۹ میلیون دلار برآورد کردند. Yaghobi et al. (2016) قیمت سایه‌ای سه نوع از آلاینده‌های کشاورزی در مزارع شلتوک دشت کامفیروز استان فارس را برآورد کردند و نتیجه گرفتند که هزینه سایه‌ای آلودگی استفاده از سموم و علف‌کش‌ها نسبت به گازهای گلخانه-

اولین بار توسط Aigner & Chu (1968) توسعه یافته و توسط Fare et al. (1993) به کار رفته است. در این حالت، می‌توان از دوگانگی بین تابع فاصله و تابع درآمد، قیمت‌های سایه‌ای را به دست آورد (Park & Lim, 2009). قیمت سایه‌ای خروجی‌های بد (آلودگی) به عنوان ارزش منفی برای هزینه‌ی نهایی کاهش آلودگی در نظر گرفته می‌شود (Fare et al., 1993). حال اگر قیمت ستانده مطلوب مشخص باشد (P_m)، می‌توان قیمت سایه‌ای ستانده نامطلوب را با استفاده از رابطه (۱) به دست آورد:

(۱)

$$SP_j = P_m \left(\frac{\partial D_o(x,y)/\partial y_j}{\partial D_o(x,y)/\partial y_m} \right)$$

در رابطه ۱، $D_o(x,y)$ نشان‌دهنده حداکثر تولید قابل حصول با توجه به سطح مشخصی از تکنولوژی است. j نشانگر ستانده نامطلوب و m نشانگر ستانده مطلوب است. رابطه ۱ نشان می‌دهد که قیمت سایه‌ای ستانده نامطلوب، ارزش مقدار ستانده مطلوبی است که در ازای کاهش یک واحد از ستانده نامطلوب، از دست می‌رود.

از طرف دیگر، به خاطر ویژگی منحصر به فرد منابع طبیعی و محیط‌زیست، بایستی از روش اقتصادسنجی فضایی در بررسی مطالعات این حوزه استفاده کرد (Anselin, 2001)، چرا که اثرات مجاورت را در نظر می‌گیرد (LeSage & Pace, 2009). برای مثال در مطالعه حاضر، شوری آب در یک منطقه، می‌تواند بر شوری آب در مناطق مجاور تاثیر داشته باشد، چرا که شوری آب از نوع آلودگی‌های غیر ساکن است (Esteban & Albiac, 2016). تابع مسافت ستانده فضایی در فرم ترانسلوگ به صورت زیر است (Park & Lim, 2009; Kwon & Yuan, 1999):

با توجه به ادبیات تحقیق در مورد برآورد قیمت سایه‌ای اثرات زیست‌محیطی، در این مطالعه برای برآورد هزینه سایه‌ای شوری آب، از رهیافت تابع مسافت ستانده استفاده شده است. سعی می‌شود تا اثرات مجاورت مناطق با یکدیگر (وابستگی مکانی) نیز در محاسبه هزینه سایه‌ای آلودگی مورد محاسبه قرار گیرد. برای این منظور، از تابع مسافت ستانده فضایی استفاده می‌شود.

روش تحقیق

برآورد هزینه سایه‌ای آلاینده‌ها، از سه نوع تابع مسافت شامل نهاده، ستانده و جهت‌دار استفاده می‌شود. در این مطالعه، از تابع مسافت ستانده برای برآورد اثرات کاهش کیفیت آب استفاده شده است. با توجه به این‌که یکی از اهداف این مطالعه، برآورد اثرات مجاورت در هزینه‌های سایه‌ای آلودگی است، نوع فضایی تابع مسافت به کار گرفته می‌شود.

تابع مسافت ستانده فضایی: از مطالعات اولیه‌ای که رابطه بیوفیزیکی بین مقدار تولید و انتشار آلودگی را مورد بررسی قرار داده‌اند، می‌توان به تحقیق Griffin & Bromley (1982) اشاره کرد که در آن رابطه بین آلودگی، نهاده‌های مورد استفاده در تولید و ویژگی‌های مزارع بررسی شده است. اثرات اقتصادی زیست‌محیطی را می‌توان از روش‌های متفاوتی ارزیابی کرد؛ اما همه آن‌ها با محدودیت‌هایی روبرو هستند (Salnykov & Zelenyuk, 2005). در این میان، می‌توان از توابع چند ستانده‌ای استفاده کرد که در آن خروجی‌های مطلوب به همراه خروجی‌های نامطلوب تولید می‌شوند (Shephard, 1970). توابع مسافت در واقع تبدیلی از توابع تولید معمولی هستند. در اغلب تحقیقات برای به دست آوردن هزینه‌های انتشار آلودگی، از این توابع استفاده شده است (Rečka, 2011). برای تخمین تابع فاصله‌ای می‌توان از روش‌های ناپارامتریک (Boyd et al, 1996; Lee et al, 2002) و روش‌های پارامتریک استفاده کرد که

$$\ln D_O(x,y) = \beta_0 + \sum_j \beta_j \ln x_{jit} + \sum_m \gamma_m \ln y_{mit} + \frac{1}{2} \left[\sum_j \sum_k \beta_{jk} \ln x_{jit} \ln x_{kit} + \sum_m \sum_l \gamma_{ml} \ln y_{mit} \ln y_{lit} + \sum_m \sum_i \omega_{mi} \ln y_{mit} \ln y_{lit} \right] + \sum_j \sum_m \delta_{jm} \ln x_{jit} \ln y_{mit} + \theta_1 t + \frac{1}{2} \theta_1 t^2 + \sum_j \alpha_j \ln x_{jit} t + \sum_m \mu_m \ln y_{mit} t \quad (2)$$

