



Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Económicas
Biblioteca "Alfredo L. Palacios"



Valoración económica de los efectos externos de la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos rural en el Sur de la provincia de Córdoba, Argentina

Cristeche, Estela Raquel

2009

Cita APA: Cristeche, E. (2009). Valoración económica de los efectos externos de la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos rural en el Sur de la provincia de Córdoba, Argentina. Buenos Aires : Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Económicas. Escuela de Estudios de Posgrado

Este documento forma parte de la colección de tesis de posgrado de la Biblioteca Central "Alfredo L. Palacios". Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

Fuente: Biblioteca Digital de la Facultad de Ciencias Económicas - Universidad de Buenos Aires

Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Económicas
Maestría en Economía

Tesis:

“Valoración económica de los efectos externos de la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos rurales en el Sur de la provincia de Córdoba, Argentina”

Tesista:

Estela Raquel Cristeche

Director de Tesis:

Jorge de Prada

Octubre de 2009

ABREVIATURAS Y SIGLAS

AACREA	Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola
ABC	Análisis Beneficio Costo
CAPCE	Comisión Asesora Permanente de Control de Erosión
CNA	Censo Nacional Agropecuario
DAA	Disposición a Aceptar
DAP	Disposición a Pagar
DIPAS	Dirección Provincial de Agua y Saneamiento
DPV	Dirección Provincial de Vialidad
EA	Encuesta Agropecuaria en el Sur de Córdoba
EAP	Explotación Agropecuaria
EC	Excedente del Consumidor
ECP	Excedente Compensatorio
EE	Excedente Equivalente
EMV	Estimación Máximo Verosímil
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
INDEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IPC	Índice de Precios al Consumidor
IPMNG	Índice de Precios Mayoristas Nivel General
MA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
NAE	Nivel de afectación de la EAP por la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica
NAR	Nivel de afectación de la Región por la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica
NOOA	<i>National Oceanic and Atmospheric Organization</i>
OECD	<i>Organization for Economic Co-operation and Development</i>
ONG	Organización No Gubernamental
ONU	Organización de Naciones Unidas
PCS	Política de Conservación de Suelos
SOP	Superficie en Operación
UAH	Unidad Ambiental Homogénea
UNRC	Universidad Nacional de Río Cuarto
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
VC	Variación Compensatoria
VE	Variación Equivalente
VET	Valor Económico Total
VP	Valor Presente
VTEE	Valor Total de la Externalidad según nivel de afectación de la EAP por corte de caminos por erosión hídrica
VTER	Valor Total de la Externalidad según nivel de afectación de la Región por corte de caminos por erosión hídrica
VUE	Valor Unitario de la Externalidad

Tabla de Contenidos

INTRODUCCIÓN	6
CAPÍTULO 1: EFECTOS DE LA EROSIÓN DE SUELOS: ANTECEDENTES Y MARCO CONCEPTUAL	11
1.1 INTRODUCCIÓN	11
1.2 EFECTOS DE LA EROSIÓN DENTRO DEL SITIO.....	13
1.3 EFECTOS DE LA EROSIÓN FUERA DEL SITIO	15
1.4 EFECTOS DE LA EROSIÓN SOBRE LA INFRAESTRUCTURA DE CAMINOS	17
1.5 CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DEL PROBLEMA DE LOS EFECTOS DE LA EROSIÓN FUERA DEL SITIO.....	19
Corte de caminos por erosión hídrica: Esquema conceptual	20
1.6 MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES	22
1.6.1 Precios hedónicos	24
El método de precios hedónicos aplicado al mercado de alquiler de tierras agrícolas.....	25
1.6.2 Valoración contingente.....	29
Sesgos estratégicos.....	29
Diferencia entre DAP y DAA.....	30
Significación de las respuestas	31
CAPÍTULO 2: LOS EFECTOS EXTERNOS DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN LOS CAMINOS RURALES DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA	34
2.1 INTRODUCCIÓN	34
2.2 AFECTACIÓN DE CAMINOS POR EROSIÓN HÍDRICA EN EL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA..	35
2.2.1 Factores naturales, producción agropecuaria e inversión en infraestructura	36
2.2.2 Aspectos institucionales	38
CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS	41
3.1 INTRODUCCIÓN	41
3.2 FUENTE DE INFORMACIÓN Y CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO	41
3.2.1 Área de Estudio.....	42
3.2.2 Unidades Ambientales Homogéneas (UAH) y localización de los productores	42
3.2.3 Estimación de ponderadores para inferencia	45
3.2.4 Estructura del Cuestionario.....	46
3.3 DISEÑO METODOLÓGICO.....	47
3.3.1 Valor Unitario de la Externalidad.....	47
3.3.2 Valor Total de la Externalidad para el área de estudio.....	50
3.3.3 Tratamiento de los precios.....	51
3.3.4 Tratamiento de los casos con valores extremos y faltantes	51
CAPÍTULO 4: VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA EXTERNALIDAD CAUSADA POR EROSIÓN HÍDRICA EN LOS CAMINOS RURALES DEL SUR DE CÓRDOBA.....	55
4.1 INTRODUCCIÓN	55
4.2 PERCEPCIÓN DE LA EXTERNALIDAD: CONOCIMIENTO, IMPORTANCIA Y NIVEL DE AFECTACIÓN DE LA EAP Y DE LA REGIÓN	55
4.2.1 Conocimiento e importancia de la externalidad.....	56
4.2.2 Conocimiento e importancia de la externalidad según UAH.....	57
4.2.3 La afectación de la EAP y de la región por la externalidad.....	59
4.2.4 La afectación de la EAP y de la región por la externalidad según UAH.....	60
4.2.5 Vinculación entre la percepción individual sobre el nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región.....	62
4.2.6 Vinculación entre la percepción individual sobre el nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región según UAH.....	63
4.3 VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD.....	64
4.3.1 Valoración unitaria de la externalidad y precio de referencia de alquiler de tierra.....	65
4.3.2 Valoración unitaria de la externalidad según UAH	66
4.3.3 Valoración unitaria de la externalidad y afectación de la EAP y de la región.....	68
4.3.4 Valoración unitaria de la externalidad y su vinculación con la residencia y la tenencia de la tierra.....	69

4.3.5	<i>Valoración unitaria de la externalidad e ingreso agrícola</i>	70
4.4	VALORACIÓN TOTAL DE LA EXTERNALIDAD.....	72
	Valoración Total de la Externalidad de acuerdo al Valor de la Producción Agrícola.....	75
4.5	POSIBILIDADES DE APLICACIÓN AL DISEÑO DE POLÍTICAS PÚBLICAS	76
4.5.1	<i>Análisis Beneficio Costo (ABC)</i>	76
4.5.2	<i>Fuente de financiamiento</i>	78
4.5.3	<i>Mecanismo de compensación</i>	79
	Tipo de compensación.....	79
	Prestadores del servicio.....	79
	Beneficiarios del servicio	79
	Mecanismo	80
	Precio pagado por el servicio	81
	Viabilidad económica del mecanismo de compensación.....	81
5.	CONCLUSIONES	83
5.1	RESUMEN RESULTADOS.....	84
5.2	IMPLICANCIAS DE POLÍTICA	86
5.3	LIMITACIONES Y AGENDA DE INVESTIGACIÓN FUTURA.....	88
6.	BIBLIOGRAFÍA	90
APÉNDICE A. SOLUCIONES AL PROBLEMA DE LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES		100
.....		100
	ALTERNATIVAS TRADICIONALES DE INTERVENCIÓN	100
	NEGOCIACIÓN ENTRE LAS PARTES.....	102
	EL PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES	103
APÉNDICE B: EXTERNALIDADES MULTILATERALES: DESARROLLO ANALÍTICO....		106
APÉNDICE C: EL VALOR ECONÓMICO TOTAL (VET)		108
APÉNDICE D: MÉTODO DE COSTOS EVITADOS O INDUCIDOS		110
APÉNDICE E. CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN Y PROCEDIMIENTO DE MUESTREO		111
	CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN	111
	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	111
APÉNDICE F. ANÁLISIS DE VALORES EXTREMOS Y FALTANTES DE LA VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD		114
	INTRODUCCIÓN	114
	ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA	115
	Superficie total EAP.....	115
	Valor de la Producción Agrícola.....	116
	ANÁLISIS DE TABLA DE CONTINGENCIA	116
	Residencia	116
	UAH.....	117
	Tenencia de la tierra	118
	Nivel de Afectación de la EAP por la externalidad	118
	Nivel de Afectación de la región por la externalidad.....	119
	Conocimiento de la externalidad	119
	Importancia de la externalidad	119
	<i>Vinculación entre categorías de no respuesta</i>	120
	PRUEBAS DE INDEPENDENCIA ESTADÍSTICA	121
	ESTIMACIONES ALTERNATIVAS DEL VALOR ECONÓMICO DE LA EXTERNALIDAD.....	124

Figuras

FIGURA 1. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS EFECTOS DE LA EROSIÓN HÍDRICA SOBRE LA INFRAESTRUCTURA DE CAMINOS	21
FIGURA 2. CAMINO INTRANSITABLE POR EFECTO DE LA EROSIÓN HÍDRICA.....	35
FIGURA 3. CAMINO POR DEBAJO DEL RASANTE DEL SUELO.....	36
FIGURA 4. MAPA DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	43
FIGURA 5. CONOCIMIENTO DE LA EXTERNALIDAD (% DE PRODUCTORES)	56
FIGURA 6. GRADO DE IMPORTANCIA DE LA EXTERNALIDAD (% DE PRODUCTORES).....	57
FIGURA 7. CONOCIMIENTO DE LA EXTERNALIDAD SEGÚN UAH.....	58
FIGURA 8. GRADO DE IMPORTANCIA DE LA EXTERNALIDAD SEGÚN UAH	58
FIGURA 9. PERCEPCIÓN DE LA EXTERNALIDAD EN LA EAP Y EN LA REGIÓN	59
FIGURA 10. PERCEPCIÓN DE LA EXTERNALIDAD EN LA EAP Y EN LA REGIÓN SEGÚN UAH.....	61
FIGURA 11. RELACIÓN ENTRE LA PERCEPCIÓN INDIVIDUAL SOBRE EL NIVEL DE AFECTACIÓN POR LA EXTERNALIDAD DE LA EAP Y DE LA REGIÓN SEGÚN UAH.....	64
FIGURA 12. VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD SEGÚN UAH	67
FIGURA 13. VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD Y EL VALOR DE LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA TOTAL.....	71
FIGURA 14. VALORACIÓN TOTAL DE LA EXTERNALIDAD Y VALOR DE LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA TOTAL ..	76

Tablas

TABLA 1. CRITERIOS DE DELIMITACIÓN DE UAH DEL ÁREA DE ESTUDIO	43
TABLA 2. SUPERFICIE DE LAS UAH.....	44
TABLA 3. PRODUCTORES MUESTREADOS POR ESTRATO SEGÚN UAH	45
TABLA 4. PONDERADORES SEGÚN EL N° DE EAP DEL CNA 2002 POR ESTRATO Y UAH PARA EL ÁREA DE ESTUDIO	46
TABLA 5. PONDERADORES SEGÚN SOP DEL CNA 2002 POR ESTRATO Y UAH PARA EL ÁREA DE ESTUDIO ..	46
TABLA 6. SUPERFICIE Y CANTIDAD DE EAP POR UAH EN EL ÁREA DE ESTUDIO.....	46
TABLA 7. PRECIO PROMEDIO MENSUAL 2005-2007 DE DIFERENTES CULTIVOS A VALORES CONSTANTES DIC. 2007, IPMNG.....	51
TABLA 8. NIVEL DE AFECTACIÓN POR LA EXTERNALIDAD DE LA EAP Y DE LA REGIÓN.....	59
TABLA 9. NIVEL DE AFECTACIÓN POR LA EXTERNALIDAD DE LA EAP Y DE LA REGIÓN SEGÚN UAH	62
TABLA 10. RELACIÓN ENTRE LA PERCEPCIÓN INDIVIDUAL SOBRE LA AFECTACIÓN POR LA EXTERNALIDAD DE LA EAP Y DE LA REGIÓN	63
TABLA 11. LA VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD Y EL PRECIO DE REFERENCIA DE ALQUILER DE TIERRA PARA PRODUCIR SOJA	65
TABLA 12. PRECIO DE REFERENCIA DE ALQUILER DE TIERRA PARA PRODUCIR SOJA SEGÚN TENENCIA DE LA TIERRA DECLARADA	66
TABLA 13. VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD SEGÚN UAH	67
TABLA 14. VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD SEGÚN NIVEL DE AFECTACIÓN DE LA EAP Y DE LA REGIÓN	68
TABLA 15. VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD DE ACUERDO A TIPO DE RESIDENCIA DEL PRODUCTOR Y TENENCIA DE LA TIERRA.....	69
TABLA 16. VALOR TOTAL DE LA EXTERNALIDAD PARA TODA EL ÁREA DE ESTUDIO.....	72
TABLA 17. VALORACIÓN TOTAL DE LA EXTERNALIDAD DE ACUERDO AL NIVEL DE AFECTACIÓN PERCIBIDO POR EL PRODUCTOR EN SU EAP Y EN SU REGIÓN SEGÚN UAH.....	74
TABLA 18. VALOR PRESENTE DE LOS BENEFICIOS DERIVADOS DE LA RED DE DESAGÜE ESTABILIZADA Y RED DE CAMINOS CON AISLAMIENTO HÍDRICO PARA DIFERENTES TASAS DE DESCUENTO SOCIAL	77
TABLA 19. FONDO DE INVERSIÓN LOCAL Y APORTES ANUALES PROMEDIO SEGÚN UAH	78

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo es considerada uno de los principales problemas ambientales que afectan al medio rural (Ananda y Herath, 2003, Pimentel, *et al.*, 1995). Esta problemática atañe a países desarrollados y en desarrollo, pero resulta particularmente alarmante en estos últimos dado que sus economías suelen sustentarse principalmente en la agricultura y la explotación de recursos naturales, y por tanto, supone una amenaza a su base productiva. La Argentina a pesar de haberse destacado históricamente por sus ventajas comparativas para el desarrollo de la agricultura y la ganadería, alcanzando su sector agropecuario un desempeño económico sin precedentes en los últimos años, no se encuentra exenta de dicha problemática.

La erosión constituye un proceso físico en el que el suelo o alguno de sus componentes (arena, arcilla y limo) son removidos y transportados por el agua o por el viento y depositados en otro lugar (Casas y Irurtia, 1995). Los procesos erosivos suelen distinguirse según el vehículo o agente activo que interviene en el transporte de partículas del suelo. La erosión hídrica se corresponde con el agua o las precipitaciones como agente activo y la erosión eólica con el viento.

En términos generales, la erosión puede definirse como un fenómeno natural vinculado particularmente a factores geológicos. No obstante, diversas acciones desarrolladas por el hombre suelen acelerar e intensificar el proceso natural de erosión. Por tanto, en la literatura se distingue entre erosión natural y erosión antrópica. En el primer concepto de erosión juegan un papel preponderante factores naturales, mientras que en el segundo prevalecen factores de carácter socioeconómico. En general, las acciones desarrolladas por el hombre que producen tasas de erosión más altas involucran decisiones respecto del uso del suelo (agricultura, ganadería, forestación, etc.), técnicas de manejo del suelo (sistemas de laboreo del suelo, sistemas de siembra y prácticas culturales) y aplicación de tecnologías de conservación (terrazas, curvas de nivel, etc.). Todos estos factores inciden en distinta medida en el grado y mantenimiento de la cobertura vegetal del suelo cuya remoción suele considerarse causa principal de la erosión. En este sentido, se señalan las dificultades para distinguir entre erosión natural y erosión antrópica debido a que la influencia del hombre sobre la erosión resulta ubicua (Enters, 1998).

La erosión del suelo tiene efectos dentro y fuera de los establecimientos agropecuarios en los que se produce. Éstos son conocidos en la literatura respectivamente como efectos de la erosión dentro y fuera del sitio (en inglés efectos *on-site* y *off-site*). Los primeros afectan negativamente la fertilidad de los suelos disminuyendo consecuentemente su productividad y rendimientos presentes y futuros; mientras que los segundos afectan a terceros, y por tal motivo, suelen ser caracterizados como externalidades (Clark, 1996, Görlach, *et al.*, 2004, Pretty, *et al.*, 2000). Los efectos de la erosión fuera del predio son numerosos y en la literatura suelen destacarse: i) la sedimentación de ríos, humedales y canales; ii) la contaminación de aguas por nutrientes y agroquímicos adheridos a los sedimentos; iii) la afectación de la productividad de otros suelos (fuera del sitio) por inundación y sedimentación, y iv) la afectación de infraestructura rural y urbana como caminos, represas, puentes, terrazas, edificaciones, etc. (Clark, *et al.*, 1985, Clark, 1996, Pimentel, *et al.*, 1995).

Los efectos de la erosión fuera del sitio han sido los que han motivado el análisis y estudio de los problemas ambientales asociados a la erosión de suelo, no obstante, su inclusión en la literatura económica ha sido más reciente (Colombo y Requena, 2004). En este sentido, Uri (2001) advierte que la política de conservación de suelos de Estados Unidos tiene su origen en la preocupación por los efectos de la erosión eólica fuera del sitio, empero las acciones promovidas estuvieron orientadas a corregir el problema a nivel de establecimiento agropecuario. Por su parte, los efectos de la erosión fuera del sitio revisten la misma o

mayor importancia que los que se producen dentro del sitio, empero la literatura científica, y en particular la de tipo económica, ha hecho hincapié en el análisis de estos últimos, prestando escasa atención al estudio de los primeros (Clark, 1996, Colombo, *et al.*, 2005, Enters, 1998, Görlach, *et al.*, 2004, Lal, *et al.*, 2003). De acuerdo a Clark (1996) la mayoría de los estudios sobre efectos de la erosión fuera del sitio se ha abocado al tratamiento de los efectos de la sedimentación de ríos, canales y humedales.

Este trabajo se centrará fundamentalmente en el estudio de los efectos de la erosión fuera del sitio, y particularmente en los efectos de la erosión hídrica sobre los caminos rurales tomando como caso de estudio el problema de corte de caminos en el Sur de la provincia de Córdoba.

El estudio de los efectos de la erosión fuera del predio es relevante por diversos motivos. En términos generales, cabe señalar que en las últimas décadas los problemas ambientales han tenido significativa repercusión en ámbitos de discusión política, organizaciones no gubernamentales (ONG), medios de comunicación y la sociedad en general que demandan la realización de estudios y el diseño de políticas tendientes a la conservación del medio ambiente.

Por otra parte, en los últimos dos años (período 2007-2008) los precios de los *commodities* agrícolas alcanzaron picos históricos, proceso que a fines de 2008 y principios de 2009 se revirtió con el advenimiento de la debacle financiera y económica mundial desencadenada a partir de la crisis de las hipotecas *subprime* en EE.UU., pero que a partir de mayo de 2009 comenzó a mostrar signos de recuperación sostenida. Las proyecciones de la OECD y FAO para el período 2009-2018 indican que a pesar de las bajas perspectivas de crecimiento económico mundial y de precios de energía más bajos que los que estipulaban proyecciones anteriores a la crisis, los precios de los *commodities* agrícolas en promedio se ubicarán bastante por encima del promedio 1997-2006 (OECD y FAO, 2009). Ante este escenario, existirán incentivos para que los productores incrementen el área destinada a la producción de cultivos en la década venidera, ocupando tierras previamente cubiertas por bosques y pasturas. También se espera que se haga un uso más intensivo de las áreas actualmente destinadas a la producción de cultivos a través del doble cultivo y la reducción de las tierras en barbecho (Trostle, 2008, von Braun, *et al.*, 2008). En este contexto, el mantenimiento de la productividad de largo plazo de los suelos y de la infraestructura de la que es usuaria el sector agropecuario es primordial, por lo que el control de la erosión y la conservación del suelo deben ser atendidos apropiadamente a los fines de proteger la base productiva de los países y contribuir a la seguridad alimentaria.

Por otro lado, la segmentación de los mercados de alimentos a escala global muestra en los países de mayor poder adquisitivo la presencia de consumidores preocupados por la calidad de los alimentos que ingieren asignando una valoración creciente a la inocuidad y las implicancias ambientales de los procesos empleados para su producción (Chidiak y Murmis, 2003, Viglizzo, *et al.*, 2002). En este sentido, el desarrollo de sistemas voluntarios de certificación: familia ISO 14000 aplicadas a la agricultura (Wall, *et al.*, 2001), buenas prácticas agrícolas y ganaderas, la agricultura orgánica y ecológica, tienen en consideración la conservación del suelo y el control de la erosión. A partir de tales sistemas es posible establecer un nexo entre los productores que cumplen ciertos requisitos de producción ambientalmente amigables y consumidores dispuestos a pagar precios diferenciales por ello. Algunos autores consideran que la proliferación de estos sistemas podría significar el precepto de potenciales barreras para-arancelarias que castiguen procesos productivos que provocan daños ambientales (Chidiak y Murmis, 2003, Viglizzo, *et al.*, 2002).

En lo que respecta a esta cuestión, cabe mencionar que las prácticas y las tecnologías de conservación de suelos y agua que favorecen el control de la erosión han sido escasamente incorporadas por los productores. Este hecho puede atribuirse, en parte, a los rasgos de

bienes públicos que éstas presentan e impiden excluir al resto de los productores localizados en la cuenca de los beneficios asociados a la disminución de la erosión (Aldy, *et al.*, 1998).

En la literatura sobre desarrollo sostenible (Common y Stagl, 2005, Söderbaum, 2007), en general, cómo así también en la de agricultura sostenible (Gold, 1994), es frecuentemente reconocida la necesidad de considerar las dimensiones ecológica-ambiental, económica y social en la toma de decisiones, especialmente en el diseño y aplicación de las políticas públicas. Los encargados del diseño de políticas que involucran el manejo del recurso suelo admiten la presencia de externalidades negativas en los procesos productivos asociadas a la erosión del suelo, lo que implica que el sistema de precios no constituye un indicador que contribuya a la conservación de dicho recurso. En consecuencia, la política pública es convocada para representar los intereses de las futuras generaciones y para tomar medidas que incorporen al proceso de decisiones privadas y públicas las preferencias sociales con relación a los efectos externos de la erosión.