رفت (Balta-Ozkan et al., 2015). یکی از روش‌های معمول برای تعیین وابستگی فضایی، شاخص Moran (1950) است:

$$I = \frac{n \sum_i \sum_j w_{ij} z_i z_j}{s \sum_i z_i^2} \quad (3)$$

که در رابطه ۳، $s = \sum_i \sum_j w_{ij}$ n کل مناطق (شامل استان‌های ایران) و z نشان‌دهنده مقدار متغیر^۱ مورد بررسی در هر منطقه است. اگر ماتریس وزنی بر اساس سطر استاندارد شده باشد، آنگاه $s = n$ خواهد شد. در اینجا فرض صفر عدم وجود وابستگی فضایی است و در این صورت، مقدار آماره Moran برای با صفر خواهد شد.

برای تخمین تابع ترانسلوگ مسافت ستاده، از اطلاعات ۳۰ استان کشور برای سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۱ استفاده شده است. برای تخمین از رهیافت داده-های ترکیبی استفاده شده است^۲. جمع‌آوری اطلاعات از طریق گزارش‌های ستادی و دولتی است. متغیر قیمت گندم از مرکز آمار ایران، متغیرهای تولید گندم، مقدار نیروی کار استفاده شده در هر هکتار، مقدار بذر مصرفی، میزان سموم و کودهای شیمیایی نیز از آمارنامه‌های وزارت جهاد کشاورزی جمع‌آوری گردید. برای به‌دست آوردن مقدار شوری آب در هر استان، از اطلاعات شرکت مدیریت منابع آب ایران استفاده شده است.

که در رابطه ۲، i نشان‌دهنده مقاطع عرضی، t زمان، z نشانگر نهاده، m ستاده مطلوب و t ستاده نامطلوب است. y_{mit} ستاده مطلوب شامل مقدار تولید گندم در هر منطقه (با ضریب γ_1) و y_{lit} ستاده‌های نامطلوب نیز شامل شوری آب در استان آم (با ضریب γ_2) و w_{lit} شوری آب در استان‌های مجاور آن (با ضریب γ_3) است. x نشان‌دهنده نهاده‌های مورد استفاده شامل بذر، کود شیمیایی، نیروی کار و سموم شیمیایی است. در این رابطه، متغیر wy_i نشان‌دهنده متغیر فضایی در مورد شوری آب است. فرض تقارن در مورد ضرایب $\gamma_{ml} = \gamma_{lm}$ و $\beta_{jk} = \beta_{kj}$ برقرار می‌باشد.

اثرات ناشی از شوری در مناطق مجاور در تابع مسافت ستاده فضایی فوق به‌صورت متغیر wy_i و به-عنوان یک ستاده نامطلوب در نظر گرفته شده است. این متغیر از حاصلضرب ماتریس مجاورت و متغیر شوری آب به‌دست آورده می‌شود. یکی از موارد مهم در مدل‌سازی اقتصادسنجی فضایی، نحوه تعیین ماتریس مجاورت است و در ادبیات تحقیق روش‌های متفاوتی برای تعیین آن وجود دارد. در این مطالعه ماتریس مجاورت از روش همسایگی دو منطقه تعیین شده است (Anselin & Bera, 1998)، از این‌رو، برای تشکیل ماتریس مجاورت (w)، مناطقی که دارای مرز مشترک بودند، عدد یک و در غیر این صورت، عدد صفر گرفته‌اند. این ماتریس بعد از استانداردسازی در متغیر مورد نظر ضرب شده و در نهایت، متغیر فضایی (wy) به‌دست می‌آید. این متغیر با استفاده از ماتریس مجاورت منطقه‌ای و بر اساس مطالعه (Najafi Alamdarlo, 2016) در نظر گرفته شده است. اگر وابستگی فضایی بین مناطق آزمون نشود، آنگاه کارایی روش اقتصادسنجی فضایی زیر سوال خواهد

۱. منظور متغیری است که قرار است وابستگی فضایی در مورد آن آزمون شود. در این مطالعه متغیر z، شوری آب در هر منطقه را نشان می‌دهد.
۲. آزمون‌های لازم جهت بررسی تخمین به‌صورت Polling و Panel دلالت بر تخمین به‌صورت داده‌های Poll بوده است.

نتایج و بحث

برای اطمینان از وجود وابستگی فضایی در مورد متغیر شوری، بایستی شاخص Moran را بررسی کرد. نتایج این شاخص نشان می‌دهد که وابستگی فضایی در انتشار شوری آب بین مناطق مجاور وجود دارد. در جدول (۱) نتایج حاصل از تخمین این شاخص نشان داده شده است.

جدول ۱- شاخص موران برای بررسی وابستگی فضایی شوری آب بین استان‌های ایران

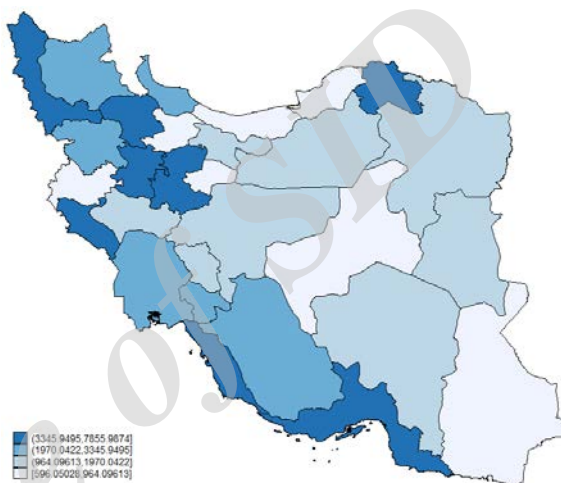
متغیر	I	E(I)	sd(I)	z	p-value*
شوری آب	۰/۱۱۹	-۰/۰۳۴	۰/۰۷۴	**۲/۰۸۴	۰/۰۱۹

*آزمون یک طرفه

** معنی داری در سطح ۵ درصد

با توجه به اثبات وجود همبستگی فضایی در بین مناطق مجاور در مورد شوری آب، می‌توان از رهیافت فضایی در تخمین تابع مسافت-ستاده استفاده کرد. برای تخمین این تابع از نوع ترانسلوگ استفاده شده است. در این مطالعه ستاده خوب، مقدار تولید گندم و ستاده های بد شامل میزان شوری آب در هر استان و میزان شوری آب در استان‌های مجاور بوده است. ضرایب تخمین تابع ترانسلوگ فضایی بر اساس رابطه (۲) در جدول (۲) نشان داده شده است:

با توجه به آنچه در قسمت قبل بیان گردید، ابتدا به برآورد هزینه سایه‌ای شوری آب پرداخته شده است. برای بررسی اثرات وجود همجواری در شوری آب در بین مناطق، ابتدا نقشه پراکنش شوری آب در استان‌های ایران در شکل (۱) نشان داده شده است. همان‌طور که مشخص است شوری آب در مناطق مرکزی و غربی ایران کاملاً مشهود است. رسم این نقشه با استفاده از نرم‌افزار STATA انجام شده است.



شکل ۱- نحوه پراکندگی شوری آب در بین استان‌های ایران (شرکت مدیریت منابع آب ایران)

جدول ۲- نتایج تخمین تابع ترانسلوگ مسافت ستاده فضایی

پارامتر	مقدار	معنی داری	پارامتر	مقدار	معنی داری	پارامتر	مقدار	معنی داری
C	-۴۵/۴۱	(۰/۰۰۰)***	β_{23}	۰/۰۱۱	(۰/۰۰۰)***	δ_{22}	۰/۰۰۴	(۰/۰۰۰)***
β_1	۱/۸	(۰/۰۰۱)***	β_{24}	-۰/۲۷	(۰/۰۰۲)***	δ_{32}	۰/۰۸۵	(۰/۰۰۱)***
β_2	۵/۴۱	(۰/۰۰۱)***	β_{33}	۰/۰۴	(۰/۰۰۱)***	δ_{42}	-۰/۰۷۲	(۰/۰۰۱)***
β_3	-۱/۱۳	(۰/۰۰۱)***	β_{34}	۰/۰۹۲	(۰/۰۰۲)***	δ_{13}	-۰/۰۶۲	(۰/۰۰۱)***
β_4	-۱/۹۴	(۰/۰۰۱)***	β_{44}	۰/۱۸۴	(۰/۰۰۱)***	δ_{23}	-۰/۲۴	(۰/۰۰۱)***
γ_1	۰/۱	(۰/۰۵۱)*	γ_{12}	-۰/۰۵۶	(۰/۰۰۱)***	δ_{33}	۰/۰۳۲	(۰/۰۰۱)***
γ_2	۰/۹۴	(۰/۰۰۱)***	ω_{13}	-۰/۰۳۲	(۰/۰۰۱)***	δ_{43}	۰/۲۶۲	(۰/۰۰۱)***
γ_3	-۰/۰۳۸	(۰/۰۵۵)*	ω_{23}	۰/۰۸۴	(۰/۰۰۱)***	θ_1	-۰/۰۳	(۰/۰۰۴)***
β_{11}	-۰/۰۰۰۶	(۰/۰۶۸)*	δ_{11}	۰/۰۲	(۰/۰۰۱)***	α_1	-۰/۰۴	(۰/۱۴۴)
β_{12}	-۰/۱	(۰/۰۰۱)***	δ_{21}	۰/۰۷۷	(۰/۰۰۱)***	α_2	۰/۰۳۶	(۰/۲۱۴)
β_{13}	-۰/۰۹۳	(۰/۰۰۱)***	δ_{31}	-۰/۰۷۳	(۰/۰۰۱)***	α_3	-۰/۰۱۳	(۰/۰۴۷)*
β_{14}	۰/۰۱۸	(۰/۵۶۷)	δ_{41}	-۰/۰۰۶	(۰/۰۰۱)***	α_4	۰/۰۵	(۰/۰۰۱)***
β_{22}	-۰/۰۹۴	(۰/۰۰۱)***	δ_{12}	-۰/۰۲۴	(۰/۸۴۲)	μ_1	-۰/۰۳۶	(۰/۹۳۹)