En lo que respecta a los instrumentos de política pública tendientes al control de la erosión y la conservación del suelo existen diversas variantes. Las medidas educativas y de asistencia técnica (de Prada, *et al.*, 2007b, Uri y Lewis, 1998) han sido sumamente importantes en el caso del Programa de Conservación de Suelos del USDA¹. También existen numerosas variantes de medidas regulatorias: zonificación, regulaciones tecnológicas, restricciones de volúmenes o cantidades, licencias o permisos de operación, etc. Finalmente, existen instrumentos con orientación de mercado como: los impuestos, los subsidios, los incentivos fiscales, las facilidades de financiamiento, los permisos de emisión negociables a los que se suman los mecanismos de pago por servicios ambientales de desarrollo más reciente (Ananda y Herath, 2003, Pagiola, *et al.*, 2005).

Todos estos instrumentos diseñados para hacer frente a problemas ambientales, como es el caso de la erosión del suelo, se justifican en parte por problemas económicos, particularmente, la existencia de fallas de mercado como externalidades y bienes públicos. No obstante, frecuentemente la base sobre la cuál se trata la dimensión económica de la erosión del suelo a la hora de diseñar políticas públicas para enfrentar dicho problema no es del todo clara. En este sentido, se advierte que los sistemas de contabilidad económicos actuales subestiman el valor corriente y futuro del capital natural² (Costanza, *et al.*, 1998, Pretty, *et al.*, 2000). Por otra parte, diversos autores señalan que una de las principales barreras para el diseño de políticas de conservación del suelo apropiadas en los países en desarrollo es la carencia de información científica acerca de los efectos de la erosión (Gunatilake y Vieth, 2000). Consecuentemente, las prioridades en la asignación de recursos son para tratar los efectos de la erosión dentro del sitio obedeciendo frecuentemente a razones presupuestarias. Por su parte, las medidas e inversiones en infraestructura pública se justifican por emergencias y necesidad de reparar daños provocados por la erosión sin considerar el beneficio de reducir o prevenir éstos.

La Argentina no escapa a los hechos planteados en los párrafos precedentes con relación al problema de la erosión y la insuficiencia de información científica referida al mismo. En este sentido, debe advertirse que la erosión del suelo es un problema de larga data que ha sido reconocido y estudiado desde áreas científicas especializadas en el estudio de suelos a lo largo de los últimos años (Michelena, *et al.*, 1989, SAGyP, 1995). De acuerdo a Casas (2000), se estima que un 20% del territorio nacional – alrededor de 60 millones de hectáreas

¹ El programa de Conservación de Suelos de los EEUU ha provisto de asistencia técnica y financiera a más de 200 mil productores para que retiren tierra de producción y la destinen a conservación (de Prada, *et al.*, 2007b).

² Por capital natural se entiende al *stock* de materiales e información proveniente de la naturaleza, como por ejemplo: árboles, minerales, ecosistemas, la atmósfera, etc.; que proveen de una serie de servicios ambientales que brindan bienestar a los seres humanos (Costanza, *et al.*, 1998).

- se encuentra afectado por erosión. El autor advierte que la subregión de la Pampa Ondulada compuesta por el norte de la provincia de Buenos Aires, el sur de Santa Fé y el sudeste de Córdoba cuenta con alrededor del 35% (aproximadamente 1.6 millones de ha) de su superficie afectada por erosión hídrica.

Los estudios económicos sobre erosión en la Argentina son escasos, concentrándose particularmente en la estimación del valor económico de los efectos de la erosión dentro del sitio en diversas zonas de la región Pampeana (ver de Prada, *et al.*, 2005, Irurtia y Mon, 2003, Mirassou, 1993, Mirassou, *et al.*, 1994, Tengberg, *et al.*, 1997), resultando aún menor el volumen de estudios que atienden los efectos de la erosión fuera del sitio (ej. de Prada, 2005, Tomasini, 2000).

Más allá de los avances que se han obtenido a partir de la introducción de la siembra directa en el mantenimiento de la cobertura del suelo, se advierte que en varias regiones con características topográficas y tipos de suelos más susceptibles a la erosión, en conjunción con una tendencia creciente a la especialización en actividades agrícolas abandonando la vieja tradición de rotación con pasturas perennes - fenómeno conocido como “agriculturización” - sin incorporar otras prácticas o tecnologías de conservación de suelos y aguas, se han producido fenómenos de compactación de suelos dando lugar a mayores escurrimientos superficiales de agua. Por tanto, la erosión sigue siendo un problema manifiesto en estas zonas, entre ellas el Sur de la provincia de Córdoba, en la que de acuerdo a lo que establecen de Prada *et al.* (2007b) la erosión hídrica se ha incrementado en el período 1986- 2002 producto de los cambios en el uso del suelo y los cultivos producidos.

Entre los daños provocados por la erosión hídrica fuera del establecimiento agropecuario, el deterioro y la ruptura de la red secundaria y terciaria de caminos constituye uno de los problemas más sensibles y manifiestos para los productores agropecuarios de dicha zona (Cantero G., *et al.*, 1998, Cisneros, *et al.*, 2008a, de Prada y Angeli, 2007, Prego y Stillo, 1988). El deterioro de los caminos, que generalmente luego de episodios de lluvias intensas impide su tránsito, constituye una marcada limitación al desarrollo de las zonas afectadas. Este condicionamiento al desarrollo se hace ostensible en el aislamiento de la población rural, en las dificultades para el ingreso de insumos y maquinaria al predio y el transporte de la producción agropecuaria. De hecho, las migraciones de la población rural a las ciudades y la reducción en superficie de ciertas producciones regionales como la lechería son atribuidas en parte a este problema (Cisneros, *et al.*, 2008a). Cabe destacar que el carácter de bien público que presentan los caminos rurales no constituye un dato menor en lo que refiere a: i) la magnitud del fenómeno, ii) las escasas medidas tomadas para hacer frente a dicha problemática, y iii) las dificultades para su valoración económica.

La Economía Ambiental aporta una serie de métodos que permiten estimar el valor económico de los beneficios o perjuicios asociados a los efectos externos de la erosión, favoreciendo el diseño de políticas tendientes a mitigar o prevenir éstos. Sin embargo, pocos estudios (ej. Moore y Mc Carl, 1987; Tomasini, 2000) han aplicado dichos métodos de valoración económica al análisis de los efectos de la erosión en los caminos.

Ante este escenario, la presente tesis se propone como objetivo valorar económicamente los efectos externos de la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos rurales en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. El valor económico del efecto de la erosión sobre los caminos es estimado mediante una metodología que combina aspectos de los métodos de valoración contingente y de precios hedónicos a través de una encuesta realizada a una muestra estratificada de productores agropecuarios del Sur de la provincia de Córdoba en el año 2007. A su vez, se plantea explorar si diversos factores socioeconómicos y aspectos asociados a la percepción de la problemática de la erosión por parte de los productores inciden diferencialmente en la valoración económica de dicha externalidad por medio de diversas herramientas de estadística.

La contribución fundamental de la presente investigación es el desarrollo de un método relativamente simple que permite estimar el valor económico de los efectos externos de la erosión de suelos sobre la infraestructura de caminos, información que posteriormente puede resultar de utilidad para el diseño de políticas tendientes a atender dicha problemática.

El presente trabajo se organiza como se indica a continuación. Luego de esta introducción, en el capítulo 1 se realiza una revisión sobre estudios económicos de la erosión de suelo y se presentan los conceptos y el herramental analítico que aporta la Economía Ambiental para su estudio. En el capítulo 2 se describe el caso de estudio que se abordará en la presente tesis: la externalidad de la erosión hídrica en los caminos rurales del Sur de la provincia de Córdoba. En el capítulo 3, se presentan la fuente de información utilizada y el diseño metodológico desarrollado para estimar el valor económico de la externalidad. En el capítulo 4, se exponen los resultados obtenidos, y como cierre de este capítulo, se presentan tres ejemplos de aplicación de dichos resultados al análisis y al diseño de políticas públicas. En el capítulo 5, se presentan las conclusiones, haciendo un resumen de los resultados obtenidos, analizando sus implicancias académicas y de política, y para concluir este capítulo se señalan las limitaciones del estudio y las recomendaciones para la agenda futura de investigación. Luego, se presenta la bibliografía, y finalmente, seis apéndices. En el apéndice A se realiza una revisión de las distintas alternativas de solución al problema de las externalidades ambientales. Seguidamente, en el apéndice B se presenta un desarrollo analítico del concepto de externalidad multilateral. En el apéndice C se desarrolla el concepto de Valor Económico Total (VET), y ulteriormente en el apéndice D se presenta una breve revisión del método de valoración económica de costos evitados o inducidos. En el apéndice E se exponen las características de la población considerada para la realización de la encuesta y el procedimiento de muestreo, y finalmente, en el apéndice F se realiza un análisis de valores faltantes y extremos de la estimación del valor unitario de la externalidad³ de corte de caminos por erosión en el Sur de Córdoba.

³ Este concepto será desarrollado en el capítulo 3 en el que se presenta la metodología del trabajo.

CAPÍTULO 1: EFECTOS DE LA EROSIÓN DE SUELOS: ANTECEDENTES Y MARCO CONCEPTUAL

1.1 Introducción

La erosión del suelo es considerada un fenómeno natural de carácter geológico que por distintas acciones desarrolladas por el hombre – principalmente todas aquellas referidas al uso y el manejo del suelo que involucre la remoción de la cobertura vegetal – puede verse acelerado e intensificado. La erosión del suelo constituye un problema por los efectos que genera dentro y fuera de los establecimientos agrícolas en los que se origina. Los estudios económicos sobre la erosión tradicionalmente se han concentrado en sus efectos dentro del sitio prestando menor atención a aquellos que se producen fuera del sitio. En los últimos tiempos esta tendencia ha comenzado a revertirse atendiéndose en mayor medida también a los efectos de la erosión fuera del predio (Hediger, 2003).

A tales efectos, el marco conceptual y el herramental analítico que aporta la Economía Ambiental resulta de suma utilidad. Esta subdisciplina de economía emplea la visión y las herramientas de la teoría económica neoclásica para analizar problemas ambientales evaluando la conveniencia de distintas alternativas de acción tendientes a corregir las ineficiencias que éstos provocan. La esencia de buena parte de los problemas ambientales en general, incluyendo entre éstos a la erosión de suelos, se encuentra estrechamente vinculada a factores de tipo económico. En este sentido, los conceptos de fallas de mercado, y particularmente los de externalidades y bienes públicos, son de gran utilidad para la caracterización económica del problema de los efectos de la erosión fuera del sitio. Dichas fallas suponen importantes costos sociales que no se ven reflejados en ningún mercado. Por consiguiente, los niveles de externalidad negativas se mantienen por encima del óptimo social y la provisión de bienes y servicios con rasgos de bienes públicos o que generan externalidades positivas resulta inferior a la socialmente óptima.

Estas ineficiencias pueden ser corregidas mediante diversas acciones cuyo fin es promover un volumen de externalidad y de bienes públicos socialmente óptimo⁴. El diseño y la conveniencia de la introducción de medidas correctivas son tratados desde la Economía Ambiental a partir de dos criterios: el análisis beneficio costo (ABC) y el análisis costo eficiencia. El primero es el más ampliamente utilizado e intuitivamente consiste en sopesar las ventajas (beneficios) y los sacrificios (costos) asociados a una decisión que afecta al flujo de bienes y servicios de la economía juzgando el resultado desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto (Fontaine, 2002, Gittinger, 1982). En este sentido, el ABC plantea dos tipos de evaluaciones: la privada y la social, las cuales pueden resultar en juicios contradictorios sobre una determinada acción o política. La evaluación privada contempla las consecuencias de una determinada acción únicamente sobre un grupo social, mientras que la evaluación social considera al conjunto de individuos de la sociedad. Consiguientemente, en lo que refiere a las externalidades y los bienes públicos, la evaluación privada desconoce su valor económico por la naturaleza propia de éstos, mientras que la evaluación social requiere de la estimación del valor que los mismos reportan a la sociedad. A partir de la evaluación social del enfoque ABC es posible diseñar y evaluar políticas que atiendan el problema de las externalidades y los bienes públicos, pero para ello es preciso contar con conocimiento acerca de los beneficios sociales de la reducción de las externalidades negativas o de la provisión de bienes públicos a los fines de diseñar adecuadamente las distintas alternativas de intervención. Los métodos de valoración

⁴ Para mayores detalles sobre los distintos tipos de acciones correctivas consultar el apéndice A.

económica de la calidad ambiental o de los servicios ambientales sirven a tal fin, entendiéndose por estos últimos a los bienes y servicios provistos por ecosistemas naturales que brindan bienestar humano (Boyd y Banzhaf, 2007), y que en muchos casos presentan rasgos de bienes públicos o se ven afectados por externalidades, como por ejemplo: el ciclado de nutrientes, la regulación del agua y del clima, el control de la erosión, el secuestro de carbono, etc.⁵ A partir de dichos métodos de valoración económica se pretende estimar directa o indirectamente la disposición a pagar (DAP) por la provisión de un servicio ambiental o la disposición a aceptar (DAA) por renunciar al mismo. Consecuentemente, los métodos de valoración económica de los servicios ambientales son fundamentales para encarar la evaluación social de diversas acciones correctivas a problemas ambientales en el marco del ABC.

En tanto, el análisis costo-eficiencia es aplicado solamente en aquellos casos que involucran un elevado nivel de incertidumbre sobre los beneficios que pueden proveer ciertos servicios ambientales, tanto en el presente como en el futuro, y por ende existen dificultades significativas para asignar valores monetarios apropiados. En tales circunstancias es deseable optar por una estrategia que minimice las pérdidas asociadas al daño ambiental a menos que el costo social de la misma sea excesivamente alto. En consecuencia, el enfoque costo-eficiencia consiste fundamentalmente en encontrar la manera más eficiente de alcanzar un objetivo ambiental particular (Dixon y Pagiola, 1998). La diferencia sustancial entre éste y el ABC es que el análisis costo eficiencia no requiere de la medición de los beneficios, asumiendo que éstos son muy elevados. No obstante, frente a contextos con presupuestos públicos restringidos puede resultar difícil optar por políticas que atiendan distintas problemáticas dado que mediante este enfoque no se tiene noción del beneficio social asociado a éstas (Azqueta, 2002).

En síntesis, la Economía Ambiental aporta un marco conceptual y analítico que permite abordar el problema de los efectos de la erosión desde una óptica económica. Por tanto, en el presente capítulo se analizan, en primer lugar, los conceptos y antecedentes asociados a los efectos de la erosión dentro del sitio - más allá de que este trabajo aborda principalmente la problemática de los efectos de la erosión fuera del sitio - con el objeto de brindar una noción más cabal del fenómeno de la erosión y sus particularidades. El apartado siguiente, se adentra en la problemática de los efectos de la erosión fuera del sitio haciendo referencia a los antecedentes sobre estudios económicos referidos a éstos. Seguidamente, se revisa la literatura concerniente a la afectación de caminos rurales por erosión. Luego se presenta una caracterización económica del problema de los efectos de la erosión fuera del sitio a partir de los conceptos de bienes públicos y externalidades multilaterales. En base a estos conceptos, a continuación se presenta un esquema conceptual que permite caracterizar al problema de corte de caminos por erosión hídrica, caso de estudio que se aborda en este trabajo. En la última sección, en virtud de la necesidad de estimación de los beneficios asociados a las externalidades y los bienes públicos para la evaluación y el diseño de

⁵ El concepto de servicios ambientales o servicios del ecosistema como eje de la discusión de la problemática ambiental es relativamente reciente. A pesar de que existen distintas definiciones de este concepto (Boyd y Banzhaf, 2007, Wertz-Kanounnikoff, 2006), que en muchos casos resultan incompatibles, en la literatura se suele convenir que los mismos representan los flujos de bienes y servicios esenciales que proveen los ecosistemas y la diversidad biológica al bienestar del hombre (Newcome, *et al.*, 2005). La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (*Millenium Ecosystem Assessment*) identifica cuatro tipos funcionales de servicios: i) servicios de provisión (recursos genéticos, alimentos, fibras, agua dulce, etc.), ii) servicios de regulación (secuestro de carbono, regulación del clima, regulación del agua, etc.), iii) servicios culturales (valores estéticos, espirituales, etc.) y servicios de soporte (control de la erosión, ciclado de nutrientes, etc.) (MA, 2005). Algunos de estos servicios ambientales cuentan con un mercado, tal es el caso de la leña, los alimentos y el agua dulce, y otros; por sus características de bienes públicos no se comercian en los mercados, como por ejemplo: la recreación, los valores estéticos y espirituales, la regulación del agua y el ciclado de nutrientes, entre otros.

acciones correctivas mediante el ABC, se analizan los métodos de valoración económica de servicios ambientales. Debido a que la metodología utilizada en el presente trabajo para estimar el valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica en el Sur de la provincia de Córdoba constituye una combinación del método de precios hedónicos y el método de valoración contingente, se hace especial hincapié en su desarrollo. En lo que respecta al método de precios hedónicos, se presenta un modelo que contempla su uso en el mercado de arrendamiento de tierras agrícolas. En cuanto al método de valoración contingente, se pone el foco en el análisis de los sesgos más controversiales asociados a éste.

1.2 Efectos de la erosión dentro del sitio

La erosión afecta negativamente la fertilidad de los suelos de los predios en los que se genera disminuyendo consecuentemente su productividad y rendimientos presentes y futuros. En condiciones extremas se puede experimentar la pérdida parcial o total del recurso (de Prada y Angeli, 2007). Los estudios sobre los costos de la erosión dentro del sitio mayormente se realizan desde el enfoque privado del ABC. Por tanto, éstos comparan los flujos de costos y beneficios que surgen de la puesta en práctica de un proyecto conservacionista y la evolución más probable sin modificar la política (sin incorporación de tecnologías o prácticas de conservación de suelos) aplicando una determinada tasa de descuento. La diferencia entre los costos y beneficios de ambos proyectos constituye el costo (o beneficio) neto del proyecto de conservación (Colombo, *et al.*, 2003).

Los daños generados por la erosión al interior del establecimiento agropecuario suelen ser acumulativos, lo cual implica que los efectos en un período corto de tiempo (por ejemplo un año) tienden a ser menores e imperceptibles, pero toman mayor relevancia a medida que se acumulan en el tiempo (Pagiola, 1999). En este sentido, Lal *et al.* (2003) distinguen entre los efectos de la erosión en el corto plazo que se corresponden con la reducción de los rendimientos, y la caída de la productividad del suelo en el largo plazo producto de la disminución de su calidad⁶.

Los efectos de corto plazo sobre los rendimientos pueden ser compensados fácilmente por la aplicación de fertilizantes, suplementos orgánicos e irrigación. La posibilidad de contrarrestar la merma de productividad en el corto plazo es caracterizada en la literatura como una suerte de “enmascaramiento” de los efectos adversos de la erosión a partir de la intensificación del uso de insumos o la aplicación de nuevas tecnologías (Clark, 1996, Enters, 1998)⁷.

Por su parte, los efectos de largo plazo sobre la productividad del suelo no son tan sencillos de contrarrestar, lo cual representa la existencia un conflicto de carácter fundamentalmente intergeneracional (Barbier, 1997, McConnell, 1983), dado que el uso del suelo por parte de la generación presente no debería afectar el *stock* de dicho recurso y su capacidad para producir alimentos y fibras por parte de las generaciones futuras (de Prada y Angeli, 2007). Por tanto, los efectos de la erosión dentro del sitio pueden traducirse en menores niveles de

⁶ Lal *et al.* (2003) indican que por reducción de la calidad del suelo entienden, entre otros factores: reducción en la profundidad de las raíces, disminución en la capacidad de absorción de agua por parte de las plantas, agotamiento de las reservas de carbono en el suelo y disminución de la biodiversidad del suelo.

⁷ En este sentido, Pimentel *et al.* (1995) advierten sobre las dificultades que presenta la continuidad de tales prácticas dado que en las condiciones actuales éstas dependen esencialmente de la disponibilidad de combustibles fósiles para su producción, cuyas reservas como es bien sabido son finitas. Asimismo, los autores advierten que en los países menos ricos en los que no es posible contar con irrigación y los fertilizantes resultan excesivamente onerosos, el precio de la erosión en lugar de pagarse con mayores requerimientos de insumos se paga con un descenso en la producción de alimentos.

producción de alimentos, y como contrapartida en precios más altos y caída de los ingresos de aquellos actores cuyos medios de vida son la explotación de tierras agrícolas o el trabajo en el sector agrícola. En este sentido, el problema de la erosión del suelo se encuentra estrechamente vinculado al problema de la seguridad alimentaria⁸ (Wiebe, 2003).

Los efectos de la erosión en el sitio suelen valorarse en términos de los impactos sobre las propiedades del suelo o los impactos en la capacidad de producción de cultivos. Ambos casos se corresponden respectivamente con la aplicación de los métodos de valoración económica de costo de reemplazo y de cambio de productividad, ambos enmarcados en lo que se conoce como métodos de costos evitados o inducidos (para más detalles, ver apéndice D). En general, la valoración de los efectos de la erosión en el sitio que considera la pérdida de propiedades del suelo, contempla principalmente la reducción en el contenido de nutrientes del suelo y la pérdida física de suelo. Estos aspectos suelen tratarse a través del método de costo de reemplazo, considerando la sustitución de los nutrientes perdidos por la cantidad de fertilizante equivalente ((Stocking, 1988)⁹. Adicionalmente, puede incluir los costos de devolver los sedimentos perdidos a su lugar (Kim y Dixon, 1984)¹⁰.