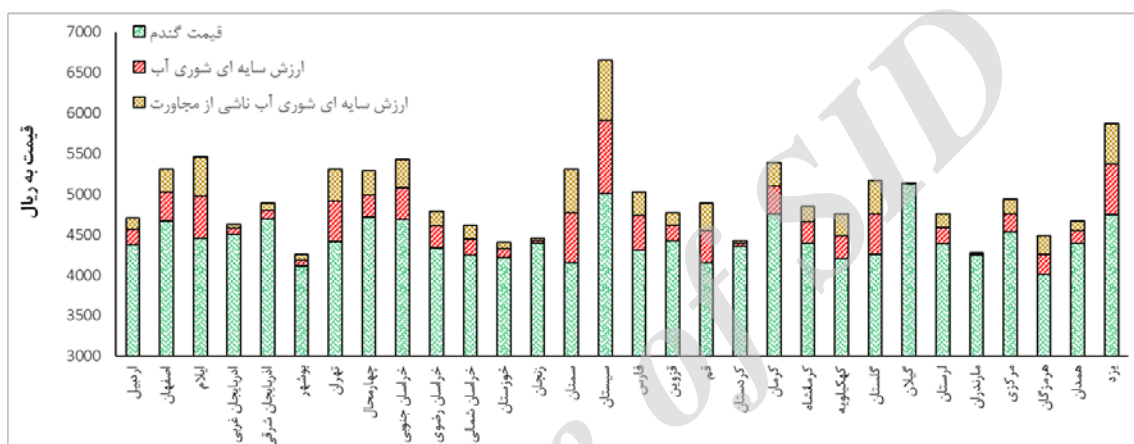
$R^2 = 94.5$

***, **, * معنی داری در سطح یک، پنج و ده درصد.

ماخذ: یافته های تحقیق

آب) به دست آورده می‌شود. این هزینه با توجه به قیمت بازاری گندم در هر سال به دست می‌آید. از آنجا که گزارش آن برای همه سال‌ها، بسیار طولانی خواهد شد، در این قسمت مقدار این هزینه فقط برای سال انتهایی مطالعه (۱۳۹۱) گزارش شده است. در شکل (۲) هزینه سایه‌ای شوری آب زیرزمینی در هر استان و میزان اثر مجاورت در این هزینه سایه‌ای نشان داده شده است.

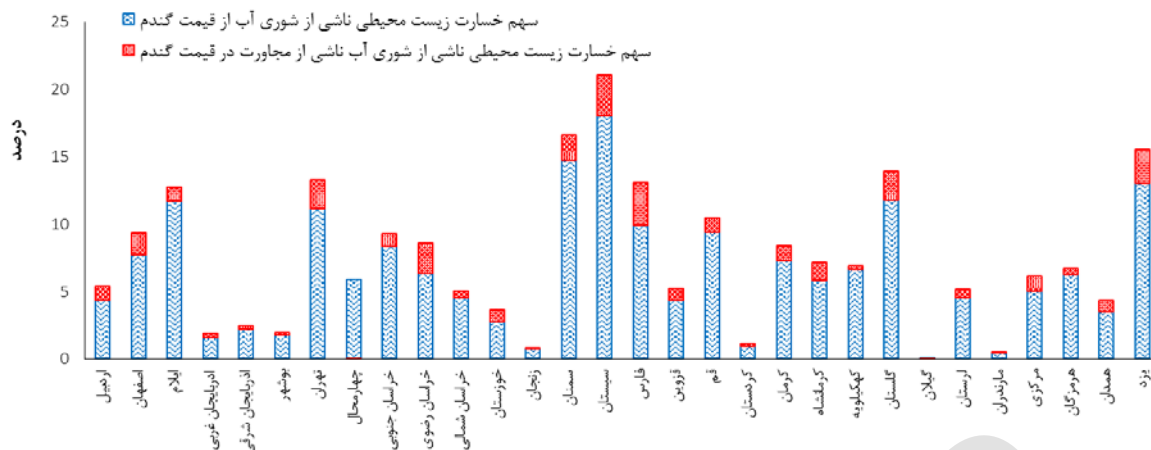
با توجه به اینکه شوری آب زیرزمینی در هر منطقه ناشی از کشت سایر محصولات نیز است، ابتدا سهم تولید گندم از شوری آب زیرزمینی با توجه به سطح زیرکشت آن و مقدار مصرف از آب‌های زیرزمینی به دست آورده شد. با توجه به این نسبت، هزینه سایه‌ای خسارت زیست‌محیطی ناشی از تولید گندم، تعدیل شد. بر اساس مقدار پارامترهای به دست آمده از جدول (۲) و رابطه (۱)، هزینه کاهش آلودگی (هزینه سایه‌ای شوری