Por su parte, el estudio de los efectos de la erosión sobre la productividad resulta complejo dado que depende de las particularidades del suelo, de los cultivos a considerar en cada caso (Enters, 1998) y de las técnicas y prácticas de manejo de suelo (Clark, 1996). No obstante, buena parte de las estimaciones presentadas en la literatura acerca de los efectos de la erosión sobre la productividad son el resultado de extrapolaciones realizadas a partir de un conjunto de observaciones reducidas, y por tanto, pueden subestimar o sobreestimar el problema. Entre los trabajos que han aplicado el método de cambio de productividad puede mencionarse el de Walker (1982) que trabaja en el marco de un ABC privado estándar, mientras que McConnell (1983), Milham (1994) y Goetz (1997) desarrollan modelos teóricos para analizar los efectos de la erosión en el sitio que parten de funciones dosis-respuesta¹¹ en el marco de la teoría del control óptimo.

Existen pocos estudios empíricos sistemáticos de largo plazo acerca de la relación entre erosión y productividad de los cultivos en los países en desarrollo. Muchos autores lamentan la escasez de información (Clark, 1996, Lal, *et al.*, 2003). No obstante, Enters (1998) advierte que en estos países se ha recolectado información de series de tiempo sobre algunos parámetros importantes, pero la misma no ha sido lo suficientemente explotada para realizar estudios económicos sobre los efectos de la erosión en el sitio.

El método de costo de reemplazo es menos empleado en la literatura en comparación con el método de cambio de productividad, no obstante, por su sencillez (no se requiere de tanta información como en el caso del método de cambio de productividad), y por ser relativamente más económico, Gunitalake y Vieth (2000) lo encuentran como una alternativa viable para países en desarrollo que cuentan con recursos limitados. A su vez, una advertencia que se hace con relación al método de costo de reemplazo es que en aquellos suelos más profundos y fértiles, se pueden obtener estimaciones superiores a las del método de cambio de productividad, debido a que los remanentes de nutrientes en el suelo aún son lo suficientemente abundantes como para no generar caídas en los

⁸ Los efectos de la erosión fuera del sitio también pueden involucrar la degradación de recursos necesarios para la producción de alimentos y reducir el ingreso percibido por grupos afectados, no obstante, la vinculación con la problemática de seguridad alimentaria no es tan directa como en el caso de los efectos de la erosión dentro del sitio.

⁹ Citado por Clark (1996): Stocking, M. (1988).

¹⁰ Citado por Clark (1996): Kim, S.H. & Dixon, J.A. (1984)

¹¹ Término bajo el que se conoce a la relación funcional entre un determinado problema ambiental, en este caso la erosión, como causa; y un determinado perjuicio ambiental, en este caso la afectación de la productividad del suelo, como efecto.

rendimientos. Por tanto, en estos casos la aplicación de fertilizantes para reponer los nutrientes perdidos sería irracional desde un enfoque económico (Clark, 1996).

Otra alternativa consiste en calcular el valor de la erosión dentro del sitio analizando el impacto de la misma en el precio de la tierra, es decir, aplicando el método de precios hedónicos que se desarrollará más adelante en este capítulo. Por ejemplo Palmquist y Danielson (1989) aplican el modelo desarrollado por el primero de ellos (ver apartado 1.6.1) al estudio de la erosión del suelo en el mercado de compra-venta de tierras en el estado de Carolina del Norte (EEUU), por su parte, Maddison (2000) analiza la pérdida de productividad de los suelos en Inglaterra y Gales aplicando dicho método al mercado de arrendamiento de tierras.

En la Argentina se han realizado algunos estudios acerca de los efectos de la erosión en el sitio. En la mayoría de los casos se ha aplicado el método de cambio de productividad para evaluar los mismos en diversas zonas de la Región Pampeana (de Prada, *et al.*, 2004, Iruiria y Mon, 2003, Mirassou, 1993, Mirassou, *et al.*, 1994, Tengberg, *et al.*, 1997). Por otro lado, a partir de la aplicación del método de precios hedónicos en el mercado de arrendamiento de tierras, Vicente (1996) realiza una valoración de la erosión del suelo en el distrito de Tandil.

1.3 Efectos de la erosión fuera del sitio

La literatura ha tratado en menor medida a los efectos de la erosión fuera del sitio que dentro del sitio (Colombo, *et al.*, 2005, Moore y McCarl, 1987), a pesar de que algunos autores en ciertos casos encuentran más graves a los primeros que a los segundos (Clark, *et al.*, 1985, Enters, 1998, Görlach, *et al.*, 2004). Los efectos del transporte y deposición de sedimentos fuera del predio son considerados una de las principales externalidades negativas de la agricultura moderna con importantes implicancias ecológicas y económicas (Buttel, 2003). Por estos motivos, el estudio de los efectos de la erosión fuera del sitio es considerado valioso pudiendo aportar a la justificación de políticas de control de la erosión de suelo y la adopción de nuevas formas de protección ambiental (Colombo y Requena, 2004). La escasez de estudios sobre los efectos de la erosión fuera del sitio puede atribuirse a la dificultad de incorporarlos al análisis económico por involucrar la presencia de externalidades y bienes públicos, y por ende, no contenerse en el marco del sistema de precios de mercado. En este caso, la erosión generada por los productores afectan a terceros, y por tanto, los estudios se centran en el enfoque social del ABC.

Clark *et al.* (1985), Pimentel *et al.* (1995) y Clark (1996) presentan extensos listados de efectos de la erosión del suelo fuera del sitio, que pueden resumirse principalmente en:

- i) *la sedimentación de ríos, humedales y canales*; que trae aparejada la disminución de las dotaciones de agua para riego y afecta negativamente la capacidad de: navegación, generación de energía hidroeléctrica, control de inundaciones, entre otras;
- ii) *la contaminación de aguas por nutrientes y agroquímicos adheridos a los sedimentos*; afectando las posibilidades de uso para recreación y consumo particular e industrial;
- iii) *la afectación de infraestructura rural y urbana*; como caminos, represas, puentes, terrazas, edificaciones, etc.; y
- iv) *la afectación de la productividad de otros suelos (fuera del sitio)* por fenómenos de sedimentación e inundación;

Colombo *et al.* (2005) también incluyen entre los costos de la erosión fuera del sitio a la desertificación, el abandono de tierras y el consecuente despoblamiento rural. De acuerdo a Clark (1996), la mayor parte de los estudios suelen limitarse al análisis de los efectos de la

sedimentación de ríos, canales y humedales sobre centrales hidroeléctricas y la provisión de agua para riego.

A diferencia de lo que ocurre en el caso de los efectos de la erosión dentro del sitio, los efectos fuera del sitio al tratarse de externalidades negativas e involucrar bienes públicos, entrañan conflictos principalmente intrageneracionales. Los incentivos de los productores para invertir en la conservación del suelo dependen de la percepción que tengan de los costos y beneficios que se derivan de los mismos. En general, los productores tienen en términos relativos más incentivos para hacer frente a los efectos de la erosión en el sitio, en especial si las pérdidas de productividad son percibidas en el corto plazo y en el largo plazo si los derechos de propiedad se encuentran adecuadamente asegurados. Esto último se atribuye a que el productor verá compensado los sacrificios realizados al invertir en la conservación del suelo contando con un valor de reventa futura de la tierra elevado. Por el contrario, los productores tienen pocos incentivos para mitigar los efectos de la erosión fuera del sitio (Wiebe, 2003).

Clark *et al.* (1985) realizan los primeros estudios sobre los efectos de la erosión fuera del sitio en EE.UU. A través del método de costo de reemplazo estiman el impacto de la erosión sobre diversos usos - públicos y privados - de los recursos hídricos, tales como: la navegación, el tratamiento de aguas, el riego, las crecidas de los ríos, actividades recreativas y varios usos industriales. Por su parte, Hansen *et al.* (2002) cuantifican los costos causados por erosión de suelos en la navegación aplicando el costo de reemplazo. Otros trabajos han aplicado el método de costo de viaje¹² para estudiar el impacto de la erosión sobre ciertas actividades recreativas en distintas zonas de EE.UU. (Feather y Hellerstein, 1997, Hansen, *et al.*, 1999, Hellerstein, 1998). Por su parte, Colombo *et al.* (2003) aplican el método de valoración contingente (se desarrollará más adelante en el apartado 1.6.2) para evaluar económicamente los efectos de la erosión del suelo en la cuenca del Alto Genil (Granada), consultando por la DAP por un programa de control de la erosión en conjunto con otros programas ambientales¹³.

En línea con lo que sucede con la evaluación económica de los efectos de la erosión fuera del sitio en términos generales, en la Argentina la literatura es más escasa en comparación con aquella referida a los efectos de la erosión dentro del sitio. Una referencia es de Prada y Angeli (2007) que analizan el impacto económico de la afectación de humedales por erosión de suelos en el sur de la provincia de Córdoba aplicando la metodología de cambio de productividad.

¹² El método de costo de viaje se suele utilizar para estimar el valor de paisajes y actividades recreativas que se realizan en espacios naturales. El método consiste en relevar mediante encuestas o registros (en caso de que existan), el origen de los visitantes que acuden al sitio de estudio, la frecuencia y duración media de las visitas, los costos de acceso al sitio (entre los que se incluyen principalmente el costo de viaje) y variables socioeconómicas de los individuos (edad, nivel de ingreso, educación, etc.). A partir de esta información se estima una función de demanda, donde el costo de viaje representa la valoración económica del espacio natural o el paisaje, y el número de visitas realizadas las cantidades demandadas del mismo. A partir de este tipo de estudios se suelen derivar curvas de demanda con pendiente negativa, lo cual puede responder a que aquellos que viven en sitios más lejanos del sitio que se intenta valorar (con unos costos de viaje más elevados) suelen realizar menos visitas, mientras que aquellos que habitan en zonas aledañas (costos de viaje comparativamente bajos) suelen visitar más frecuentemente el sitio (Azqueta Oyarzun, 1994, Freeman, 2003).

¹³ De acuerdo a las estimaciones obtenidas en este trabajo los beneficios sociales del control de la erosión se ubican entre 42 y 72 €/ha/año.

1.4 Efectos de la erosión sobre la infraestructura de caminos

Uno de los efectos de la erosión fuera del sitio es la afectación de la infraestructura de caminos, problemática que abordaremos en este trabajo para el caso particular del Sur de la provincia de Córdoba (Bandara, *et al.*, 2001, Görlach, *et al.*, 2004, Moore y McCarl, 1987, Pimentel, *et al.*, 1995)¹⁴. Cabe destacar que la literatura que trata particularmente la pérdida o deterioro de caminos rurales por erosión de los campos adyacentes es escasa y la poca que hay hace referencia a dicha problemática fundamentalmente en países desarrollados. En estos países los costos de la erosión fuera del sitio más relevantes o graves no serían los daños a los caminos – los más tratados son la sedimentación y la contaminación de aguas – en virtud de que no se da cuenta de insuficiencia o deficiencias de la infraestructura de caminos y desagüe, realizándose tareas de mantenimiento de forma regular.

El carácter de bien público o privado que presenta la infraestructura vial depende fundamentalmente del tránsito que ésta contenga. En general, se suele coincidir en que las carreteras no son bienes estrictamente privados, aún cuando ciertas vías por su volumen de tránsito sean susceptibles de gestión privada. Por el contrario, los caminos rurales y las carreteras interurbanas son clasificados generalmente como bienes públicos, debido a que el escaso tránsito que éstas suelen presentar no genera problemas de congestión y ningún usuario puede ser excluido de circular por las mismas. Sin embargo, mediante la introducción de peajes muchas carreteras interurbanas se transforman en bienes club (Delgado, 2000).

La función principal que cumplen los caminos rurales es comunicar distintos establecimientos agropecuarios y las ciudades o pueblos linderos, siendo de importancia particular el transporte de productos e insumos agropecuarios (Secretaría de Agricultura, 2005). A su vez, existe un conjunto de literatura que da cuenta de la relevancia de los caminos rurales en los países en desarrollo en lo que refiere a las posibilidades de acceso a centros de educación y salud y al mercado laboral por parte de la población pobre que reside en áreas rurales (Escobal y Ponce, 2002, Remón y Trujillo, 2002, van de Walle, 2002).

Entre los pocos trabajos que analizan el impacto económico de la erosión de suelos sobre los caminos, debe destacarse que la mayor parte de ellos lo ha hecho a partir de los gastos de mantenimiento de cunetas y alcantarillas al costado de los caminos cubiertas con sedimentos producto de la erosión (Hansen y Ribaudó, 2008, Moore y McCarl, 1987, Ribaudó, 1986, 1989, Tomasini, 2000). La idea central que plantean estos trabajos es que de no realizarse estos gastos de mantenimiento, o de forma más general, de prevención, las probabilidades de inundación de caminos y campos aledaños se incrementan sustancialmente. Los autores de estos trabajos remarcan que estas medidas deben tomarse como un límite inferior de la valoración económica de la externalidad dado que es posible que las tareas de limpieza de las cunetas no prevengan completamente los problemas de inundación y dificultades para el tránsito que se asocian a éstas. Una limitante adicional del presente enfoque es que el gasto público puede divergir de los efectos en el bienestar de los afectados debido a restricciones presupuestarias, lo que implica que las tareas de mantenimiento realizadas resulten insuficientes. Por otra parte, el gasto público necesario para mantener la infraestructura vial inalterada necesita del supuesto de que la curva de demanda de la sociedad por la misma es inelástica en el rango de variación de los precios inducida por cambios en los costos para prevenir los daños producidos por la erosión (Moore y McCarl, 1987).

¹⁴ Cabe destacar que un volumen importante de literatura recalca el papel de los caminos rurales como fuente de erosión y sedimentación (Barbier, 1997, Forman y Alexander, 1998, Rijdsdijk, *et al.*, 2007).

Pasando a analizar en mayor detalle los trabajos que han abordado esta problemática, en primer lugar, Ribaudó (1986) estima el costo de remoción de sedimentos de las cunetas a los costados de los caminos cuyo atascamiento trae aparejadas inundaciones que impiden transitar por los mismos. A tales efectos, el autor se basa en un estudio realizado para el estado de Illinois (EE.UU) en 1977 en el que se encuentra que 1.9 millones de metros cúbicos de sedimentos son removidos de las cunetas al costado de los caminos, representando un 1.4% de la erosión bruta en dicho estado. De acuerdo a este estudio el costo promedio de remoción de sedimentos era de U\$S 1.9 por metro cúbico¹⁵.

Unos años más tarde, Ribaudó (1989) estima un modelo en el que el costo anual de mantenimiento de los caminos se especifica como una función que depende de la erosión, de la extensión de los caminos rurales y el costo de remover un metro cúbico de sedimento. Los datos de mantenimiento de cunetas al costado de los caminos se obtuvieron de los departamentos de vialidad de 33 estados. Los resultados de este estudio indican que por 1000 toneladas de erosión bruta se tiene en promedio un costo de mantenimiento de cunetas de U\$S 79 (o U\$S 0.079 por tonelada de erosión). El autor advierte que estos valores muy seguramente se encuentren subestimados debido a que el mantenimiento de las cunetas es muy probable que constituya un sustituto imperfecto de los servicios de los caminos.

Luego, Hansen y Ribaudó (2008) retoman los valores estimados en este estudio y los traducen a dólares del año 2000 siendo este valor de: 0.2 U\$S/ton. Una de las limitaciones más importantes que encuentran los autores para estos valores es que constituyen promedios regionales y no permiten registrar la variabilidad intra-región. Por otra parte, advierten sobre la posibilidad de que estos valores hayan cambiado desde el momento en que fueron estimados a la actualidad debido a la influencia de cambios tecnológicos en la eventual reducción de los costos de remoción de sedimentos.

Por su parte, Moore y Mc Carl (1987) estiman el valor económico de varios efectos de la erosión fuera del predio, entre ellos el de la afectación de los caminos de la red secundaria y terciaria a partir del gasto público destinado - en el caso del mantenimiento de caminos - a la limpieza de alcantarillas y cunetas, y otros costos de mantenimiento de los caminos del condado de Benton y del estado de Oregon (EE.UU). De acuerdo a este estudio, en promedio, U\$S 4.22 millones por año (en dólares de 1984) se estima que son gastados en el mantenimiento de caminos debido a los efectos del transporte de sedimentos producto de la erosión en el Valle de Willamette, en el estado de Oregon.

Finalmente, en lo que refiere a estudios realizados en el ámbito nacional, Tomasini (2000) analiza la política de conservación de suelos de la provincia de Entre Ríos. En este estudio se hace referencia a un Modelo de Gestión de Pavimentos desarrollado mediante un convenio entre la Secretaría de Obras Públicas de dicha provincia y el Banco Mundial por medio del cual se calcula un costo promedio adicional de mantenimiento de los caminos por el impacto de la erosión del 30%, equivalente a 525 \$/km. Por otro lado, a diferencia de los estudios citados previamente el modelo también incluye el costo de transporte, tiempo y oportunidad de viaje, mantenimiento y reparación de rodados que deben afrontar los propios usuarios en caso de no realizarse las obras de mantenimiento pertinentes que resulta en un costo incremental de 1276 \$/km.

En este apartado se han analizado los antecedentes sobre la afectación de la infraestructura de los caminos rurales, uno de los efectos de la erosión fuera del sitio relativamente menos estudiado a cuyo análisis para el caso del Sur de la provincia de Córdoba se abocará el presente trabajo. Es importante destacar que el caso que se tratará en este trabajo (que se presentará en el capítulo 2) muestra diferencias importantes respecto de los tratados en la

¹⁵ En el estudio dichos valores están expresados en yardas cúbicas, lo cuales fueron transformados a metros cúbicos a partir de la relación de equivalencia: 1 yarda cúbica = 0.76 metros cúbicos.

literatura referida en este apartado, particularmente aquella concerniente al problema en EE.UU. Mientras que en los casos estudiados en esta última no se hace referencia a deficiencias serias en términos de la infraestructura de desagüe y de caminos, encarándose tareas de mantenimiento con asiduidad, en el caso del Sur de Córdoba a los problemas de erosión asociados a los usos y el manejo del suelo que realizan los productores agropecuarios deben sumarse la insuficiencia y las fallas en el diseño y mantenimiento de la infraestructura de desagüe y de caminos (este punto será ampliado en el capítulo 2). Consiguientemente, el presente trabajo se distingue de los demás en cuanto a la naturaleza más severa del problema que pretende atender y la metodología utilizada para valorar económicamente los perjuicios asociados a la misma. En los apartados que se desarrollan a continuación se presenta parte del marco conceptual y analítico que aporta la Economía Ambiental para caracterizar el problema de los efectos de la erosión sobre los caminos rurales y desarrollar una metodología que permita estimar el valor económico de éstos en el Sur de la provincia de Córdoba.

1.5 Caracterización económica del problema de los efectos de la erosión fuera del sitio

Los conceptos de externalidad y bienes públicos son de utilidad para caracterizar el problema de los efectos de la erosión fuera del sitio en general, y consecuentemente también, el de la afectación de caminos por la erosión hídrica.

Como es sabido, la presencia de una externalidad implica que el bienestar de uno o varios consumidores, o las posibilidades de producción de una firma o varias de ellas, se encuentran afectados directamente por las acciones de otro agente u otros agentes de la economía. Al plantear que la afectación es “directa” se pretende excluir cualquier efecto que se encuentre mediado por precios¹⁶.

Asimismo, las características de los bienes públicos de no exclusión y no rivalidad de su consumo provocan una diferencia en su condición de óptimo respecto de los bienes privados. La condición de óptimo clásica de bienes públicos derivada por primera vez por Samuelson (1954, 1955), establece que la suma de la utilidad marginal (precio de reserva o DAP) por el bien público de *todos los consumidores* debe ser igual a su costo marginal. En contraste, en el caso de un bien privado, la condición de óptimo establece que la utilidad marginal que provee el bien a *cada consumidor* debe ser equivalente al costo marginal del mismo. Tal diferencia en la condición de óptimo de los bienes públicos respecto de los bienes privados constituye la base del conflicto que éstos entrañan: su provisión privada resulta ineficiente al ser inferior a la socialmente óptima. Ante un mercado de bienes públicos, la compra del mismo por parte de un consumidor no sólo le genera utilidad a éste sino a otros consumidores. Por consiguiente, la provisión privada de bienes públicos crea una situación en la que se hace presente una externalidad positiva. La falla de los consumidores en la determinación de los beneficios que les generan a otros a partir de la adquisición de un bien público es conocida en la literatura como el problema del *free rider*. A través de este concepto se intenta describir la situación en la que los individuos tienen incentivos a disfrutar de los beneficios del bien público provisto por otros revelando una DAP inferior a la que realmente poseen.

¹⁶ En tal caso, estaríamos ante lo que Viner (1931) definió como externalidades pecuniarias, esto es, los efectos de los cambios en los precios de ciertos bienes sobre las cantidades ofrecidas y demandadas de otros. Estas externalidades se encuentran presentes en los equilibrios competitivos y no provocan asignaciones ineficientes. Por consiguiente, las externalidades no pueden caracterizarse simplemente como un fenómeno tecnológico, sino como una función de los mercados existentes (Mas-Colell, *et al.*, 1995).

Los efectos de la erosión fuera del sitio pueden entenderse como una externalidad negativa que repercute sobre bienes públicos (humedales, caminos, represas) y privados (alambrados, edificaciones, etc.). No obstante, el problema resulta un tanto más complejo debido a que frecuentemente aquellos que generan la externalidad negativa también son víctimas de sus efectos. Consiguientemente, para una caracterización más precisa del problema de los efectos de la erosión fuera del predio, el concepto de externalidad multilateral (Mas-Colell *et al.*, 1995) resulta apropiado.

Por una externalidad multilateral se entiende un fenómeno en el que intervienen múltiples actores como generadores y perceptores de una externalidad, pudiendo éstos ejercer uno o ambos roles. En el marco de externalidades multilaterales se distingue entre aquellas que son denominadas rivales y no rivales, o alternativamente, privadas y públicas. Las externalidades rivales o privadas se caracterizan porque sus efectos al ser experimentados por un agente reducen las posibilidades de que los mismos sean experimentados por otros. Por ejemplo, si un individuo arroja residuos sobre la propiedad de un tercero, cada unidad adicional de residuos que se arroja en esa propiedad reduce los niveles de afectación que pueda sufrir otro individuo por la misma causa. Por lo tanto, estas externalidades poseen características similares a las de cualquier bien privado que se comercia en los mercados (Mas-Colell, *et al.*, 1995). No obstante, generalmente las externalidades multilaterales suelen ser no rivales o públicas: la afectación que sufre un individuo –suponiendo que la misma es negativa - resulta independiente de la que padezcan los demás.¹⁷

Esta representación de una situación que involucra la presencia de una externalidad multilateral no rival da cuenta de la raíz de la problemática que envuelve a gran parte de los efectos de la erosión hídrica. La existencia de externalidades (y de bienes públicos) representa vacíos de información para la toma de decisiones de los individuos, y también del Estado, que suelen cubrirse con algún tipo de conjetura (Arrow, 1986) que difícilmente se condigan con la realidad del fenómeno bajo estudio conllevando asignaciones de recursos ineficientes, hecho que se hace ostensible, por ejemplo, en la afectación de los caminos rurales por erosión hídrica. Por tanto, en el siguiente subapartado se presenta una caracterización del problema de corte de caminos rurales por erosión hídrica haciendo referencia a dichos conceptos.

Corte de caminos por erosión hídrica: Esquema conceptual

En la medida en que la acción del hombre a partir de sus decisiones de producción agropecuaria y de uso y manejo de la infraestructura pública sin controlar la erosión incrementa el escurrimiento hídrico, los efectos de éste fuera del sitio pueden ser entendidos como una externalidad de la erosión hídrica. En este sentido, a partir del esquema que se presenta en la Figura 1 se estudia la naturaleza de estas dos vías de acción humana con influencia en dicho fenómeno.

Por un lado, las decisiones de producción que toman los productores agropecuarios en cuanto a usos del suelo que generan una menor cobertura superficial, en conjunción con la baja adopción de tecnologías de conservacionistas provocan una disminución en la capacidad del suelo de infiltrar y almacenar agua, provocando mayores volúmenes de excedentes hídricos que se desvían a la infraestructura de desagüe y aceleran los procesos de erosión.

Por otra parte, la escasa inversión en la red de desagüe sumada a las deficiencias en la configuración de la red de caminos contribuyen a que estos últimos alteren y al mismo tiempo formen parte de la red de desagüe, favoreciendo el desarrollo de la externalidad de corte de los caminos por erosión hídrica. Las deficiencias en la red de caminos y de desagüe

¹⁷ Para un análisis más profundo, en el apéndice B se presenta un desarrollo analítico de dicho concepto.

pueden atribuirse en parte a su carácter de bien público. Por otro lado, tanto la adopción de tecnologías de conservación de suelos y aguas como el servicio ambiental de infiltración y almacenaje de agua que prestan los suelos presentan rasgos de bienes públicos, lo cual muy probablemente incida en la baja provisión de éstos que se desprende de las decisiones tomadas por los productores agropecuarios.

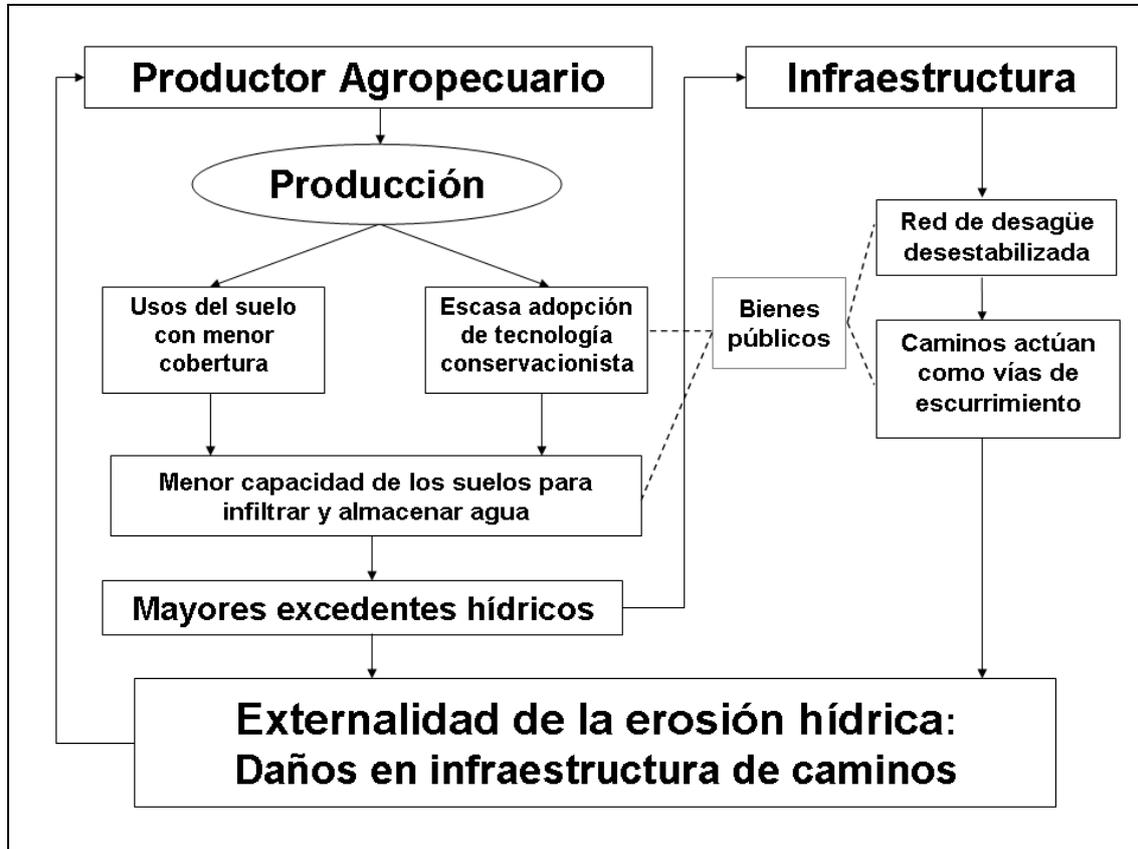


Figura 1. Esquema conceptual de los efectos de la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos

En suma, el problema analizado en la presente tesis puede caracterizarse como una externalidad multilateral dado que los usos y el manejo del suelo que realizan los productores agropecuarios, en combinación con las deficiencias en la inversión y en el mantenimiento de la red de desagüe y de caminos, favorecen procesos de erosión hídrica que en períodos de lluvias intensas convierten en intransitables a los caminos más deteriorados. Dicho fenómeno provoca el aislamiento de la población rural afectando principalmente a los mismos productores agropecuarios que se ven impedidos en dichas ocasiones de acceder a mercados de productos e insumos. En este sentido, el contar con una estimación del valor económico de dicho perjuicio puede ser de utilidad para evaluar la conveniencia de políticas públicas tendientes a atender dicha problemática. En el siguiente apartado se presentan los métodos de valoración económica de la calidad ambiental o de los servicios ambientales que emplea la Economía Ambiental a tales efectos.

1.6 Métodos de valoración económica de los servicios ambientales

La valoración económica de la calidad ambiental o de los servicios ambientales pretende develar el valor que la sociedad le otorga a éstos expresándolos en una unidad comparable con los demás bienes y servicios de la economía. De esta manera, se contribuye a su inclusión en los procesos de toma de decisiones evitando un uso ineficiente de los mismos y/o la pérdida innecesaria de ciertos ecosistemas (Kroeger y Casey, 2007).

Los métodos de valoración económica de los servicios ambientales consisten fundamentalmente en la estimación directa o indirecta de la DAP por contar con un servicio ambiental o la DAA (o la compensación exigida) por renunciar al mismo. De esta manera, se busca obtener la misma información que proporciona el mercado con respecto a los bienes privados: un indicador de la intensidad de las preferencias de los individuos con respecto a bienes con rasgos de bienes públicos¹⁸.

En algunos casos, estos métodos tratan de valorar las preferencias de los individuos a través de las relaciones que existen entre los servicios ambientales a valorar y otros bienes privados en el marco de una determinada función de producción, ya sea de bienes o servicios, o de utilidad (Azqueta, 2002, Freeman, 2003). Estas relaciones entre los servicios ambientales y los bienes y servicios privados pueden ser de sustitución o complementariedad. Otra alternativa consiste en el desarrollo de métodos que intentan valorar las preferencias de los individuos planteando la existencia de mercados hipotéticos. Los primeros se denominan métodos de preferencias reveladas y los últimos métodos de preferencias declaradas, o métodos indirectos y directos respectivamente (Azqueta Oyarzun, 1994, Freeman, 2003).

Los métodos indirectos suelen clasificarse como: i) costos evitados o inducidos, ii) costo de viaje y iii) precios hedónicos. El método directo más conocido es el de valoración contingente, al que se le agregan un conjunto de variantes como la Ordenación Contingente o Ranking de Contingencia, para más detalles ver Azqueta Oyarzún (1994)¹⁹. La metodología de valoración económica que adopta esta investigación constituye una combinación del método de precios hedónicos y del método de valoración contingente.

Los métodos de valoración económica de los servicios ambientales tienen como objetivo estimar en qué medida una alteración en su calidad y cantidad modifica el bienestar de la población afectada, y por tanto, están asociados a distintas medidas de bienestar. Como es sabido, el Excedente del Consumidor (EC) se deriva de curvas de demanda marshalliana, mientras que la Variación Compensatoria (VC) y la Variación Equivalente (VE) de curvas de demanda hicksianas. Empero, la VE y la VC suponen la reasignación de las cantidades consumidas de todos los bienes, lo cual no sería posible en el caso de bienes públicos, a los

¹⁸ Los métodos de valoración económica de los servicios ambientales descansan en la validez de dos supuestos:

1) El *principio de soberanía del consumidor*, que considera que el individuo es el que más conoce lo que le conviene o lo beneficia en términos de su propio bienestar;

2) El *sistema de democracia de mercado*, que concibe al mercado como un sistema democrático en el que las personas expresan sus preferencias optando por unos bienes en lugar de otros y manifestando la intensidad con la que desean esos bienes a partir de su DAP o DAA por ellos. No obstante, el poder adquisitivo impone un límite a la manifestación de las preferencias de los individuos en el mercado (Azqueta Oyarzun, 1994).

¹⁹ Con referencia a este punto cabe aclarar que no todos los autores coinciden en esta clasificación, por ejemplo, Turner *et al.* (1993) no califican al método de costos evitados o inducidos como un método de preferencias reveladas ni de preferencias declaradas.

que se refiere como bienes no optativos (Mishan, 1971)²⁰. La cantidad consumida de muchos de estos bienes no puede ser modificada libremente, aunque su calidad pueda ser mejorada por parte del individuo, tal es el caso del aire. Para estos casos se han propuesto dos medidas alternativas de bienestar también basadas en curvas de demanda hicksianas: el Excedente Compensatorio (ECP) y el Excedente Equivalente (EE). Los métodos de valoración económica de servicios ambientales indirectos que parten de un enfoque de demanda: el costo de viaje y los precios hedónicos, brindan estimaciones del EC; mientras que el método de valoración contingente (directo) brinda estimaciones del de medidas compensatorias (VC o ECP) y equivalentes (VE o EE), según como se formulen las preguntas²¹. El método de costos evitados o inducidos no es considerado un enfoque de demanda teniendo asociadas principalmente medidas de excedente del productor, pero también del EC (para más detalles sobre las medidas de bienestar y su vinculación con los métodos de valoración, consultar: Azqueta Oyarzun, 1994; Freeman, 2003; Turner, *et al.*, 1993).

Un rasgo distintivo de estos métodos es que la valoración económica de este tipo de bienes que por sus características particulares no cuentan con un mercado, descansa en las preferencias reveladas o declaradas por la generación presente más allá de que los beneficios de su conservación también alcancen a las generaciones futuras. En línea con este punto, una dificultad sustancial con la que se topa la Economía Ambiental al encarar la valoración económica de servicios ambientales es definir quién les da valor a los mismos, especificar cuáles son los derechos de aquellos usuarios de servicios ambientales y cuáles los de los no usuarios. Al determinar quiénes son los afectados, puede incurrirse en un error al considerar únicamente a aquellas personas que ven modificados los valores de uso inmediatos de los servicios ambientales. En este sentido, el concepto de Valor Económico Total (VET) que contempla valores de uso y no uso de los servicios ambientales resulta orientador. En este sentido, cabe destacar que los métodos indirectos sólo permiten capturar los valores de uso de los servicios ambientales, mientras que los métodos directos (valoración contingente) son capaces también de contemplar valores de no uso.²²

Por último, la elección de los métodos de valoración económica de los servicios ambientales dependerá de la situación a estudiar y de la disponibilidad de información y de recursos. Los resultados que se obtengan a partir tanto de métodos directos como indirectos constituyen aproximaciones al valor económico de los servicios ambientales. En el caso de los métodos indirectos, las valoraciones se derivan a partir de inferencias que se realizan de las vinculaciones que existen entre bienes y servicios ambientales que no cuentan con un mercado, y bienes y servicios privados. El hecho de que a partir de estos métodos no se pueda capturar el VET hace que los mismos sean en muchas ocasiones considerados la disposición mínima a pagar por el servicio ambiental. En el caso de los métodos de valoración directa, la DAP/DAA que surge de los mismos puede encontrarse en mayor o en menor medida afectada por ciertas limitaciones y sesgos (que se desarrollarán en secciones ulteriores de este capítulo), y por tanto, no pueden considerarse medidas muy precisas. No obstante, más allá de las limitaciones que todos éstos presentan, cabe destacar que aportan información útil para la toma de decisiones, ya que de no existir ésta lo más probable es que los conflictos asociados a las externalidades ambientales y los bienes públicos persistan

²⁰ Citado por Azqueta Oyarzun (1994): Misham, E.J. (1971).

²¹ En el caso de algún cambio que suponga un incremento en el nivel de bienestar, la DAP se corresponde con medidas compensatorias y la DAA con medidas equivalentes; mientras que si se trata de un cambio que afecta negativamente el bienestar se da la situación inversa (Mitchell y Carson, 1989).

²² Para más detalles sobre el VET y su vinculación con los métodos de valoración económica, consultar apéndice C.

(Azqueta Oyarzun, 1994)²³. A continuación se presentan los métodos de precios hedónicos y de valoración contingente en los que se sustenta el diseño metodológico de la presente investigación²⁴.

1.6.1 Precios hedónicos

El método de precios hedónicos trata de estimar por medio de técnicas econométricas el valor de un determinado atributo ambiental a partir de su influencia en el precio de mercado de un bien “complejo” o “multiatributo”, como es el caso de la vivienda o la tierra.

El supuesto básico en el que descansa el método es que muchos de los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no pueden adquirirse por separado, dado que los mismos no se intercambian en un mercado independiente. Estos son considerados bienes “multiatributo” dado que poseen más de un valor de uso satisfaciendo varias necesidades al mismo tiempo. Esto último es lo que se conoce en la teoría económica como hipótesis hedónica. De acuerdo a esta última, existe una relación subyacente entre el precio de un bien y su calidad. Si bien la valoración de la calidad de un bien es eminentemente subjetiva, sería correcto aproximarla mediante sus cualidades físicas. Así, para la hipótesis hedónica el agente económico discrimina entre productos, o entre variedades de un producto, sobre la base de sus características físicas. De la hipótesis hedónica se desprende, entonces, que diferentes modelos o variantes de un mismo bien sean homologables a partir de sus atributos (Guerrero y Pérez, 2002).

El ejemplo planteado por Azqueta Oyarzún (1994) para el caso de un bien privado h (una vivienda) permite vislumbrar más claramente este concepto. El precio de éste, P_h , es función de sus atributos:

$$P_h = f(S_h, N_h, X_h) \quad (1.1)$$

En esta función de precios hedónicos, S_h representa al vector de características estructurales de la vivienda (superficie, materiales de construcción, etc.); N_h es el vector de características del barrio (cantidad de comercios, medios de transporte, seguridad, etc.) y X_h corresponde al vector de características del medio ambiente circundante (proximidad a espacios naturales, calidad del agua y del aire, ruido, etc.).

A partir de la especificación de la función de precios hedónicos del bien privado multiatributo, se puede estimar el valor económico de sus características particulares a partir de la derivada parcial de tal función con respecto de cualquiera de éstas, la cual constituye una aproximación a la DAP por una unidad adicional de dicha característica. Por tanto, la cuestión que se plantea es especificar y estimar la ecuación (1.1) llevando a cabo una

²³ Cabe mencionar que la valoración económica de los servicios ambientales suele cuestionarse desde otras disciplinas (Ecología, Biología, Economía Ecológica, etc.) por sus implicancias éticas y por su dificultad para contemplar la complejidad del funcionamiento de los ecosistemas y la consecuente provisión de servicios ambientales (Azqueta, 2002). Dichos cuestionamientos han derivado en una importante controversia en el ámbito académico, pudiéndose consultar para tener una noción general de ésta: Farber *et al.* (2002) y Venkatachalam (2007), mientras que Chee (2004) presenta críticas a la valoración económica desde la Biología y Pearce (1997) hace una defensa de la misma desde la Economía Ambiental.

²⁴ El método de costos evitados e inducidos se presenta sucintamente en el apéndice D. En la nota al pie N° 12 se hace una pequeña descripción del método de costo de viaje.

regresión entre el precio observado de h y sus atributos (S_h, N_h, X_h) utilizando la forma funcional que produzca el mejor ajuste²⁵.

Cabe aclarar que la validez del método descansa en la eficiencia del mercado del bien “multiatributo” de manera de asegurarse que las modificaciones de los distintos atributos que lo componen se vean reflejadas en el precio final del mismo, es decir, con ausencia de distorsiones propias de fallas de mercado. En este sentido, se incluye la libre movilidad de las personas de manera de poder optar por distintos niveles del atributo ambiental sin hacer frente a costos de transacción demasiado elevados (Azqueta Oyarzun, 1994). En tal caso es importante que aquellos que intervienen en los mercados cuenten con información confiable acerca de las variables ambientales relevantes (Chee, 2004).

A su vez, con relación al tipo de información a utilizar se suele plantear que los precios a los que se realizan las transacciones en los mercados no serían óptimos en línea con la teoría de racionalidad limitada de Herbert Simon, sino más bien satisfactorios. Es decir, que tanto compradores como vendedores ingresan al mercado con un precio de referencia en mente y una vez que se encuentran con una oportunidad de llevar a cabo la transacción en torno a dicho precio suspenden la búsqueda, motivo por el cual no se puede descartar que si la hubieran continuado habrían podido conseguir un precio más conveniente (Azqueta Oyarzun, 1994).

En términos generales, a pesar de que existen varios trabajos que aplican el método de precios hedónicos (Maddison, 2000, Mendelsohn, *et al.*, 1994, Palmquist y Danielson, 1989, Vicente, 1996), suele recalcar como principal desventaja del mismo que el volumen de información requerido para realizar una correcta especificación de la función hedónica es muy amplio, y en muchos casos, de difícil adquisición (Turner, *et al.*, 1993).

El método de precios hedónicos aplicado al mercado de alquiler de tierras agrícolas

Generalmente el método de precios hedónicos suele aplicarse al mercado de viviendas, bienes finales a partir de los cuáles los consumidores derivan utilidad. Sin embargo, este método puede utilizarse en cualquier mercado de productos diferenciados, tal es el caso del mercado de arrendamiento de tierras para la producción agrícola²⁶.

En este sentido, la referencia principal es el modelo desarrollado por Palmquist (1989) para el arrendamiento de tierras agrícolas cuya idea subyacente consiste en que el precio de arrendamiento de la tierra depende de las características productivas de la misma. En este caso, la función de utilidad de los individuos a la que se hace referencia en la aplicación del método de precios hedónicos sobre el mercado de viviendas se ve reemplazada por la función de beneficios de la firma agrícola. Por consiguiente, pueden derivarse funciones de demanda y de oferta de tierra en arrendamiento que dependan de sus características productivas. La metodología de valoración económica que se aplica en la presente investigación se sustenta, en parte, en el modelo teórico desarrollado por Palmquist que se presenta a continuación.

²⁵ Lo más frecuente en la literatura es trabajar con funciones no lineales (logarítmica, semilogarítmica, cuadrática, exponencial, transformación de Box Cox). Por tanto, el precio implícito de cada uno de los atributos cambia con la cantidad de referencia de la misma (Azqueta, 2002).

²⁶ El principal antecedente del método de precios hedónicos de acuerdo a Freeman (2003) es la teoría clásica de la renta de la tierra que establece que el precio de equilibrio de una parcela de tierra es equivalente al valor presente del flujo de renta que ésta producirá. Dicha teoría reconoce los diferenciales de productividad que presenta la tierra en distintos sitios, generando rentas disímiles las cuales se reflejan en precios de la tierra distintos. Este resultado se cumple en la medida en que la competencia y libre entrada garantice que frente a cualquier diferencial entre productividad y precio de la tierra, el ingreso y egreso de productores aseguren un eventual restablecimiento del equilibrio.