شکل ۲- قیمت گندم و هزینه سایه‌ای شوری آب به تفکیک استان‌های کشور در سال ۱۳۹۱

مجاورت با سایر مناطق از این رقم کسر گردد، قیمت سایه‌ای شوری آب معادل با ۲۴ تومان خواهد شد. تفاوت در هزینه سایه‌ای شوری آب در هر استان، به علت تفاوت در تابع تولید و نهاده‌هایی است که در تولید گندم به کار گرفته شده‌اند. در شکل (۳)، نسبت ارزش شوری آب به قیمت تضمینی در هر استان نشان داده شده است. استان سیستان و بلوچستان با سهم ۱۸ درصدی بیشترین هزینه سایه‌ای برای شوری آب را دارد و استان گیلان نیز دارای کمترین سهم است. این سهم‌ها به نوعی نشان‌دهنده میزان اهمیت خسارت‌های زیست محیطی در هر منطقه تولیدی است. به طور متوسط در کل کشور، نسبت ارزش سایه‌ای شوری به قیمت گندم برابر با ۶/۴ درصد بوده است. این نسبت به نوعی نشان‌دهنده مقدار خسارتی است که در هر کیلوگرم تولید گندم به بار می‌آید. از طرف دیگر، بیشترین اثر مجاورت در استان فارس بوده است که اغلب مناطق مجاور آن دارای شوری بالای آب هستند.

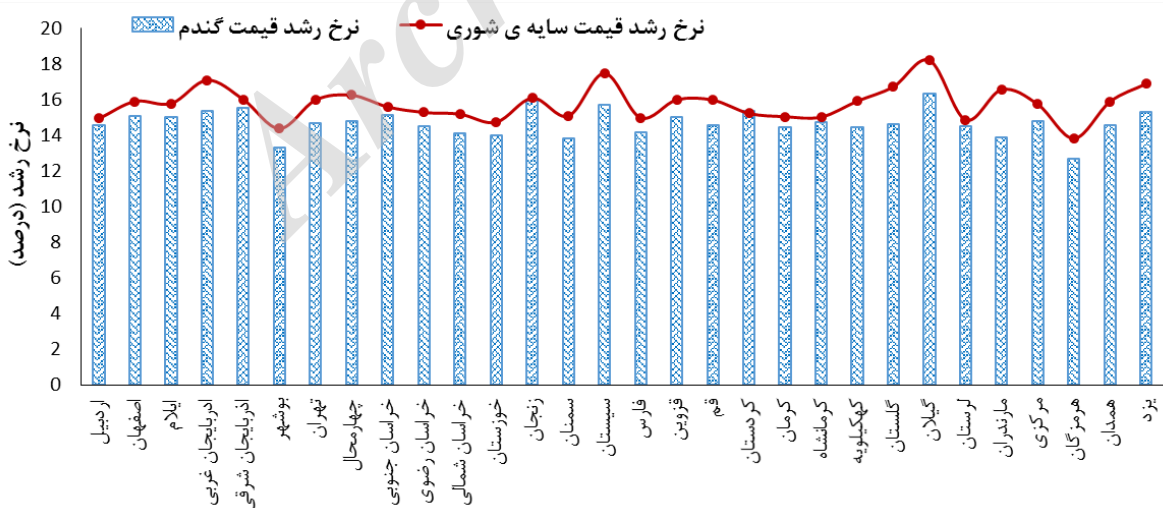
بر این اساس، میزان شوری که در نتیجه تولید گندم ایجاد می‌شود، خود یک هزینه سایه‌ای ناخالص دارد. برای به دست آوردن مقدار هزینه خالص، اثر اقتصادی ناشی از شوری آب نیز باید در آن لحاظ گردد. در واقع در نظر گرفتن اثر مجاورت، به نوعی سهم هر منطقه را در ایجاد خسارت مشخص می‌کند. بنابراین، دو منطقه i و j که در مجاورت هم قرار دارند، سهم هر یک در هزینه سایه‌ای شوری آب مشخص خواهد شد. این رهیافت به نوعی اثرات بیرونی اقتصادی ناشی از مجاورت مناطق را اندازه‌گیری می‌کند. همانطور که از شکل (۲) مشخص است، بیشترین ارزش سایه‌ای در استان سیستان و بلوچستان اتفاق افتاده است، و کمترین آن نیز در استان قم بوده است. با توجه به این‌که در سال ۱۳۹۱ متوسط قیمت گندم در سال ۱۳۹۱ برابر با ۴۴۰ تومان به ازای هر کیلو گرم بوده است، در نتیجه، قیمت سایه‌ای شوری آب در همین سال برابر با ۲۸,۵ تومان به ازای هر کیلو تولید گندم می‌باشد. البته اگر اثرات شوری ناشی از



شکل ۳- سهم خسارت‌های زیست محیطی شوری آب از قیمت گندم در سال ۱۳۹۱

همان‌طور که شکل (۴) نشان می‌دهد، در اکثر استان‌ها نرخ رشد هزینه سایه‌ای شوری آب بیشتر از نرخ رشد قیمت گندم بوده است و این می‌تواند نشان‌دهنده بدتر شدن وضعیت زیست‌محیطی باشد. چرا که منجر به افزایش هزینه سایه‌ای شده است. بنابراین، کنترل شوری آب را اجتناب ناپذیر می‌کند. بیشترین تفاوت در نرخ رشد مربوط به استان مازندران و کمترین آن مربوط به استان کردستان است.