En primer lugar, Palmquist distingue aquellas características que no pueden ser modificadas por el accionar del propietario de la tierra u otros ante determinadas señales de mercado, tal es el caso de: i) el tipo de suelo, ii) la profundidad de la capa superficial del suelo (aunque puede modificarse la tasa de cambio de dicha profundidad), iii) la erosividad del suelo (aunque puede modificarse la tasa de erosión), iv) características topográficas o del terreno sustantivas, o v) aspectos climáticos (lluvias, temperaturas, etc.). Por otra parte, advierte sobre aquellas características de la tierra que sí pueden ser alteradas en respuesta a señales de mercado como: i) el drenaje, ii) la inclusión de terrazas, iii) la acidez o fertilidad de la tierra, iv) la irrigación, v) el control de la erosión mediante técnicas de labranza, terrazas u otras prácticas que reducen la erosión. Por consiguiente, el precio de alquiler de la tierra depende de este conjunto de características y puede expresarse por medio de una ecuación hedónica:

$$R = R(z_1, z_2, \dots, z_n) \quad (1.2)$$

donde R representa el precio de alquiler de una parcela o hectárea de tierra y $z = (z_1, z_2, \dots, z_n)$ un vector de n características de la tierra. Esta función no necesariamente es lineal debido a que muchas de estas características no se pueden comprar de manera aislada. Esta ecuación es el resultado de la interacción de todos los oferentes y demandantes en el mercado de arrendamiento de tierras. En este sentido, un demandante no puede afectar el precio de equilibrio de la tierra, pero sí puede pagar un precio diferencial de acuerdo a las características de éstas. Al mismo tiempo, un oferente de tierras tampoco es capaz de alterar por sí mismo el precio de equilibrio en el mercado de alquiler de tierras, pero sí puede exigir un precio diferente por su tierra si las características de ésta se ven modificadas.

Del lado de la demanda, se tienen individuos (arrendatarios) que desean utilizar la tierra como insumo de la producción de cultivos agrícolas. La función de producción múltiple de insumos y productos puede expresarse de la siguiente manera:

$$g(x, z, \alpha) = 0 \quad (1.3)$$

donde x representa el vector de productos e insumos de producción, tal que cuando $x_i > 0$, x_i corresponde a un producto; y si $x_i < 0$, x_i se trata de un insumo. Z , por su parte, representa al igual que en la expresión (1.2) un vector de características de la tierra y α alude a las habilidades diferenciales que poseen los arrendatarios para producir ciertos cultivos o trabajar la tierra bajo distintas condiciones.

Los arrendatarios tienen como objetivo principal maximizar sus beneficios, por tanto su DAP por el alquiler de una parcela dependerá de los beneficios variables que perciba a partir de la explotación de la misma. Tales beneficios variables (π^{DV}) representan la diferencia entre el valor del bien producido y todos los insumos variables de producción (sin tener en cuenta la tierra):

$$\begin{aligned} \text{Max}_x \pi^{DV} &= \sum_{j=1}^m p_j x_j \\ \text{s.a. } g(x, z, \alpha) &= 0, \\ \pi^{DV} &\geq 0 \end{aligned} \quad (1.4)$$

Siendo p_j el vector de precios de productos e insumos variables. Dicho problema de maximización puede resolverse tanto para la oferta de producto como para la demanda de insumos variables, $x = x(p, z, \alpha)$. Al reemplazar por esta última expresión la función objetivo de la ecuación (1.4) se tiene:

$$\pi^{*DV} = \pi^{*DV}(p, z, \alpha) = \sum_{j=1}^m p_j x_j(p, z, \alpha) \quad (1.5)$$

Para obtener los beneficios totales, π^D , es preciso restarle a los beneficios variables (π^{DV}) los costos de renta de la tierra, $R(z)$, en los que debe incurrir el productor (y el costo de cualquier otro factor fijo en caso de que existiera):

$$\pi^{*D} = \pi^{*DV} - R(Z) \quad (1.6)$$

La DAP del arrendatario por una parcela de tierra dependerá de las características de la misma, de los precios de los productos y demás insumos de producción, del nivel de beneficios deseado y de sus habilidades productivas. La función de licitación (*bid function*), θ , representa la cantidad de dinero que un arrendatario está dispuesto a pagar por el alquiler de una parcela de tierra, dado un determinado nivel de beneficios deseados, la cual puede definirse como:

$$\theta(z, p, \pi^D, \alpha) = \pi^{*DV}(z, p, \alpha) - \pi^D \quad (1.7)$$

Vale la pena advertir la relación que existe entre las expresiones de $R(z)$ en (1.6) y $\theta(\cdot)$ (1.7). En cuanto a las propiedades de la función de licitación se puede decir, que la derivada parcial respecto de las características deseables de la tierra - consideradas un factor fijo - es positiva $\theta_{z_i} = \partial \pi^{DV} / \partial z_i > 0$ y la segunda derivada parcial de la función de licitación con respecto a una característica z es negativa $\theta_{z_i z_i} = \partial^2 \pi^{DV} / \partial^2 z_i \leq 0$, dado que la función de beneficios variables resulta cóncava en factores fijos²⁷. Por consiguiente, ante el incremento de una característica deseable de la tierra, la DAP del arrendatario aumenta, pero dicho incremento en la DAP tiende a ser decreciente cuanto mayor sea el volumen de dicha característica. La derivada parcial de $\theta(\cdot)$ con respecto a p_j es igual a la función de oferta del bien producido o de demanda de insumos de la producción, x_j , es decir, positiva en el caso de bienes y negativa en el caso de insumos. Por su parte, la derivada parcial de $\theta(\cdot)$ con respecto a los beneficios deseados π^D es igual a -1, lo que implica que ante un incremento en los beneficios deseados debe haber una disminución proporcional en la licitación (DAP) *ceteris paribus* las demás variables.

La renta o precio de alquiler de la tierra de equilibrio surge de la DAP de los arrendatarios y la DAA de los propietarios por el uso de una determinada parcela de tierra. Por consiguiente, debe tenerse también en consideración a los propietarios de la tierra. En este sentido, resulta útil dividir el vector de características de la tierra Z en dos sub-vectores: $\hat{z} = (z_1, \dots, z_k)$ y $\tilde{z} = (z_{k+1}, \dots, z_n)$. El primero de estos agrupa a aquellas características exógenas al propietario y el segundo a las que se encuentran bajo su control. La idea central es que el propietario intenta maximizar los beneficios del alquiler de su parcela de tierra alterando aquellas características de la misma que se hallan bajo su control, cuestión que se expresa en el siguiente problema de maximización de los beneficios del propietario de la tierra (π^s):

$$\underset{\tilde{z}}{\text{Max}} \pi^s = R(\hat{z}, \tilde{z}) - C(\hat{z}, \tilde{z}, r, \beta) \quad \text{s.a. } \pi^s \geq 0 \quad (1.8)$$

²⁷ Palmquist (1989) advierte que dichos supuestos son tomados de: Diewert, W.E. (1974).

Cabe aclarar que $R(\cdot)$ corresponde a la ecuación de renta de la tierra (1.2), $C(\cdot)$ es una función de costos del propietario de la tierra con las propiedades usuales, r es un vector de precios de insumos y β es un vector de parámetros que registra diferencias técnicas entre propietarios de la tierra (como por ejemplo, propiedad de otras parcelas de tierra o acceso preferencial al crédito). Las condiciones de primer orden del problema de maximización expuesto en (1.8) exigen que el costo marginal de las características bajo el control del propietario de la tierra sean iguales al precio de dichas características en el mercado ($R'(\tilde{z}) = C'(\tilde{z})$).

A partir del desarrollo previo del problema de optimización del propietario de la tierra, puede plantearse una función de oferta (de manera análoga a la función de licitación) que represente los precios a los que el propietario está dispuesto a ceder en alquiler parcelas de tierra (DAA):

$$\phi(\hat{z}, \tilde{z}, \pi^S, r, \beta) = \pi^S + C(\hat{z}, \tilde{z}, r, \beta)$$

En dicha expresión π^S representa el nivel deseado de beneficios de los propietarios de la tierra. Sin embargo, el hecho de que ciertas características de la tierra se encuentren fuera del control del propietario implica que éste se encuentre limitado con relación a las características que puede ofrecer. El precio de las características de la tierra exógenas al propietario se encuentra completamente determinado por la demanda, es decir, que el precio de oferta de las características exógenas es igual al precio de mercado. La derivada parcial de la función de oferta con respecto a una característica endógena será positiva en la medida en que sea igual al costo marginal de dicha característica ($\phi'(\tilde{z}_i) > 0$ si $\phi'(\tilde{z}_i) = C'(\tilde{z}_i)$), siendo la segunda derivada parcial también positiva por ser equivalente a la pendiente de la función de costo marginal en un equilibrio de maximización de beneficios. Por último, la derivada parcial de la función de oferta de la tierra en alquiler, $\phi(\cdot)$, respecto del nivel de beneficios deseados por el propietario (π^S) es equivalente a la unidad, por ende, un incremento en el nivel de beneficios deseados por el propietario supone un incremento equivalente en el precio de oferta o la DAA.

En síntesis, tanto propietarios de la tierra como arrendatarios toman el esquema de precios de mercado como parámetro, y ese esquema se determina al mismo tiempo a partir de la interacción de estos actores. El esquema de precios varía con el propósito de eliminar los excesos de oferta y demanda de tierras con unas determinadas características. Por lo tanto, este modelo analítico puede ser de utilidad para brindar técnicas necesarias para medir el valor de cambios en las características de la tierra. Estos cambios pueden ser producto de políticas públicas; por ejemplo, políticas de conservación de suelos o construcción de infraestructura pública tendiente a evacuar los excedentes hídricos para reducir los niveles de erosión. Las técnicas de valoración varían según el tipo de cambio que quiera valorarse. Por ejemplo, si los cambios afectan a pocas parcelas de tierra, es de esperarse que el precio de equilibrio de alquiler de la tierra se mantenga inalterado, pero que el de las parcelas afectadas se vea modificado significativamente. En este caso únicamente el arrendador estaría dispuesto a pagar por la mejora, dado que luego de la mejora le ofrecerían un precio más alto por la misma hasta que éste resulte equivalente al de otras tierra de las mismas características. Por lo tanto, los propietarios de estas tierras obtienen una ganancia de capital en base a esta mejora y los arrendatarios deben cambiar de parcela o experimentar una pérdida pagando un precio más elevado por la misma. Por su parte, si los cambios son amplios, es probable que terminen afectando el precio de mercado de la tierra experimentando cambios los arrendatarios en sus beneficios y los arrendadores en su renta.

1.6.2 Valoración contingente

Tal como fue mencionado precedentemente, la metodología que adopta el presente trabajo se sustenta parcialmente en el método de valoración contingente. El método de valoración contingente constituye el método directo de la valoración económica de los servicios ambientales por antonomasia. A partir del mismo es posible estimar tanto el valor de uso, como el de no uso del servicio ambiental a estudiar (ver apéndice C, concepto de VET). Su aplicación exige, en primer lugar, que se defina la población de estudio. Según el caso, se incorporarán en ésta a personas que se beneficien por el uso del servicio ambiental y personas que no lo hagan. De esta población se debe tomar una muestra a la que se le realizará una encuesta en la que se interroga de manera directa cuál es la DAP (o DAA) por la conservación (afectación) de un determinado servicio ambiental. Previamente a la realización de la encuesta se trabaja con pequeños grupos compuestos por miembros de la población, con los que se prueba el cuestionario y se evalúa el grado de conocimiento promedio del problema ambiental que se analizará. En caso de que el problema resulte complejo o poco conocido para la población, se prepara material explicativo que deberá adjuntarse a las encuestas para que sea entregado o explicado por el encuestador previamente a la realización de la misma. Los formatos de encuesta son diversos (pregunta abierta, pregunta cerrada, subasta, etc.)²⁸ y la forma de realización de ésta también (personal, telefónica o por correo)²⁹.

Este método es considerado muy controvertido en la literatura fundamentalmente por tres motivos: i) la potencial presencia de sesgos estratégicos, ii) la divergencia entre la DAP y la DAA registrada en la evidencia empírica, y iii) la diversa significación de las respuestas obtenidas.

Sesgos estratégicos

El primer punto hace referencia a la situación en la que el sujeto encuestado guiado por su interés particular participa de la experiencia brindando respuestas falsas buscando resultar favorecido a partir de los resultados de la misma. Este tipo de sesgo se vincula

²⁸ En el caso del *formato de pregunta* abierta se consulta al encuestado por la máxima DAP o mínima DAA por una mejora o perjuicio ambiental respectivamente. Esta variante presenta una elevada tasa de no respuesta debido al desconcierto que pueden padecer los encuestados al ser puestos frente a una situación hipotética poco usual sin poder determinar con exactitud cuál sería una cifra razonable. Asimismo, este formato puede dar lugar a que los encuestados respondan las preguntas de DAP o DAA estratégicamente. El *formato de pregunta iterativa o subasta* consiste en preguntar al encuestado si estaría dispuesto a pagar por una mejora ambiental un determinado monto de dinero. En caso de que la respuesta sea positiva, se repregunta por una cifra superior a la anterior, y así sucesivamente hasta obtener una respuesta negativa. Por tanto, la DAP de dicho individuo se corresponde con el monto al que respondió por última vez de manera afirmativa. Por su parte, si se recibiera una respuesta negativa frente al primer monto de referencia por el que se le consulta, se repreguntará por un monto inferior hasta obtener una respuesta afirmativa. Se ha observado que los resultados obtenidos a partir de esta variante pueden denotar sesgos asociados con el monto consultado al inicio de la encuesta.

El *formato múltiple o de tarjeta de pago* pretende brindar una solución al sesgo de punto de inicio del formato de subasta, presentando una serie de valores que la gente ha gastado en bienes públicos de manera que opten entre las mismas para responder por su DAP o DAA por un determinado cambio en el bienestar. No obstante este formato tampoco se encuentra exento de presentar sesgos asociados al rango, los valores extremos y el valor promedio de las cifras presentadas.

El *formato binario o de pregunta cerrada* consiste en preguntar directamente a las personas si están dispuestas a pagar una determinada cifra de dinero por un servicio ambiental. El procedimiento es simple: se debe tener una muestra representativa de la población, la misma debe dividirse en subgrupos igualmente representativos a los que se los consulte por montos distintos. A partir de las respuestas obtenidas se puede estimar mediante una transformación *logit* la curva de demanda implícita de la población (Azqueta Oyarzun, 1994, Freeman, 2003).

²⁹ Para más detalles sobre estos puntos consultar: Mitchell y Carson (1989) o Azqueta Oyarzún (1994).

estrechamente a la naturaleza de bien público que presenta gran parte de los servicios ambientales susceptibles de valoración mediante este método y el problema del *free rider* asociado a éstos, que da cuenta de los escasos incentivos de los encuestados a declarar su verdadera DAP (Azqueta, 2002). En este sentido, Turner *et al.* (1993) hacen referencia a estudios experimentales que encuentran que la DAP declarada por los encuestados representa entre el 70% y 90% de los montos que eventualmente éstos pagarán de manera efectiva.

Diferencia entre DAP y DAA

Luego, las diferencias entre las medidas compensatorias y equivalentes - DAP y DAA - en términos teóricos no tienen porque ser sustancialmente distintas, no obstante, la evidencia empírica muestra que dichas diferencias se encuentran lejos de ser triviales, y por tanto, no atribuibles exclusivamente a la existencia de efectos renta (Azqueta Oyarzun, 1994, Brown y Gregory, 1999, Horowitz y McConnell, 2002). Estas divergencias presentan como rasgo fundamental declaraciones de DAA marcadamente superiores a las medidas de DAP³⁰. Ante este escenario, se han planteado posibles explicaciones desde la teoría económica, y a partir de resultados de trabajos experimentales realizados desde la economía del comportamiento (*behavioral economics*).

Entre los primeros, los argumentos que más se destacan de acuerdo a Brown y Gregory (1999) son: i) la DAP se encuentra limitada por el ingreso o renta del individuo a diferencia de la DAA que no presenta ninguna restricción efectiva para el respondente, ii) la presencia de costos de transacción elevados, iii) el fenómeno denominado valor implicado (*implied value*), haciendo referencia a la señales que se derivan de la decisión de comprar o vender: el ofrecer un objeto a la venta supone el rechazo del mismo favoreciendo la declaración de montos más bajos de DAP, mientras que la voluntad de comprar algo supone deseabilidad, incrementando por tanto los montos declarados de DAA; y vi) la búsqueda de beneficio, que constituye la motivación central de las transacciones comerciales en un contexto de valoración de bienes que no cuentan con un precio definido, pero que puede asociarse a un rango de posibles valores, es probable que los vendedores declaren valores cercanos al extremo superior y los compradores al extremo inferior del rango.

Asimismo, Hanemann (1991) señala que frente a los cambios en la cantidad de un bien ambas medidas no tienen porque arrojar resultados similares debido a la presencia de efectos renta y las distintas posibilidades de sustitución por otros bienes. Cuanto más bajas sean estas últimas, mayores serán las diferencias entre ambas medidas (Harless, 1989; Shogren *et al.*, 1994)³¹. A pesar de ello, aún queda pendiente la explicación de las divergencias observadas para bienes con una amplia gama de sustitutos.

Una última explicación brindada desde la teoría económica sobre la discrepancia entre la DAP y la DAA tiene que ver con la ausencia de experiencia de mercado en lo referente a este tipo de bienes. Horowitz y McConnell (2002) - quienes analizan los resultados de 45 trabajos sobre discrepancias de DAA y DAP - encuentran que el ratio entre la DAA y la DAP media tiende a incrementarse en la medida en que los bienes analizados presentan características más acordes a un bien público y más alejadas de las de un bien privado ordinario. No obstante, con relación a la argumentación de que la experiencia de mercado constituye un factor que tendería a reducir el diferencial entre la DAA y DAP, la evidencia que surge de experimentos en los que se repiten procesos de subasta no sería concluyente (Horowitz y McConnell, 2002, Kahneman, *et al.*, 1990).

³⁰ Kahneman *et al.* (1990) comparan resultados de diversos estudios que evalúan las disparidades entre la DAP y la DAA, mostrando que el ratio de valores medios de ambas medidas se ubica en un rango de entre 1.4 y 4.8.

³¹ Citados por Horowitz y McConnell (2002): Harless (1989) y Shogren *et al.* (1994).

Por su parte, desde el enfoque de la Economía del Comportamiento que surge a partir del trabajo pionero de Kahneman y Tversky (1979) se plantea la existencia de anomalías en el comportamiento de los individuos con respecto a los preceptos de la teoría de la utilidad neoclásica y el teorema de Coase (ver apéndice A). A pesar de que en dicho trabajo se hacía referencia a problemas de elección bajo riesgo, sus hallazgos son fácilmente extensibles a los ámbitos de elección de otros bienes. En lo referente a aquellos más relevantes para la explicación de las divergencias en las medidas de DAA y DAP, los autores encuentran que las personas no valoran las situaciones en términos de los niveles de utilidad asociados a cada una de ellas, sino en función de los cambios que representan con respecto a un punto de referencia determinado. A esta cuestión se le añade que las valoraciones resultan totalmente asimétricas según el sentido en que se manifiesten respecto de dicho punto de referencia: las pérdidas suelen valorarse en mayor medida que las ganancias de la misma magnitud. Por consiguiente, las funciones de utilidad estarían presentando unas características distintas de las que establece la teoría económica: i) dependencia respecto a un punto de referencia determinado³², ii) aversión a las pérdidas: la función de utilidad tiene una mayor pendiente en el dominio negativo que en el positivo (las pérdidas tienen un valor superior al de las ganancias), iii) sensibilidad decreciente, el valor de las pérdidas y de las ganancias disminuye a medida que aumenta su tamaño.

La aversión a la pérdida se encuentra asociada a otro fenómeno analizado por estos autores, “el efecto titularidad” o *endowment effect* (Camerer, 2004, Kahneman, *et al.*, 1990), según el cual la valoración de los bienes es distinta si las personas los consideran parte de su dotación. La existencia de efectos titularidad supone cierta inercia en los mercados como resultado de una reducción de los beneficios mutuos del comercio respecto de lo que establece la economía neoclásica. Los autores de este trabajo señalan que los efectos titularidad serán menores en la medida en que el bien bajo análisis cuente con sustitutos cercanos. Como corolario del “efecto titularidad” no se tiene la desaparición de comercio, sino más bien la reducción del mismo así como la evidencia de que la asignación de los derechos de propiedad incide diferencialmente en la asignación de recursos, lo cual se contrapone a lo que establece el teorema de Coase³³.

Significación de las respuestas

Finalmente, en lo que refiere a la significación de las respuestas brindadas a través del método de Valoración Contingente, Kahneman y Knetsch (1990) advierten sobre lo que denominan “efecto incrustación” (*embedding effect*) que consiste en manifestar una DAP/DAA por un componente de un servicio ambiental muy similar a la que manifiestan por el servicio completo. A partir de estudios posteriores estos autores interpretan esta situación como “la compra de satisfacción moral” (*warm glow effect*) por parte de los encuestados al manifestar voluntariamente su contribución a la provisión de un bien

³² Ante la ausencia de efectos renta, en la caja de Edgeworth suele considerarse que las curvas de indiferencia no dependen de la ubicación del punto de dotación.

³³ Un aspecto que Kahneman *et al.* (1990) destacan es que en los mercados reales puede resultar difícil discernir entre costos de transacción y efectos titularidad como causantes de un reducido volumen de comercio. En este sentido, la evidencia del efecto titularidad resulta más persuasiva cuando los costos de transacción son bajos, siendo tal el caso de los mercados experimentales, en los que se observa la eficiencia en la asignación de bienes con un valor inducido (por ejemplo, títulos con un determinado valor nominal) donde se demuestra el efecto mínimo de los costos de transacción, pudiendo atribuirse el fuerte rechazo al comercio de bienes como lápices o tazas al efecto titularidad. A su vez, los efectos titularidad podrían llegar explicarse por cuestiones de apego afectivo vinculadas a la tenencia del bien por un largo período de tiempo. No obstante, los experimentos realizados para estudiar dicho efecto muestran que éstos se dan de manera instantánea, debido a que la valoración de bienes ordinarios como lápices, tazas, binoculares o barras de chocolate aumentan de manera inmediata al ser entregados en posesión a los individuos.

público, y no como la valoración económica de dicho bien (Kahneman y Knetsch, 1992). Los resultados de los trabajos de estos autores en cuanto a la significación de las respuestas de DAP y DAA obtenidas mediante el método de valoración contingente fueron resonantes. En última instancia, la interpretación de estos resultados por los autores constituía un argumento demoledor para su validez: el valor que le confiere la persona a un determinado bien público representa lo que para ésta vale su contribución a una causa justa, la satisfacción por cumplir con una obligación moral y no el valor económico del bien en sí mismo. En consecuencia, algunos investigadores encontraron al efecto incrustación y todas sus implicancias como concluyentes con relación a la validez del método (Azqueta Oyarzun, 1994). No obstante, otros sostuvieron que el problema planteado por Kahneman y Knetsch era totalmente irrelevante, dado que el principio de soberanía del consumidor establece que deben aceptarse las valoraciones que realizan las personas sin hacer ningún tipo de cuestionamiento de las mismas (Harrison, 1992)³⁴. A su vez, O'Doherty (2001) manifiesta que la satisfacción moral representa un determinante de la DAP por un bien público, y como tal, es esperable que ambas variables presenten una elevada correlación.

Por su parte, Turner *et al.* (1993) adjudican el fenómeno de la compra de satisfacción moral a la forma en que las personas planifican sus gastos, primero dividiendo su ingreso disponible en categorías amplias (vivienda, comida, vestimenta, recreación, etc.) y luego sub-dividiendo éstos en los bienes efectivamente comprados. Entonces, en lugar de prescindir del método de valoración contingente se propone que éste se aplique presentando al encuestado todos los elementos que deberá considerar antes de declarar la DAP por cada uno de ellos, de manera, que se asigne racionalmente dicho presupuesto.

Estos hallazgos en el campo de la Economía del Comportamiento, sumados a la controversia de su utilización por el sistema judicial en casos polémicos como el vertido de petróleo causado por el accidente del Exxon Valdez en las costas de Alaska, generaron importantes polémicas con relación a la fiabilidad del método, por lo que en 1993 la *National Oceanic and Atmospheric Organization* (NOOA) solicitó a un grupo de expertos, entre ellos los prestigiosos economistas Robert Solow y Keneth Arrow, la elaboración de un informe conocido como el *Blue Ribbon Panel* sobre la confiabilidad del mismo. En dicho informe se introducen algunas recomendaciones a los fines de minimizar posibles sesgos: i) indagar siempre por la DAP en lugar de la DAA, aún en los casos en los que la medida correcta sea esta última, para minimizar así los riesgos de sobreestimación; ii) aplicar el formato de pregunta cerrada para minimizar las posibilidades de sesgo estratégico, y iii) notificar al encuestado de las distintas inversiones para la mejora del ambiente que compiten con recursos financieros escasos y su propia restricción presupuestaria; reconociéndolo finalmente como lícito de aplicar en contiendas judiciales. A pesar de que dichas recomendaciones tampoco estuvieron exentas de críticas, particularmente en lo que refiere a los dos primeros puntos (Azqueta Oyarzun, 1994, Harrison, 2002), de acuerdo a Azqueta Oyarzun (1994) el método de valoración contingente recibió una importante revalidación pudiéndose advertir la importancia creciente del mismo a partir de la infinidad de trabajos que lo han utilizado, lo que llevaría inevitablemente a asignarle cierto grado de confiabilidad.

A los efectos de concluir la exposición del método de valoración contingente, vale la pena señalar que los cuestionamientos que se le han realizado han favorecido su maduración y una comprensión más cabal de sus fundamentos teóricos y de sus limitaciones sin dejar de aplicarse en distintos contextos, generándose consenso sobre la necesidad de seguir estudiándolo a los fines de perfeccionarlo aún más (Carson, 1999).

³⁴ Citado por Azqueta Oyarzun (1994): Harrison (1992).

En síntesis, en este capítulo se han analizado los antecedentes de los efectos de la erosión dentro y fuera del sitio, advirtiéndose un mayor tratamiento en el ámbito académico y político de los primeros que de los segundos, a pesar de que estos últimos presentarían la misma o superior relevancia. Posteriormente, se analizaron los escasos antecedentes sobre estudios que tratan la afectación de caminos rurales por erosión, advirtiéndose sobre las marcadas diferencias en la naturaleza idiosincrática del problema que éstos atienden y el del caso de estudio que se abordará en el presente trabajo. Seguidamente, se repasaron los conceptos teóricos que permiten identificar el problema económico que causa la erosión del suelo fuera del sitio como una externalidad negativa que involucra fundamentalmente a bienes y servicios con rasgos de bienes públicos. Posteriormente, se ha introducido el concepto de externalidad múltiple por ajustarse de manera más precisa a la mayoría de los efectos de la erosión fuera del sitio, haciendo referencia a externalidades en las que intervienen numerosos actores, pudiendo estos mismos generar y ser víctimas de la externalidad. En base a esta caracterización general de los efectos de la erosión fuera del sitio, en el siguiente apartado se presentó un esquema conceptual de los efectos externos de la erosión hídrica sobre los caminos rurales, contemplando la incidencia de aspectos vinculados no sólo a la producción agropecuaria sino también a las deficiencias de la infraestructura vial y de desagüe, rasgo que distingue al caso de estudio que se analizará en el presente trabajo respecto de los tratados en la literatura. A partir de este esquema conceptual se pudo vislumbrar la participación que tienen bienes públicos de distinta índole (tecnologías de conservación de suelos y aguas, servicio ambiental de infiltración y almacenamiento de agua de los suelos, red de caminos rurales y de desagüe) en dicha externalidad multilateral en la que los productores agropecuarios son los principales afectados. Por tanto, reconociendo la importancia de contar con una estimación del valor económico de dicho perjuicio de la erosión hídrica sobre los caminos rurales a los fines de evaluar políticas correctivas, en los apartados siguientes se presentaron los métodos de valoración económica de los servicios ambientales, haciéndose hincapié en el método de precios hedónicos y de valoración contingente de cuya combinación se nutre el diseño metodológico de este trabajo. En el próximo capítulo se presenta el caso de estudio que se trata en esta investigación.

CAPÍTULO 2: LOS EFECTOS EXTERNOS DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN LOS CAMINOS RURALES DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

2.1 Introducción

La erosión de suelos es un problema de larga data en la Argentina de cuya situación en el transcurso de los últimos años dan cuenta diversos estudios (Michelena, *et al.*, 1989, SAGyP, 1995). De acuerdo a Casas (2000), se estima que un 20% del territorio nacional – alrededor de 60 millones de hectáreas - se encuentra afectado por erosión. El autor advierte que la subregión de la Pampa Ondulada compuesta por el norte de la provincia de Buenos Aires, el sur de Santa Fé y el sudeste de Córdoba cuenta con alrededor del 35% de su superficie - aproximadamente 1.6 millones de ha - afectada por erosión hídrica. A su vez, estimaciones del Instituto de Suelos del INTA indican que las pérdidas anuales ocasionadas por degradación y erosión de suelos, contemplando únicamente los efectos sobre la productividad de los suelos, alcanzan a 700 millones de pesos en todo el país³⁵ (Gil y Garay, 2001).

La amplia difusión de la siembra directa³⁶ en los últimos años ha morigerado y frenado el avance de la erosión en algunas zonas del país, no obstante, el problema aún sigue siendo manifiesto en otras regiones. Este es el caso del área ubicada entre el Río Cuarto y el Río Quinto en el sur de la provincia de Córdoba, en el que de acuerdo a de Prada *et al.* (2005) la erosión global se ha incrementado de 4.3 millones Mg por año a 4.8 millones de Mg. por año entre los años 1986 y 1999. Dicho incremento en la erosión hídrica se atribuye principalmente a cambios en el uso del suelo (de ganadería a agricultura) y los cultivos producidos (mayor proporción de oleaginosas) que han tenido lugar en los últimos años (de Prada, *et al.*, 2007b). El caso de estudio que se abordará en la presente tesis corresponde a dicha zona de la provincia de Córdoba.

Entre los daños provocados por erosión fuera del establecimiento agropecuario en el área de estudio, el deterioro y la ruptura de la red secundaria y terciaria de caminos constituye uno de los problemas más sensibles y manifiestos para los productores agropecuarios pertenecientes a la misma (Cantero G., *et al.*, 1998, Cisneros, *et al.*, 2008a, Cisneros, *et al.*, 2008b, de Prada y Angeli, 2007, Prego y Stillo, 1988). El deterioro de los caminos, que en ocasión de precipitaciones intensas suele dificultar seriamente o impedir su tránsito, constituye una marcada limitación al desarrollo de las zonas afectadas. Este condicionamiento al desarrollo se hace manifiesto en el aislamiento de la población rural, en las dificultades para el ingreso de insumos y maquinaria al predio y el transporte de la producción agropecuaria. De hecho, las migraciones de la población rural a las ciudades y la reducción en superficie de ciertas producciones regionales como la lechería han sido atribuidas en parte a este problema (Cisneros, *et al.*, 2008a).

³⁵ Se presume que estos valores están expresados en precios corrientes dado que los autores no aclaran este punto explícitamente en el trabajo.

³⁶ La siembra directa es concebida como un sistema que contribuye a: el control de la erosión, el incremento en el contenido de materia orgánica, aumentos en la eficiencia del uso del agua y mejoras en fertilidad del suelo. Su elevada eficiencia en el control de la erosión responde al mantenimiento en superficie de importantes niveles de cobertura aportada por los rastrojos de los cultivos. Dichos rastrojos protegen el suelo del impacto de las gotas de lluvia, evitando que la energía almacenada en la misma separe a los agregados del suelo, compuestos por las partículas de arena, limo, arcilla y la materia orgánica (Casas, 2000, Gil y Garay, 2001).

El presente capítulo se adentra en la descripción del caso sujeto de análisis en este trabajo de investigación: los efectos externos de la erosión hídrica sobre los caminos rurales en el Sur de la provincia de Córdoba. A tales efectos, en primer lugar, se hace una presentación general del problema para posteriormente introducirse en el análisis de los factores naturales, productivos y de infraestructura pública que intervienen en el mismo, y finalmente referirse al abordaje institucional que se ha realizado de dicha problemática.

2.2 Afectación de caminos por erosión hídrica en el sur de la provincia de Córdoba

En lo referente a los antecedentes sobre el problema del deterioro o pérdida de caminos del Sur de Córdoba, existe literatura que la ha abordado, pero no desde una perspectiva económica. Prego y Stillo (1988) a finales de la década del ochenta advierten que un 9% (1500 km) de la red de caminos pavimentada y secundaria de tierra de la provincia de Córdoba, principalmente en el Sur, se encuentra afectada por erosión hídrica y eólica (ver Figura 2).



Figura 2. Camino intransitable por efecto de la erosión hídrica

A su vez, estos autores también advierten que un 10% (3500 km) de la red de caminos vecinales - entendiéndose por estos a los que se encuentran atendidos por consorcios camineros - de la provincia de Córdoba se encuentran erosionados. Con relación a estos últimos, Prego y Stilo (1988) indican que un 50% (18.000 km) se encuentra “por debajo del rasante natural de terreno, funcionando en épocas de lluvias como verdaderos canales de desagüe que llegan a concentrar en unos determinados puntos caudales importantes por su envergadura, provocando inundaciones y aislamiento de la población, además de agravar el estado de deterioro del mismo camino” (ver Figura 3). Asimismo, estos autores advierten que tanto puentes como alcantarillas también se ven afectados por este mismo proceso, hecho que suele verse agravado por el diseño inadecuado de dicha infraestructura.



Figura 3. Camino por debajo del rasante del suelo

Por su parte, Cisneros *et al.* (2008a) presentan datos más recientes y señalan que el 24% de los caminos de la red secundaria y terciaria de la cuenca Suco-Moldes-Mackenna del sur de la provincia de Córdoba – alrededor de 190 Km. de un total de 792 Km. – presentan diferente grado de deterioro y compromiso de tránsito. Asimismo, los autores señalan que estimaciones realizadas para otra cuenca de la región – cuenca de General Cabrera – denotan un 50% de sus caminos con serios problemas de deterioro. En el programa de ordenamiento de la cuenca Santa Rita ubicada también en el Sur de la provincia, Cisneros *et al.* (2005) advierten que la red de caminos se ha convertido en parte de la red de desagüe, lo que constituye el obstáculo fundamental a su adecuado mantenimiento y conservación. Por tanto, las tareas de mantenimiento y conservación³⁷ se han concentrado en la reparación de roturas por erosión e inundaciones en períodos de lluvias intensas impidiendo que tanto la población rural como la urbana arriben a destino en tiempo y forma. La profundización de los caminos producto de este fenómeno contribuye a su magnificación, convirtiendo a muchos de éstos en completamente intransitables y sobrecargando con mayor tráfico a aquellos que se encuentran en mejor estado o generando la necesidad de abrir nuevos caminos en áreas ocupadas por lotes bajo producción agropecuaria. De esta manera, se deja en evidencia la importante pérdida de recursos públicos y privados que esta problemática ocasiona.

En el apartado que se presenta a continuación se procede a analizar las principales causas de esta problemática en lo que refiere a: factores naturales, la producción agropecuaria y la inversión en infraestructura vial y de la red de desagüe.

2.2.1 Factores naturales, producción agropecuaria e inversión en infraestructura

La externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales en el Sur de la provincia de Córdoba reconoce diversas causas, entre las que intervienen factores naturales y antrópicos que interactúan entre sí. Entre los factores naturales pueden destacarse las características topográficas, el tipo de suelo y los incrementos en los niveles de precipitaciones³⁸ registrados en los últimos años que en forma conjunta favorecen los procesos de erosión. Con referencia a los factores antrópicos sobresalen: i) combinaciones de uso y manejo de

³⁷ En la provincia de Córdoba se registran alrededor de 350 consorcios camineros y 50 municipios que se encargan del mantenimiento y la reparación de los caminos, que en muchas ocasiones se ven sobrepasados debido a las consecuencias de la erosión hídrica sobre éstos (Secretaría de Agricultura, 2005).

³⁸ Los mayores niveles de precipitaciones, en el caso de asociarse a fenómenos como el cambio climático, no podrían calificarse como un factor estrictamente natural.

suelos que realizan los productores agropecuarios y no contribuyen a su conservación, ii) la red de desagüe anarquizada por la red de caminos, y iii) la configuración de la red de los caminos sin considerar el relieve y sin contar con aislamiento hidrológico.

Con respecto a las características topográficas y de los suelos de la zona, cabe mencionar que la altitud disminuye de oeste a este y los suelos contienen sedimentos loésicos con predominio de arenas de tamaño fino y muy fino, factores que favorecen los procesos de erosión (Gil, *et al.*, 2008). Asimismo, en los últimos años se ha registrado una tendencia incremental en las precipitaciones anuales y máximas diarias. Las precipitaciones extraordinarias constituyen el principal desencadenante de excedentes hídricos - mayor volumen de escurrimiento superficial – que provocan inundaciones y episodios de corte de caminos (Degioanni y Camarasa, 2002). Asimismo, el incremento de las precipitaciones implica mejores condiciones para la producción agropecuaria, esto es: mayores rendimientos y posibilidades de producción en tierras previamente no aptas para la agricultura, fenómeno facilitado también por los avances de la tecnología de siembra y logística. El crecimiento de la tierra asignada a la agricultura repercute en un mayor uso de los caminos y tasas de escurrimiento hídrico más elevadas, los que en forma conjunta contribuyen a un creciente deterioro de los caminos (Cisneros, *et al.*, 2007).

Por otra parte, a pesar de que los niveles de adopción de siembra directa son elevados, se advierte cierto desajuste entre los usos y el manejo de los suelos realizado por los productores en los últimos años (Cisneros, *et al.*, 2007). En este sentido, la mayor parte de las tierras de las cuencas afectadas – alrededor de un 98% en el caso de la cuenca de Suco-Moldes-Mackenna – se destinan a la producción agropecuaria, con predominio del uso agrícola sobre pasturas permanentes, y más específicamente de cultivos oleaginosos que dejan muy escasa cobertura superficial en comparación con los cereales o las pasturas permanentes (Cisneros, *et al.*, 2008b). Asimismo, la siembra a favor de la pendiente, práctica que favorece el escurrimiento superficial de agua, es bastante frecuente. Por otro lado, técnicas de conservación de suelos y aguas específicas para prevenir o mitigar la erosión como el “cultivo en contornos”, las “terrazas” o las “franjas de cultivos”³⁹ no han sido incorporadas por los productores en las zonas afectadas (Cisneros, *et al.*, 2008a). Este desajuste entre el uso y el manejo del suelo ha provocado incrementos en los volúmenes de escurrimiento y sedimentos arrastrados por el agua favoreciendo procesos erosivos y sus consecuentes efectos dentro y fuera de los predios. En este sentido, de Prada *et al.* (2007a) señalan: “El productor agropecuario es el principal responsable y víctima de la degradación de las tierras debido a que decide el uso y manejo de suelo, y la utilización o no de prácticas de conservación de suelo y agua”.

Otra práctica común de algunos productores agropecuarios que contribuye al problema es el desvío de aguas de lluvia que escurren en sus campos hacia los caminos a través de canales construidos a la ligera por ellos mismos. Sumado a lo anterior, se presentan casos en que ciertos productores que cuentan con canales naturales de desagüe en su predio destinan la superficie que éstos ocupan a la producción agropecuaria o simplemente no los tienen en condiciones de funcionalidad. Por lo tanto, buena parte de los excedentes de agua que

³⁹ El cultivo en contorno o contorneo hace referencia a las prácticas de labranza en tierras de cultivos o pastos teniendo en cuenta el relieve del terreno, es decir, siguiendo las curvas de nivel. Las terrazas, por su parte, constituyen estructuras, en general de tierra, que cortan la pendiente para disponer del exceso de agua por escurrimiento y controlar la erosión, sobre todo en las tierras cultivadas (Michelena y Mon, 1985). El cultivo en franjas constituye un arreglo sistemático de alternancia entre cultivos de escarda (maíz, girasol, sorgo, etc.) y tupidos (avena, cebada y trigo) en un mismo lote siguiendo curvas de nivel (Cisneros, *et al.*, 2005).

circulan por los caminos rurales deteriorándolos provienen de las explotaciones agropecuarias linderas⁴⁰.

Asimismo, Cisneros *et al.* (2008a) señalan que otro de los factores que interviene en el daño de los caminos, es que los mismos forman parte y al mismo tiempo afectan la red de desagüe, es decir, que en esta zona del sur de la provincia de Córdoba no se cuenta con estructuras de conducción controlada de excedentes hídricos en buenas condiciones de funcionamiento. De acuerdo a los autores, el 84% de la red de desagüe es parte de la red vial. Este hecho, se atribuye, en parte, a que el trazado de los caminos no respetó la conformación del relieve alterando de esta forma la red natural de desagüe de la cuenca (Becerra, *et al.*, 1992). Este atributo de la red de caminos constituye uno de los motivos fundamentales de su deterioro e implica importantes dificultades para su apropiada conservación y mantenimiento. Por otra parte, Cisneros *et al.* (2005) señalan que los caminos profundizados se han convertido en una importante fuente de sedimentos que dificultan el adecuado ordenamiento de la red de desagüe, dado que los sedimentos provocan obstrucciones de las obras de conducción ubicadas aguas abajo, produciendo desbordes de agua a los campos linderos.

Por último y vinculado con lo mencionado anteriormente, se han registrado dificultades para gestionar en forma integral y eficiente estos ambientes con erosión hídrica. En este sentido, se señalan las deficiencias institucionales para planificar y conducir acciones de manera sistemática y permanente tendientes a la prevención y mitigación del problema (Cisneros, *et al.*, 2007) que se tratarán en el próximo apartado.

2.2.2 Aspectos institucionales

En lo que respecta a los aspectos institucionales que tienen influencia en la generación de la externalidad de la erosión sobre los caminos, las medidas históricamente desarrolladas han puesto énfasis en la política de conservación de suelos (PCS), desatendiendo su vinculación con aspectos referidos a la configuración de la cuenca en términos de la red vial y de desagüe. Por tanto, el eje de la política ambiental en lo que refiere a la erosión de suelos en esta zona ha sido la consideración de los efectos dentro del sitio, contemplando escasamente los efectos fuera del mismo.

Gil *et al.* (2006) hacen referencia a la historia de la capacidad institucional de la provincia de Córdoba en lo que respecta a la conservación de suelos y aguas. El primer hito que señalan es la constitución de la CAPCE (Comisión Asesora Permanente de Control de Erosión)⁴¹ a fines de la década del setenta que surge como consecuencia de un conjunto de eventos hídricos graves que provocaron fuertes procesos de erosión y consecuentes daños a la infraestructura en el Sur de la provincia de Córdoba. La CAPCE tuvo funciones de asesoramiento generando una serie de propuestas que finalmente no fueron puestas en práctica, aunque posteriormente sirvieron de base para la discusión interinstitucional vinculada a la gestión de los recursos. Dicho proceso derivó en la sanción de la Ley Nacional 22.428 de *Fomento y Conservación de Suelos* que otorgaba amplias facultades y recursos al Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Naturales de la Nación para promover acciones de mitigación de la erosión hídrica, entre las que se destacaba la conformación de los primeros distritos y consorcios de conservación de suelos, que posteriormente se vieron discontinuadas una vez que el gobierno nacional suspendió el subsidio a las actividades de conservación de suelos previstas por la ley.

⁴⁰ Lo ideal sería que la mayor parte del agua de lluvias infiltre en el espacio de suelo en el que cae, es decir, que escurra por la superficie lo menos posible.

⁴¹ La misma estaba conformada por organismos del Estado provincial (DIPAS, DPV y Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Naturales), organizaciones gremiales agropecuarias, universidades y el INTA.