با توجه به اینکه هزینه سایه‌ای شوری به قیمت محصول نهایی نیز بستگی دارد، در این قسمت نرخ رشد قیمت گندم در مقایسه به نرخ رشد هزینه سایه‌ای در دوره ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۱ مورد بررسی قرار گرفته است. در شکل (۴) نرخ رشد متوسط دوره در هر استان نشان داده شده است. با توجه به اینکه هزینه خسارت سایه‌ای در هر کیلو گندم برابر با ۲۸/۵ تومان بوده است و در سال ۱۳۹۱ بیش از ۶ میلیون تن گندم آبی در کشور تولید شده است، میزان کل هزینه سایه‌ای خسارت ۱۷۳ میلیارد تومان برای کل کشور برآورد می‌شود.



شکل ۴- نرخ رشد قیمت سایه‌ای شوری آب و قیمت گندم

پیشنهادها

منابع طبیعی متاثر از اثر مجاورت است، در این مطالعه میزان آن در شوری آب زیرزمینی به میزان ۱۶ درصد از هزینه سایه‌ای است. بنابراین، اثرات بیرونی در مورد شوری آب در این مطالعه تایید شده است و سهم آن در هزینه سایه‌ای برابر ۱۶ درصد است. در واقع، زیان‌های زیست‌محیطی که در نتیجه تولید گندم حادث شده است، ۱۶ درصد آن به خاطر اثرات مجاورت و همسایگی با سایر مناطق بوده است. نکته دیگری که باید به آن توجه نمود، وابستگی هزینه سایه‌ای شوری آب به قیمت محصول گندم است. حال اگر سازوکارهای بازار آزاد در تعیین قیمت گندم نقش داشته باشند، قیمت‌های متفاوتی برای هزینه سایه‌ای شوری آب به دست خواهد آمد و این می‌تواند ارزش‌های واقعی‌تری را برای خسارت‌های زیست‌محیطی برآورد کند. با توجه به سهم قابل توجه خسارت‌های ناشی از شوری آب، پیشنهاد می‌شود که مدیریت مناسب‌تری برای برداشت آب‌های زیرزمینی صورت بگیرد. برای این منظور کنترل برداشت و افزایش کارایی مصرف آب به‌عنوان یک راه‌حل اثرگذار توصیه شده است. از طرف دیگر، برآورد این خسارت‌های زیست‌محیطی می‌تواند کشاورزان را نسبت به توسعه روش‌های کشت و کار دوستدار با محیط‌زیست سوق دهد تا پایداری بیشتری در الگوی کشت فراهم شود.

خسارت‌های محیط‌زیستی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی همواره یکی از دغدغه‌های سیاست‌گذاران در حوزه اقتصاد محیط‌زیست است. در ایران نیز بیشترین سطح زیرکشت محصولات زارعی به گندم اختصاص دارد که تولید آن غالباً وابسته به آب‌های زیرزمینی است. از طرف دیگر، افزایش در شوری آب‌های زیرزمینی ایران، مسایل زیست‌محیطی نگران‌کننده‌ای را در آینده رقم خواهد زد. از این‌رو، در این مطالعه به بررسی هزینه خسارت‌های زیست‌محیطی ناشی از شوری آب در تولید گندم پرداخته شده است. برای این منظور، ابتدا با استفاده از یک تابع مسافت-ستاده فضایی، هزینه سایه‌ای شوری آب محاسبه شد. سهم ۶/۴ درصدی هزینه سایه‌ای شوری آب نسبت به قیمت گندم، می‌تواند نشان از اهمیت بالای خسارت‌های زیست‌محیطی باشد. Tang et al. (2016) سهم خسارت‌های زیست‌محیطی ناشی از تولیدات کشاورزی در کشور چین را ۶/۰۶ درصد برآورد کرده است. Fare et al. (2006) این سهم را ۱۷/۵ درصد در کشاورزی آمریکا برآورد کرده‌اند. Tahamipoor & Abedi (2015) مقدار خسارت ناشی از انتشار دی-اکسیدکربن در تولید گندم در استان فارس را به میزان ۱۷ درصد از هزینه تولید برآورد کرده است. با توجه به اینکه انتشار آلودگی در مسایل مربوط به محیط‌زیست و