Por su parte, en el transcurso de la década de los noventa frente a una marcada inacción por parte del Estado provincial, las actividades asociadas a la gestión de recursos naturales quedaron libradas al sector privado. A principios del 2000, a partir de las iniciativas de legisladores, funcionarios y organismos profesionales (colegio de ingenieros agrónomos), en el gobierno provincial se reinstala el tema a partir de la sanción de dos leyes provinciales: i) Ley 8863 de *Creación de Consorcios de Conservación de Suelos* y ii) Ley 8936 de *Conservación y Protección de Suelos* (y sus decretos reglamentarios). La sanción de estas leyes no fue acompañada por un programa ejecutivo, lo que implicó escasa actividad en relación a éstas. En este sentido, los autores remarcan como saldo de esta experiencia avances en el diálogo interinstitucional fomentando actitudes de mayor colaboración y participación, pero sin poder alcanzar acuerdos formales. Por su parte, las organizaciones de productores han mostrado un mayor nivel de conciencia sobre la magnitud y la complejidad de la problemática, aunque sin encarar iniciativas para superarla, por lo que se entiende que aún no se han identificado mecanismos de incentivos adecuados para ello.

En este sentido, a los fines de indagar más profundamente los mecanismos de incentivos diseñados para que los productores incorporen tecnologías de conservación de suelos, se considera importante mencionar el trabajo de Prada *et al.* (2007b) en el que se emplea el enfoque privado del ABC para analizar la Ley de Conservación de Suelos en Córdoba (Art. 25 de la Ley N°8863/2004, *Creación de Consorcios de Conservación de Suelos*). Esta ley ha definido tres instrumentos para promover la adopción de prácticas de conservación de suelos: a) el diferimiento impositivo, b) el otorgamiento de subsidios y asistencia técnica y c) la provisión de infraestructura. El componente de diferimiento impositivo es el único que se encuentra reglamentado mediante Decreto N° 151/04 “Reglamentación parcial de la Ley 8863-Creación de Consorcios de Conservación de Suelos”. Según este último, se concede diferimiento del impuesto inmobiliario durante 10 años a aquellos productores que realicen inversiones estructurales o ingenieriles de conservación de suelos - por ejemplo, terrazas de absorción - realizando el pago diferido de este impuesto en el transcurso de los 19 años posteriores a dicho plazo.

En este trabajo, los autores resaltan ciertas fortalezas de la política de conservación de suelos vigente. En primer lugar, se destaca la participación del productor en el diseño de la política en la zona de influencia mediante la conformación de consorcios de conservación de suelos. Luego, se reconoce el tratamiento que la ley le confiere a la conservación de suelos como un problema de orden público que debe ser atendido de manera obligatoria, lo que implica que la autoridad de aplicación cuenta con un marco de actuación y poder público que le permite ubicarse por encima del interés de los individuos velando por los intereses de las generaciones venideras. Por último, se destaca la conformación de distritos que reciben tratamiento diferencial en términos de acciones y fondos asignados de acuerdo criterios científico-técnicos referidos a la aptitud de sus suelos y los problemas de degradación ambiental más apremiantes.

En contraposición, entre las debilidades de la política se remarca la baja capacidad institucional de la autoridad de aplicación en lo que refiere a: la planificación estratégica, la gestión financiera, la estructura organizativa y los recursos presupuestarios. Por otro lado, se subrayan problemas de inequidad o discriminación financiera entre productores para acceder a los beneficios fiscales, dado que la compleja gestión para obtener el diferimiento impositivo luego de realizar la inversión en conservación de suelos sesga el alcance de la política únicamente a aquellos que cuentan con capacidad financiera para encarar un proceso de tal envergadura. Finalmente, se advierte la escasa relación existente entre la naturaleza del incentivo económico y la conservación de suelos: el diferimiento impositivo opera sobre el impuesto inmobiliario que no se ve vinculado con la erosión y las prácticas de conservación de suelos, por lo que la incidencia financiera es totalmente independiente del impacto de la conservación de suelos sobre la productividad.

En este sentido, los autores advierten un importante margen para mejorar el diseño y el impacto de la PCS manteniendo las fortalezas y considerando estímulos económicos y financieros que reduzcan la discriminación financiera. Por otro lado, es preciso el establecimiento de una relación más estrecha entre el aporte transferido por la sociedad y la mitigación del problema de erosión, al mismo tiempo que también se consideren otros mecanismos que faciliten el reconocimiento del problema de la erosión sobre la productividad de la tierra, como por ejemplo: 1) actividades de extensión y capacitación, 2) creación de algún esquema de pago por servicios ambientales, y 3) créditos para inversiones en conservación de suelos.

Por otra parte, el reconocimiento del valor económico de los efectos externos de la erosión sobre los caminos rurales puede contribuir a la justificación y el diseño de políticas públicas que aborden el problema de manera sistemática e integral. En este sentido, los programas de ordenamiento de tierras (Cisneros, *et al.*, 2007, Cisneros, *et al.*, 2005) propuestos para distintas zonas de esta área del sur de la provincia de Córdoba reconocen tres componentes fundamentales: 1) el reacondicionamiento de la red de caminos, 2) el ordenamiento y sistematización de la red de desagüe y 3) las prácticas de conservación de suelos que los productores incorporen en sus predios. El primero de estos puntos tiene como objetivo mejorar la estabilidad física y transitabilidad de los caminos y eliminar el aislamiento temporario de pobladores y usuarios de los mismos en períodos de alta intensidad de precipitaciones. Por otra parte, el ordenamiento de la red de desagüe pretende evacuar en forma ordenada y controlada los excedentes de agua que se generan durante los períodos de intensas precipitaciones, reduciendo al mínimo los daños producidos en el campo de los productores y en la infraestructura de caminos. Mediante los proyectos de conservación de suelos *in situ* se busca incrementar el aprovechamiento del agua (infiltración y almacenamiento de agua en el suelo) de precipitaciones en los sitios en los que cae, y por tanto, reducir a niveles manejables los posibles excedentes hídricos y las posibles pérdidas de suelo en los períodos de precipitaciones intensas contribuyendo al adecuado funcionamiento de la red de desagüe (Cisneros, *et al.*, 2005).

Consiguientemente, habida cuenta del vacío de información acerca de la repercusión económica de los efectos de la erosión hídrica fuera del sitio en el sur de la provincia de Córdoba en general, y particularmente sobre uno de los más sensibles: los episodios corte de caminos por erosión o inundación, esta tesis se plantea como objetivo estimar el valor económico de dicha externalidad con miras a generar información relevante para evaluar en términos económicos distintas alternativas de política, como ser: el reacondicionamiento de caminos erosionados y el trazado de nuevos, la construcción de canales de desagüe y/o políticas de asistencia técnica y/o incentivo para promover la adopción de otras tecnologías o cambios en las prácticas desarrolladas por los productores, entre otras; presentándose en el siguiente capítulo la metodología diseñada a tales efectos.

CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Introducción

El objetivo del presente capítulo consiste en describir la metodología desarrollada para valorar económicamente la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica en el Sur de la provincia de Córdoba y analizar estos resultados. A tales efectos, en primer lugar, se describe la fuente de información utilizada: una encuesta realizada a productores agropecuarios en el año 2007, definiéndose la ubicación y la superficie del área de estudio y su caracterización de acuerdo a unidades ambientales homogéneas (UAH). Asimismo, en este apartado también se describe el proceso de cálculo de ponderadores para realizar inferencia a toda el área de estudio y la estructura del cuestionario de la encuesta. En el apartado siguiente, se explica la metodología de estimación del valor unitario de la externalidad (valor por hectárea) y del valor total de la externalidad. Por último, se describe el tratamiento de los precios y de los casos con valores extremos y faltantes.

3.2 Fuente de información y características del área de estudio

La fuente de información utilizada es la Encuesta Agropecuaria en el Sur de Córdoba⁴² realizada entre los meses de julio y agosto de 2007 (de aquí en adelante EA 2007). El objetivo de la encuesta fue la recolección de datos productivos, económicos, sociales y ambientales del sector agropecuario del sur de Córdoba. Cabe destacar la incorporación de preguntas tendientes a estudiar los criterios de decisión de los productores agropecuarios respecto de la asignación de la tierra a diferentes usos, los niveles de percepción, conocimiento y comportamiento con relación a problemas ambientales que afectan a su establecimiento y su zona de influencia. Asimismo, se realizaron preguntas a los fines de calcular el valor económico de problemas ambientales que afectan al área de estudio como el deterioro de la infraestructura de caminos producto de la erosión hídrica.

A los efectos de realizar el muestreo de productores, se puso en práctica previamente un procedimiento de delimitación de las unidades ambientales homogéneas (UAH) del área de estudio. Para ello se establecieron criterios físicos según susceptibilidad a distintas variantes de degradación del recurso suelo.

Se realizó un procedimiento de muestreo aleatorio estratificado sobre la población definida en base a los datos del Censo Nacional Agropecuario 2002 (CNA 2002) correspondiente a las Explotaciones Agropecuarias (EAP)⁴³ que trabajan una superficie igual o superior a 50 ha de tierra. La variable seleccionada para establecer el tamaño de la muestra fue la superficie en operación de la EAP, definiéndose cuatro estratos: estrato 1 (50 a 150 ha), estrato 2 (150.01 a 500 ha), estrato 3 (500.01 a 1000 ha) y estrato 4 (mayor a 1000 ha). Los

⁴² Realizada en el marco del trabajo conjunto entre un proyecto perteneciente al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA): “Evaluación del impacto económico de los servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: los casos de las ecorregiones pampeana y chaqueña”; y un programa financiado por la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC): “Bases para un modelo de gestión sustentable de la tierras del Sur de Córdoba”.

⁴³ La definición de EAP que brinda el CNA 2002 indica que se trata de la “unidad de organización de la producción que produce bienes agrícolas, pecuarios o forestales destinados al mercado; tiene una dirección ejercida por el productor que asume la gestión y los riesgos de la actividad productiva, con una superficie no menor a 500 m², integrada por una o varias parcelas ubicadas dentro de los límites de una misma provincia; utiliza en todas las parcelas algunos de los mismos medios de producción de uso durable y parte de la misma mano de obra”(INDEC, 2002).

productores⁴⁴ fueron seleccionados aleatoriamente por estrato teniendo en cuenta la ubicación en cada UAH. El número de productores encuestados fue de 159 (para más detalles sobre las características de la población y el procedimiento de muestreo consultar el Apéndice E).

3.2.1 Área de Estudio

El área de estudio se encuentra entre los 32,59° - 64,84° y 34,10 °- 61,55° de Latitud Sur y Longitud Oeste con una superficie de 2.310.000 ha, de las cuáles 2.255.000 ha corresponden a las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores: del Gato, Santa Catalina y Ají desde sus nacientes hasta la desembocadura en el Río Saladillo y 55.000 ha se encuentran fuera de las cuencas mencionadas y corresponden al área de influencia de la Agencia de Extensión INTA Canals. El área de estudio involucra el centro sur del departamento de Juárez Celman, el noroeste del departamento de Pte. Roque Sáenz Peña, casi la totalidad del departamento de Río Cuarto y el extremo sur del departamento de Unión.

El clima del área de estudio se caracteriza por ser de tipo mesotermal subhúmedo, con una temperatura media anual de 16.3°C. La temperatura promedio del mes más cálido –enero- es de 23.5°C, mientras que la del mes más frío-julio- ronda los 9.5 y 8.5°C, disminuyendo hacia el suroeste. Las precipitaciones de la región presentan un patrón similar tanto en frecuencia como en volumen. La distribución se ajusta a un régimen monzónico, siendo los períodos de diciembre-enero y junio-julio los de mayores y menores lluvias respectivamente. Las precipitaciones medias anuales rondan los 770 y 870 mm. (Degioanni et al.; 2008).

3.2.2 Unidades Ambientales Homogéneas (UAH) y localización de los productores

A los fines de caracterizar los productores que serían muestreados en términos de aptitud para la producción y afectación por problemas ambientales, se puso en práctica previamente al proceso de muestreo un procedimiento de delimitación de las unidades ambientales homogéneas (UAH) del área de estudio. Para ello se establecieron criterios físicos según susceptibilidad a distintas variantes de degradación del recurso suelo, a saber: erosión hídrica, erosión eólica y anegamiento y/o salinización. De tal ejercicio surgieron cuatro UAH: i) Llanuras Onduladas, ii) Llanuras Planas, iii) Llanuras Medanosas y iv) Llanuras Deprimidas. En la Tabla 1 se resumen los criterios de designación de UAH.

Esta caracterización del área de estudio es relevante a los fines de esta investigación en la medida en que permite identificar la susceptibilidad y la manifestación diferencial del fenómeno de erosión hídrica en cada una de estas UAH.

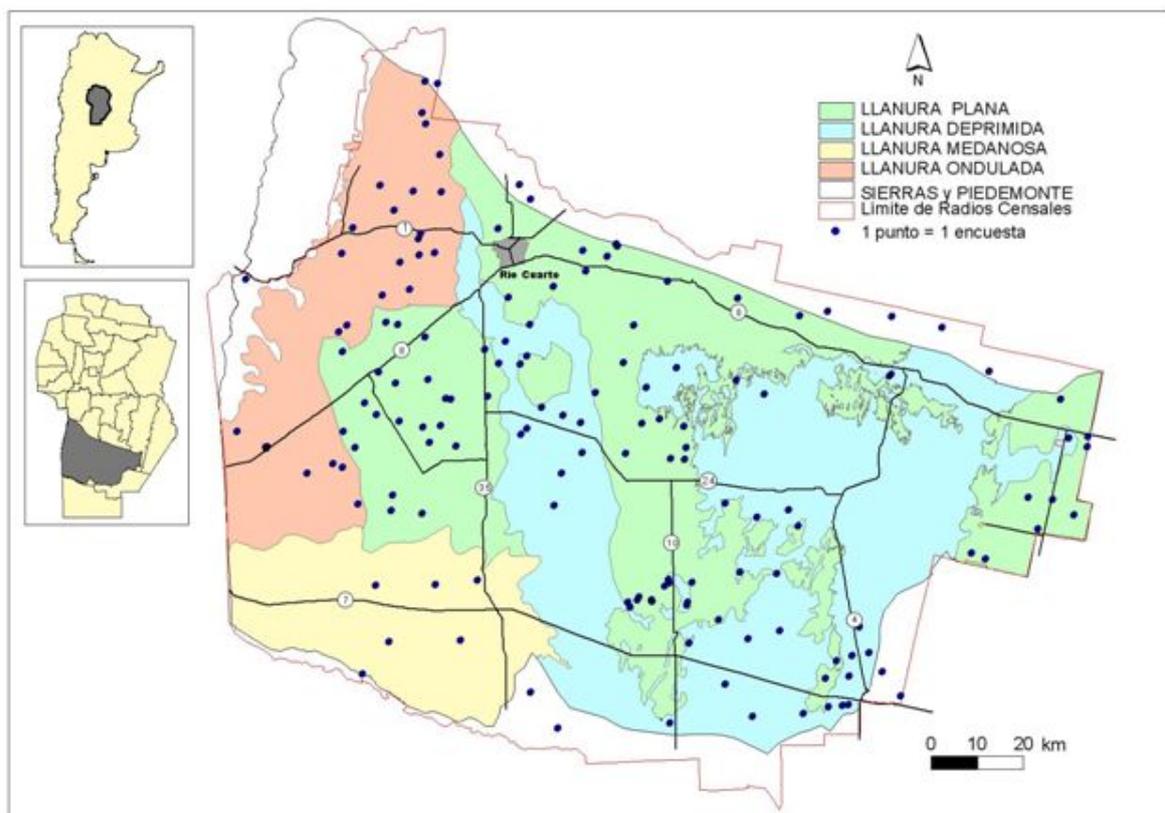
⁴⁴ De acuerdo al CNA 2002, un productor agropecuario es la “persona física o jurídica que en calidad de propietario, arrendatario, aparcerero, contratista accidental u ocupante, ejerce el control técnico y económico de la EAP”(INDEC, 2002).

Tabla 1. Criterios de delimitación de UAH del área de estudio

Tipo de Degradación de Suelo	Criterio Físico delimitante	Designación de UAH
Erosión Hídrica	Áreas con gradiente de pendiente superior al 3%	Llanuras Onduladas
	Áreas con gradiente de pendiente inferior al 3%	Llanuras Planas
Erosión Eólica	Áreas con al menos 10% de su superficie cubierta por médanos	Llanuras Medanosas
Anegamiento y/o Salinización	Áreas con influencia de capa freática somera	Llanuras Deprimidas

Fuente: de Prada *et al.* (2008)

En la Figura 4 se presenta la delimitación de las UAH en el mapa del área de estudio y la localización de las EAP muestreadas en las mismas.



Fuente: Degioanni, A.

Figura 4. Mapa del Área de Estudio

En la Tabla 2 se presenta la superficie correspondiente a las distintas UAH definidas.

Tabla 2. Superficie de las UAH

UAH	Superficie (ha)
Ondulada	321.000
Plana	780.750
Deprimida	766.450
Medanosa	277.100
Total	2.145.300

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Degioanni *et al.* (2008)

De acuerdo a Degioanni *et al.* (2008), la UAH Ondulada cuenta con 321.000 ha, se caracteriza por tener un relieve que varía de fuertemente ondulado (gradiente de pendiente entre 3 y 10%) en cercanías del área de sierras y pedemonte al oeste, a ondulado hacia el sureste (gradiente de pendiente promedio del 3%, ver Figura 4). Los suelos predominantes de esta UAH son bien drenados y de textura franco arenosa muy fina. Estas características de los suelos sumadas al tipo de relieve y al uso al que éstos se encuentran sujetos convierten a esta unidad en la de mayor riesgo de erosión hídrica dentro del área de estudio.

La UAH Plana comprende 780.750 ha presentando un relieve normal con gradientes de pendiente que rondan el 1% y 3%. Salvo por el relieve de tipo plano, los suelos de esta UAH son muy similares a los de la UAH Ondulada en términos de condiciones de textura, materia orgánica, uso y manejo, lo cual los hace muy susceptibles a la erosión hídrica, empero en menor medida que en la UAH Ondulada.

La UAH Deprimida ocupa 766.450 ha y se caracteriza por contar con un relieve subnormal a cóncavo y gran variedad de suelos hidromórficos e hidroalomórficos, moderado a imperfectamente drenados, en asociación con suelos bien drenados de origen eólico. El atributo distintivo de esta UAH es la presencia de una capa freática somera conectada capilarmente con la superficie y con variado contenido salino. Los sectores deprimidos se encuentran ocupados por humedales que reciben escurrimientos superficiales y subterráneos del sistema hídrico regional. Esta UAH se caracteriza por tener procesos de degradación asociados al balance hidrológico local y regional. En períodos de balance hídrico excedentario, se producen procesos de inundación por desborde de arroyos, canales y lagunas con el aporte de sedimentos provenientes de la erosión producida en las cuencas altas. Asimismo, en estos períodos se producen inundaciones por anegamiento del suelo generado por el ascenso de la capa freática.

La UAH Medanosa abarca una superficie de 277.100 ha y su rasgo característico es la presencia de médanos (con diferente grado de estabilidad) en más del 10% de su territorio. El relieve es ondulado en la superficie cubierta por médanos y plano en la restante. Los suelos de esta UAH tienden a ser entre bien y algo excesivamente drenados, de textura franco arenosa fina a arenosa franca y con elevada susceptibilidad a la erosión eólica e hídrica. La baja capacidad de retención hídrica, el bajo contenido de arcilla, el predominio de partículas de alta movilidad (arenoso fino y muy bajo en contenido de materia orgánica) y el uso al que están sometidos los mismos; hacen que esta unidad posea el mayor riesgo de erosión eólica dentro del área de estudio.

Por las características propias de cada una de estas UAH, la manifestación de la externalidad de corte de caminos por erosión resulta distinta. En el caso de las UAH Ondulada y Plana principalmente, pero también en la Medanosa a pesar de que ésta es más susceptible a la erosión eólica, la erosión en los caminos se manifiesta a partir de la

presencia de surcos y cárcavas⁴⁵. En la UAH Ondulada, por presentar áreas de desagüe más marcadas debido a que sus elevados gradientes de pendiente implican creciente velocidad de escurrimiento y mayor arrastre de sedimentos, los surcos y las cárcavas están presentes en los campos y también en los caminos. Por el contrario, en la UAH Plana la ruptura o surco se da propiamente en el camino que en esa zona constituye la principal vía de desagüe, pudiendo extenderse éstos a los campos en los casos de deterioro de caminos más severos. Por su parte, a diferencia de estas tres UAH, en la Deprimida la externalidad de la erosión sobre los caminos se manifiesta frecuentemente a partir de la inundación de los mismos o la formación de lagunas temporarias luego de lluvias intensas. Este tipo de manifestaciones – áreas de inundación temporaria y lagunas - también pueden observarse en los caminos de las UAH Ondulada y Plana que cortan la pendiente (en dirección Norte-Sur)⁴⁶.

La distribución de productores encuestados por UAH y estrato puede observarse en la Tabla 3. Un aspecto a resaltar con referencia a este punto es que se registraron algunos problemas de representatividad muestral a nivel de UAH, especialmente en la UAH Medanosa debido a que parte de los productores que se muestrearon en las unidades censales mixtas (abarcando más de una UAH) que comprometían a la UAH Medanosa, finalmente resultaron pertenecientes a otras UAH (para mayores detalles sobre el procedimiento de muestreo, consultar apéndice E).

Tabla 3. Productores muestreados por estrato según UAH

ESTRATO	UAH			
	Ll. Ondulada	Ll. Plana	Ll. Medanosa	Ll. Deprimida
1 (50-150 ha)	7	23	3	17
2 (150,01-500 ha)	13	30	3	19
3 (500,01-1000 ha)	4	12	2	7
4 (Más de 1000 ha)	1	8	2	8
Total	25	73	10	51

Fuente: Degioanni *et al.* (2008)

3.2.3 Estimación de ponderadores para inferencia

En lo que refiere a la valoración de la externalidad de la erosión hídrica sobre la infraestructura vial, resulta relevante la distribución de los productores muestreados según UAH y estrato cuando se desea hacer inferencia para la totalidad del área de estudio. En este sentido y a los fines de compensar posibles errores por sesgo muestral, es preciso ponderar los casos incluidos en la muestra por los parámetros poblacionales del CNA 2002 partiendo del supuesto de que la cantidad de productores y la superficie en operación de las EAP no se ha modificado desde que se realizó el mismo.