REFERENCES

1. Aigner, DJ. & Chu SF. (1968). On Estimating the Industry Production Function, *American Economic Review*, 13, 826–839.
2. Alipour, A., Moosavi, SH., & Khalilian, S. (2014). Valuation of Carbon Dioxide Emissions Obtained from Agricultural Development in Iran. *Agricultural Economic*, 8(1), 63-81 (In Farsi).
3. Anselin, L. (2001). Spatial effects in econometric practice in environmental and resource economics. *American Journal of Agricultural Economics*. 83, 705–710.
4. Anselin, L., & Bera KA. (1998). Spatial Dependence in Linear Regression Models with an Introduction to Spatial Econometrics. *Handbook of Applied Economic Statistics*: CRC, pp. 237–289.
5. Berre, D., Boussemart, JP., Leleu, H., Tillard, E., & Berazneva, J. (2013). Economic value of greenhouse gases and nitrogen surpluses: society vs farmers' valuation. *European Journal of Operational Research*, 226, 325-331.
6. Bonnet, C., Bouamra-Mechemache, Z., & Corre, T. (2016). An environmental tax towards more sustainable food consumption: empirical evidence of the French meat and marine food consumption. *Working Papers*, TSE-639. Toulouse School of Economics (TSE).
7. Boyd, G., Molburg, J., & Prince, R. (1996). Alternative Methods of Marginal Abatement Cost Estimation: Non-parametric Distance Function, *Proceedings of the USAEE/IAEE 17th Conference*, 86–95.
8. Coggins, JS., & Swinton, JR. 1996. The Price of Pollution: A Dual Approach to Valuing SO₂ Allowances, *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 58-72.

9. Connor, DJ., Schwabe, K., King, D., & Knapp, K. (2012). Irrigated agriculture and climate change: The influence of water supply variability and salinity on adaptation. *Ecological Economics*, 77, 149–157.
10. Dang, T., & Mourougane, A. (2014). Estimating Shadow Prices of Pollution in OECD Economies, OECD Green Growth Papers, No. 2014-02, *OECD Publishing*, Paris.
11. Dinar, A., Lettey, J., & Vaux HJ. (1986). Optimal ratios of saline and no saline irrigation waters for crop production. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 440-443.
12. Esteban, E. & Albiac, J. (2016). Salinity Pollution Control in the Presence of Farm Heterogeneity: An Empirical Analysis. *Water Economics and Policy*. 2 (2), 1-20
13. Esteban, E., Tapia, J., Martínez, Y., & Albiac, J. (2011). Pigouvian taxation to induce technological change and abate nonpoint pollution in the Ebro Basin, Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 957-970
14. Faber, M. & Proops, JLR. (1991). National Accounting, Time and the Environment. Columbia University Press, New York, 214–233
15. Färe R., Grosskopf, S., Lovell, K., & Pasurka, C. (1998). Multilateral Productivity Comparison When Some Products Are Undesirable: A Non-Parametric Approach. *The Review of Economics and Statistics*. 71, 90-98.
16. Färe, RS., Grosskopf, CA., Lovell, K., & Yaisawarng, S. (1993). Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach. *The Review of Economics and Statistics*, 75(2), 374-380.
17. Färe, RS., Grosskopf, D., & Weber, W. (2005). Characteristics of a Polluting Technology: Theory and Practice. *Journal of Econometrics*, 126, 469-492.
18. Färe, RS., Grosskopf, D., & Weber, W. (2006). Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture. *Ecological Economics*, 56(1), 89-103.
19. Food Outlook, Biannual Report On Global Food Markets. (2017). FAO. Available at: <http://www.fao.org/3/a-i7343e.pdf>. pp 1-152.
20. Griffin, R., & Bromley, D. (1982). Agricultural runoff as a nonpoint externality: A theoretical development. *American Journal of Agricultural Economics*, 64, 547-552.
21. Hashemi, M., & Fatahi Ardekani, A. (2016). The economic valuation of organic products, application of stated preferences approach (Case Study: Organic tomatoes of Dasht-e Marghab). *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*, 47(2), 325-334 (In Farsi).
22. Hatton, T., & Evans, R. (1998). Dependence of Ecosystems on Ground-water and its Significance to Australia. *CSIRO Land & Water Resources Research and Development Commission Occasional Paper No 12/98* - Canberra, Australia.ed1.
23. Jamalipour, M., Ghorbani, M., Koocheki, A.R., & Shahnoushi, N. (2014). Estimating the economic value of greenhouse gases emissions of cereals in Iran. *1st E-Conferences on New Finding in Environment and Agricultural Ecosystems*. 30 December, 2014. Tehran University. Iran. (In Farsi).
24. Khalilian, S., Shemshadi, K., Mortazavi, S., & Ahmadian, M. (2014). Investigation the welfare effects of Climate Change on wheat in Iran. *Journal of Agricultural Economics and Development*. 28(3), 292-300 (In Farsi).
25. Kwon, OS. & Yun, WC. (1999). Estimation of the marginal abatement costs of airborne pollutants in Korea's power generation. *Energy Economics*, 21(6), 547-560.
26. Lee, JD., Par, JB., & Kim, TY. (2002). Estimation of the Shadow Prices of Pollutants with Production/Environment Inefficiency Taken into Account: a Nonparametric Directional Distance Function Approach, *Journal of Environmental Management*, 64(4), 365–375.
27. LeSage, J., & Pace, R.K., (2009). Introduction to Spatial Econometrics. Statistics; A Series of Textbooks and Monographs. *CRC Press*, Boca Raton, FL, p. 196.
28. Letey, J., & Dinar, A. (1986). Simulated crop-water production functions for several crops when irrigated with saline waters. *Hilgardia*, 54(1), 1-32
29. Mol, APJ. (2009). Environmental deinstitutionalization in Russia. *Journal of Environmental Policy and Planning* 11(3), 223–241.
30. Molaei, M., and Sani, F. (2015) Estimating Environmental Efficiency of the Agricultural Sector. *Agricultural science and sustainable production*, 25(2), 91-101. (In Farsi)
31. Murty, MN. & Kumar, S. (2002). Measuring Cost of Environmentally Sustainable Industrial Development in India: A Distant Function Approach, *Environment and Developments Economics*, 7(3), 467-486.
32. Najafi Alamdarlo, H. (2016). Water consumption, agriculture value added and carbon dioxide emission in Iran, environmental Kuznets curve hypothesis. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(8), 2079–2090.

33. Najafi Alamdarlo, H. (2017). The economic impact of agricultural pollutions in Iran, spatial distance function approach. *Science of the Total Environment*. In press.
34. Najafi Amadarlo, H., Ahmadian, M., & Khalilian, S. (2016). groundwater management at varamin plain: the consideration of stochastic and environmental effects. *International Journal of Environmental Research*, 10(1), 21-30.
35. Nessabian, Sh., Mehrabian, A., & Shekarian, H (2016) World trade and wheat self-sufficiency in world. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*, 47(1), 93-107 (In Farsi).
36. Niamnsi, YN. & Mbue, IN. (2009). Estimation for ground water balance based on recharge and discharge: a tool for sustainable ground water management, zhongmu county alluvial plain aquifer, Henan province, china. *Journal of American Science*, 5(2), 40-83.
37. Official Journal of the European Union (OJEU). (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Water Framework Directive). pp 1-72.
38. Park, H. & Lim, J. (2009). Valuation of marginal CO2 abatement options for electric power plants in Korea. *Energy Policy*, 37, 1834-1841.
39. Pretty J.N., Brett C., Gee D., Hine R.E., Mason C.F., Morison J.I.L., Rave H., Rayment M.D., Van D., & Bijl G. (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture, *Agricultural System*, 65(2), 113-136.
40. Rečka, L. (2011). *Shadow Price of Air Pollution Emissions in the Czech Energy Sector Estimation from Distance Function*. Institute of Economic Studies, Faculty of Social Sciences Charles University in Prague.
41. Salnykov, M., & Zelenyuk, V. (2005). Estimation of Environmental Efficiencies of Economies and Shadow Prices of Pollutants in Countries in Transition, *EERC Working Paper Series 05-06e*, EERC Research Network, Russia and CIS.
42. Shaik, G., Helmers, AG. & Langemeier, MR. (2002). Direct and Indirect Shadow Price and Cost Estimation of Nitrogen Pollution Abatement. *Journal of Agricultural and Resources Economics*, 27(2), 420-432.
43. Shephard, RW. (1970). *Theory of Cost and Production Functions*, Princeton University Press.
44. Tahamipoor, M. & Abedi, S. (2015). Estimation of the value of carbon dioxide shadow price in wheat production, distance function approach. *Second National Conference on Engineering, Agricultural Management, Environment and Sustainable Natural Resources*, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. (In Farsi).
45. Talebnejad, R., & Sepaskhah AR. (2015). Effect of different saline groundwater depths and irrigation water salinities on yield and water use of quinoa in lysimeter. *Agricultural Water Management*, 148, 177-188.
46. Tang, K., Gong Ch., & Wang D. (2016). Reduction potential, shadow prices, and pollution costs of agricultural pollutants in China. *Science of the Total Environment*, 541, 42-50.
47. Tang, K., Yang L., & Zhang J. (2016). Estimating the regional total factor efficiency and pollutants' marginal abatement costs in China: a parametric approach, *Applied Energy*, 184 (2016), 230-240
48. Tedeschi, A. Beltrán, A. & Aragües, A. (2001). Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain). *Agricultural Water Management*, 49, 31-50.
49. Tedeschi, A., Beltrán, A., & Aragües, R. (2001). Irrigation management and hydro salinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain). *Agricultural Water Management*, 49, 31-50.
50. Wang, X., Yang, J., Liu, G., Yao, R., & Yu, S. (2015). Impact of irrigation volume and water salinity on winter wheat productivity and soil salinity distribution. *Agricultural Water Management*, 149, 44-54.

Surf and download all data from SID.ir: www.SID.ir

Translate via STRS.ir: www.STRS.ir

Follow our scientific posts via our Blog: www.sid.ir/blog

Use our educational service (Courses, Workshops, Videos and etc.) via Workshop: www.sid.ir/workshop