Debido a la distinta naturaleza de las variables bajo estudio se plantean dos ponderadores: uno de acuerdo al número de productores y otro según la superficie en operación. El primero de éstos es aplicado para expandir los resultados muestrales a la población en el caso del relevamiento de la opinión de los productores. Por su parte, en lo que refiere al uso de la tierra y el manejo del suelo, se utiliza el ponderador de superficie en operación (SOP). En la Tabla 4 y la Tabla 5 se presentan los ponderadores calculados en base a los datos poblacionales y muestrales de estrato y UAH. Los valores de los ponderadores representan

⁴⁵ Las cárcavas constituyen zanjas amplias y profundas originadas por el agua en terrenos en pendiente y por donde ésta encauza durante e inmediatamente después de la lluvia o durante el deshielo; por su hondura, una cárcava, que denuncia un avanzado proceso erosivo, no puede ser borrada por las prácticas usuales de cultivo (FECIC/PROSA, 1988).

⁴⁶ La información presentada en este párrafo resultó de la consulta a informantes calificados del área de estudio.

el número de observaciones encarnadas por cada uno de los productores muestreados que corresponden a una UAH y estrato determinado. Éstos surgen del cociente entre los respectivos valores poblacionales (N) y los valores muestrales (n) según UAH i y estrato j : N_{ij}/n_{ij} .

Tabla 4. Ponderadores según el N° de EAP del CNA 2002 por estrato y UAH para el área de estudio

ESTRATO	UAH			
	Ondulada	Plana	Deprimida	Medanosa
Estrato 1	17,73	21,92	8,54	13,18
Estrato 2	18,05	25,20	15,04	32,93
Estrato 3	28,96	13,78	19,15	28,38
Estrato 4	69,46	17,41	22,73	31,22

Fuente: Elaboración propia en base a datos del CNA 2002 y la EA 2007.

Tabla 5. Ponderadores según SOP del CNA 2002 por estrato y UAH para el área de estudio

ESTRATO	UAH			
	Ondulada	Plana	Deprimida	Medanosa
Estrato 1	22,69	31,86	8,96	26,16
Estrato 2	17,40	28,79	16,53	34,60
Estrato 3	25,24	13,70	20,25	31,28
Estrato 4	68,86	17,24	35,43	80,65

Fuente: Elaboración propia en base a datos del CNA 2002 y la EA 2007.

Nota: SOP= Superficie en Operación

La expansión de los datos muestrales de acuerdo a estos ponderadores dan como resultado la distribución de EAP y superficie según UAH que se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Superficie y cantidad de EAP por UAH en el área de estudio

UAH	Superficie		N	
	N	% Total	Ha	% Total
Ondulada	312.082	16%	544	18%
Plana	739.151	37%	1.565	50%
Deprimida	710.398	35%	747	24%
Medanosa	242.789	12%	258	8%
Total	2.004.420	100%	3.113	100%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002

En la misma puede advertirse que la UAH Ondulada cuenta con 544 productores (18%) y representan un 16 % de la superficie del área de estudio. Por su parte, la UAH Plana posee 1565 productores (50 %) y ocupa un 37 % del área de estudio, la UAH Deprimida tiene 747 productores (24%) y comprende un 35% del territorio, y finalmente, la UAH Medanosa cuenta con 258 productores (8%) y representa un 12% del territorio.

3.2.4 Estructura del Cuestionario

El cuestionario constó de cuatro secciones. La primera constituyó una caracterización de la EAP encuestada, en la que se relevó el tipo jurídico, el régimen de tenencia, el tamaño y la ubicación de la EAP en el área de estudio.

Luego, en la segunda sección se abordaron aspectos vinculados con los sistemas de producción (agrícolas y ganaderos), factores de producción (capital y trabajo), gestión y criterios de decisión. De los tópicos abordados en esta sección son de especial interés para la presente investigación el nivel de importancia que los productores asignan a distintos aspectos ambientales, económicos, políticos, etc. en el proceso de toma de decisiones.

La tercera sección es de particular relevancia a esta investigación en lo que respecta al relevamiento de la percepción, el conocimiento y el comportamiento de los productores respecto de ciertos problemas ambientales que son importantes en el área de estudio, entre ellos el fenómeno de corte de caminos por erosión hídrica.

Finalmente, en la cuarta sección se realizaron preguntas sobre DAP y DAA a los efectos de estimar el valor económico de aspectos ambientales que afectan estrictamente a la EAP en la que se desempeña el productor y los que afectan a la red de caminos. El diseño metodológico de la presente investigación se sustenta fundamentalmente en parte de la información relevada en esta última sección de la EA 2007, en combinación con aspectos asociados a la percepción sobre el nivel de afectación del predio y la región por problemas ambientales que componen la tercera sección del cuestionario.

3.3 Diseño Metodológico

3.3.1 Valor Unitario de la Externalidad

La metodología de estimación del valor económico de la externalidad de corte de caminos rurales por erosión hídrica en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores en el Sur de la provincia de Córdoba desarrollada en la presente investigación combina elementos de los métodos de valoración contingente y de precios hedónicos. A continuación se describe la misma y se presentan las razones a las que obedece dicha elección.

En primer lugar, cabe destacar que no se consideró pertinente la aplicación del método de valoración contingente en su versión pura, dado que al preguntar de manera directa por la DAP o DAA por un bien público apelando a la idea de un mercado hipotético, se puede favorecer la presencia de distintos tipos de sesgos, tales como la compra de satisfacción moral, o sesgos estratégicos como el problema del *free rider*, según el cual el usuario sabe que podrá contar con el bien público declarando una DAP por el mismo inferior a la que realmente posee⁴⁷. Por tanto, para evitar o reducir potenciales comportamientos de este tipo se trató de estimar el valor de dicho bien considerando su vinculación con un bien privado complementario como es la tierra para la producción agrícola. Tomando como base teórica el modelo de precios hedónicos de Palmquist (1989) aplicado al mercado de alquiler de tierras agrícolas presentado en el apartado 1.6.1, se partió de la premisa de que cuando es posible evitar esta externalidad negativa ante la ausencia de riesgos de erosión o inundación de los caminos, el productor asigna un valor diferencial en el precio de la tierra al que cede o toma en alquiler para realizar la producción, y que este precio diferencial puede entenderse como una primera instancia de aproximación a los beneficios de programas de ordenamiento de tierras y de conservación de suelos. En otros términos, se supone que el estado de los caminos es un atributo que incide en el precio de arrendamiento de la tierra, constituyendo una de las bases de la estimación del valor económico de la externalidad.

En este caso, la disponibilidad de información fue insuficiente para obtener el valor de la externalidad mediante la aplicación del método de precios hedónicos en su versión pura. En primer lugar, en el mercado de arrendamientos de tierras correspondiente al área de estudio las partes interesadas negocian de manera directa – sin la intervención de intermediarios – y por tanto no existen registros de las operaciones que se realizan en el mismo a partir de los cuales sea posible estimar el valor de los caminos en línea directa con lo que establece el método de precios hedónicos. A su vez, el área de estudio es muy extensa y la aplicación del método de precios hedónicos hubiera exigido un relevamiento diseñado exclusivamente para estos fines, a lo que se le suma la carencia de registros y caracterización del estado de

⁴⁷ En este sentido, cabe recordar las divergencias en la DAP/DAA entre experimentos hipotéticos y con pagos efectivos que subrayan Turner *et al.* (2003), ver apartado 1.6.2.

la red de caminos rurales para toda el área de estudio, lo cual descartó la posibilidad de estimar el valor de los mismos mediante técnicas econométricas de acuerdo a lo que establece el método de precios hedónicos. El no contar con información precisa acerca del nivel de daño de los caminos en el área de estudio completa también puede entenderse como una traba a la eventual aplicación de alguna de las técnicas de costos evitados o inducidos, como por ejemplo, el costo de reemplazo o reparación, que más allá de las importantes limitaciones que presenta, hubiera permitido contar con otra referencia sobre el valor económico del efecto de la erosión hídrica sobre los caminos rurales.

Por lo tanto, habida cuenta de los impedimentos para la aplicación del método de precios hedónicos y las desventajas del método de valoración contingente en su versión pura para estimar el valor económico de bienes públicos, se optó por una metodología que constó en preguntar a los productores por la DAP o DAA por arrendar - según su posición en el mercado en el momento del relevamiento como productor arrendador o productor que cede en alquiler - un predio con unas determinadas condiciones invariantes, pero distinguiendo entre la existencia o no de riesgo⁴⁸ de corte de caminos por inundación o erosión. Cabe mencionar que en el caso de los productores propietarios que no toman ni ceden tierra en alquiler se les realizó la pregunta como si se tratara de arrendadores. Aquellos productores que cumplen con ambas funciones, toman y ceden tierra en alquiler⁴⁹, respondieron en dos oportunidades: como arrendatarios y arrendadores.

Las dos preguntas realizadas según sea el caso de **arrendatario/arrendador** fueron:

“Supongamos, que Ud. **ALQUILA/CEDE** un campo exactamente a la misma distancia del pueblo o ciudad, con la misma calidad de tierra, misma infraestructura de servicio, electricidad, casa, vivienda y todas las otras mejoras. ¿Cuanto estaría dispuesto a **PAGAR /COBRAR** hoy por el campo para realizar soja en las siguientes condiciones de accesibilidad?

- 1) Sin riesgo de corte de camino por erosión o inundación,
- 2) Con riesgo de corte de camino por erosión o inundación”

La diferencia entre ambas medidas constituye el valor unitario – valor por hectárea – de la externalidad de corte de caminos por erosión (VUE) para cada productor⁵⁰ i :

$$VUE_i = p_{SR_i} - p_{CR_i}$$

Dónde:

⁴⁸ Se hizo referencia al concepto de riesgo dado que el corte de caminos no constituye un fenómeno permanente, sino más bien una posibilidad latente frente a episodios de precipitaciones intensas en zonas en las que se advierte un severo deterioro y desgaste de los mismos.

⁴⁹ Los casos en los que el productor toma y cede tierras en alquiler representan un bajo porcentaje de la muestra (alrededor del 3%), y buena parte de éstos respondían, por ejemplo, a situaciones en las que el productor había heredado tierras en una zona distante a su predio, las cuales cedía en alquiler, al mismo tiempo que tomaba en alquiler otras en un área más próxima. Por su parte, los arrendatarios y propietarios puros representan 8 y 28% de la muestra, mientras que los propietarios que toman tierra en alquiler representan un 37 % y aquellos que ceden parte de su tierra en alquiler alcanzan un 24 % de la muestra (Cisneros *et al.*, 2008b).

⁵⁰ En los casos en los que los productores respondieron como arrendadores y arrendatarios, el VUE fue estimado como la diferencia de los promedios de las respuestas brindadas desde ambos roles (arrendador y arrendatario) para las preguntas de DAP y DAA por arrendamiento de un predio con y sin riesgo de corte de camino.

p_{SR_i} : DAP/DAA por el alquiler de un campo sin riesgo de corte de camino declarada por el productor i

p_{CR_i} : DAP/DAA por el alquiler de un campo con riesgo de corte de camino declarada por el productor i

La metodología adoptada no puede asociarse estrictamente al método de valoración contingente debido a que se hace referencia a un mercado que existe (y no uno hipotético) al preguntar como incide el riesgo de corte de caminos en la DAP/DAA por el alquiler de tierras para producir soja⁵¹. De hecho, se podría caracterizar a la metodología utilizada como una suerte de combinación entre el método de valoración contingente y el método de precios hedónicos, o como un método de precios hedónicos hipotético⁵².

Cabe remarcar que a partir de esta metodología se evita la presencia de *outliers* muy significativos, frecuentes en estudios de valoración contingente con formato de pregunta abierta, debido a que en éstos no hay límites para los valores declarados de DAP y DAA (aunque el ingreso del encuestado debería operar como restricción presupuestaria en la DAP), mientras que en este caso, la valoración unitaria máxima posible de la externalidad se correspondería a aquellos casos en los que el productor no está dispuesto a alquilar el predio con riesgo de corte de caminos. Es decir, que la DAP/DAA por un predio sin riesgo de corte de camino termina operando como limite superior de las respuestas a partir de las que se estima el valor unitario de la externalidad.

A los efectos de evaluar la confiabilidad del método, se interrogó a los productores por el valor de referencia zonal para el alquiler de tierra para producir soja para evaluar si existía un conocimiento común en lo que refiere al mismo y reconocer el precio que el productor utiliza como marco comparativo para decidir la toma o cesión de tierra en alquiler. En este sentido, el hecho de que los productores conozcan la situación del mercado o intervengan frecuentemente en el mismo, implica familiaridad con la situación hipotética que se les plantea a los fines de estimar el valor unitario de la externalidad.

Por otra parte, a los fines de constatar que las respuestas brindadas a la preguntas de valoración unitaria de la externalidad eran en buena medida informadas, se analizaron los resultados de una pregunta en que se consultaba a los productores si conocían el problema de corte de caminos por erosión e inundación. Asimismo, también se analizaron los resultados de una pregunta en la que se indagaba a los productores acerca del grado de importancia que dicha problemática revestía en su área de influencia para evaluar la repercusión que la misma tiene entre los productores del área de estudio. Las categorías de respuesta a dicha pregunta fueron: i) Muy Alta, ii) Alta, iii) Media, iv) Baja, y v) Ninguna.

En lo que refiere al procedimiento de análisis de estos datos, se evaluaron diversas variables de percepción de la externalidad por parte de los productores (conocimiento, grado de importancia, etc.), la valoración unitaria de la externalidad (VUE), otras variables socioeconómicas (residencia en el predio, tenencia de la tierra, valor de la producción agrícola, etc.) y la vinculación entre éstas, mediante estadística descriptiva, análisis de correlación y tablas de contingencia.

⁵¹ Aplicar propiamente el método de valoración contingente hubiera significado preguntar de manera directa la DAP (DAA) por un caminos sin (con) riesgo de corte por erosión o inundación.

⁵² Otra combinación de métodos directos e indirectos es una variante hipotética del método de costo de viaje, en la que se consulta a los encuestados la distancia que estarían dispuestos a viajar para disfrutar de los beneficios que brinda un espacio natural a la que hacen referencia Mitchell y Carson (1989).

3.3.2 Valor Total de la Externalidad para el área de estudio

Para calcular el valor de la externalidad, se realizó la agregación del producto del valor unitario de la externalidad (VUE) y la superficie en operación correspondiente a cada productor haciendo una ponderación por el nivel de afectación que éstos declaran para su EAP y su región. Con respecto a este último punto, al no contar con un relevamiento preciso del estado de los caminos que presentan alto riesgo de corte por erosión hídrica para toda el área de estudio fue necesario apelar a la percepción de los productores acerca de la gravedad de dicho problema en sus respectivas EAP y regiones para encarar el cálculo del valor económico de la externalidad.

La distinción entre la afectación de su EAP y su región por la externalidad de corte de caminos se realizó para conocer la percepción de los productores acerca de la afectación que sufren por un lado, ellos mismos, y por otro, los demás productores que operan en la región. Dicha información fue relevada por medio de dos preguntas en las que se les pedía a los productores que calificaran al nivel de afectación que sufría su EAP y su región por el problema de corte de caminos de acuerdo a tres categorías: 1) Mucho, 2) Poco y 3) Nada. A los fines de determinar el nivel de afectación diferencial por la externalidad del área de estudio, a la superficie en operación de los productores encuestados se le aplicaron los siguientes factores de ponderación en base a las respuestas que éstos dieron a dichas preguntas: i) Mucho=1, ii) Poco =0.5 y iii) Nada =0. De esta manera, se obtuvieron dos estimaciones del valor de la externalidad, una de acuerdo al nivel de afectación que los productores declararon para su EAP y otra en base al nivel de afectación que éstos declararon para su región. Se optó por realizar dos estimaciones, ponderando la superficie en operación de acuerdo a percepción de los productores del nivel de afectación de su EAP y de su región por el problema de corte de caminos y no, por ejemplo, únicamente de acuerdo a la primera debido a las imprecisiones que podría suponer la subjetividad de estas medidas. De esta forma, no se obtiene una estimación puntual o precisa del valor económico de dicha externalidad sino más bien un rango de valor.

La metodología de agregación para la estimación de acuerdo al nivel de afectación de la EAP por el problema de corte de caminos declarado por el productor puede ilustrarse mediante la siguiente expresión:

$$VTEE = \sum_{i=1}^N VUE_i \times NAE_i \times SOP_i$$

Mientras que en el caso de la estimación según el nivel de afectación de la región declarado por los productores, dicha expresión sería:

$$VTER = \sum_{i=1}^N VUE_i \times NAR_i \times SOP_i$$

Dónde:

VTEE : Valor Total de la Externalidad según el nivel de afectación de la EAP por corte de caminos por erosión hídrica

VTER : Valor Total de la Externalidad según el nivel de afectación de la región por corte de caminos por erosión hídrica

VUE_i : Valor Unitario de la Externalidad correspondiente al productor *i*

NAE_i : Nivel de afectación de la EAP por corte de caminos declarado por el productor *i*

NAR_i : Nivel de afectación de la Región por corte de caminos declarado por el productor i

SOP_i : Superficie en operación del predio declarada por el productor i

Los cálculos realizados en base a ambas expresiones fueron expandidos a toda el área de estudio utilizando los ponderadores calculados a partir de los datos de número de EAP de la EA 2007 y del CNA 2002 (ver Tabla 4).

Por otra parte, a los fines de comparar ambas estimaciones del valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión se calculó el valor de la producción agrícola del área de estudio mediante los datos de producción relevados mediante la EA 2007. A tales efectos se consideró la producción de trigo, soja, maíz, girasol y sorgo. En este caso, a diferencia de la valoración de la externalidad, se trabajó con los ponderadores para superficie calculados a partir de los datos del CNA 2002 y la EA 2007 (ver Tabla 5).

3.3.3 Tratamiento de los precios

Las preguntas de DAP y DAA fueron contestadas por los encuestados mayormente en quintales por hectárea de soja. A los fines de calcular la valoración de la externalidad se trabajó con el precio promedio mensual 2005-2007 de la soja tomado de la base de datos de AACREA a precios constantes de diciembre de 2007 ajustados por el IPMNG (expresados de aquí en adelante en este trabajo como “\$c”). En lo que refiere al cálculo del valor de la producción agrícola se tomó el mismo criterio para los precios de los cultivos considerados y se utilizó la misma fuente de información (ver Tabla 7).

Tabla 7. Precio Promedio Mensual 2005-2007 de diferentes cultivos a valores constantes Dic. 2007, IPMNG

Cultivo	Precio \$c/ton
Soja	661
Maíz	319
Trigo	415
Sorgo	249
Girasol	726

Fuente: Elaboración propia en base a datos de AACREA.

Luego, a la hora de discutir los resultados de la presente investigación con los de la literatura se procedió a realizar distintos ajustes de los valores presentados en estos últimos a los fines de hacerlos comparables. En el caso de los estudios que presentaron valores en dólares (U\$S) se procedió a llevar los mismos a dólares del 2007 por medio del IPC del *National Bureau of Labor Statistics* de EE.UU. y posteriormente se aplicó el tipo de cambio vigente en diciembre de 2007 (U\$S 1= \$3.15). Por otra parte, a los trabajos de origen nacional que presentaban sus resultados en pesos (\$) se les aplicó el IPMNG de manera de poder expresarlos en pesos constantes de diciembre de 2007 (\$c) y poder realizar las correspondientes comparaciones.

3.3.4 Tratamiento de los casos con valores extremos y faltantes

Algunos productores encuestados no respondieron las preguntas en las que se sustenta la metodología de estimación del valor económico de la externalidad de corte de caminos previamente desarrollada, tal es el caso de la DAP y la DAA por el alquiler de tierras con y sin riesgo de corte de caminos: 121 respuestas y 38 casos faltantes, representando un 76 y 24% de la muestra respectivamente. Este porcentaje de valores faltantes en las preguntas de DAP y DAA se encuentra dentro del rango promedio de entre un 20 y 30% que indican

Mitchell y Carson (1989) que se presenta para estas preguntas en las encuestas de valoración contingente, particularmente cuando las muestras son aleatorias y el fenómeno a evaluar o valorar es complejo. Cuando la no respuesta se vincula principalmente a desconocimiento del problema estos autores consideran a estos porcentajes de no respuesta como aceptables y aún deseables. Según estos autores, es preferible que aquellos sujetos que desconocen la problemática bajo estudio no respondan en lugar de brindar una respuesta desinformada si posteriormente se realiza un tratamiento apropiado de los valores faltantes.

Asimismo, se dieron casos de no respuesta para las variables categóricas de afectación por corte de caminos declarados por los productores para su EAP (137 respuestas y 22 valores faltantes, un 86 y 14% de la muestra respectivamente) y su región (136 respuestas y 23 valores faltantes, un 85 y 15% de la muestra).

Por otra parte, entre los productores que respondieron las preguntas de valoración unitaria de la externalidad de corte de caminos, las respuestas de un 17% de los productores correspondieron a diferenciales de DAP/DAA nulos y las de un 6% a valores extremos superiores. Por tanto, las respuestas de un 23% de los productores corresponden valoraciones unitarias de la externalidad extremas.

Los casos extremos, correspondientes, por un lado, a valoraciones unitarias nulas, o sea, la declaración de la misma DAP/DAA por un campo con o sin riesgo de corte de caminos; y por otro, valoraciones unitarias extremas superiores correspondientes a productores que directamente declaraban no estar dispuestos a alquilar un predio con riesgo de corte de caminos, fueron incluidos en la estimación del valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión, por entenderse que podían ser actitudes factibles de encontrar en el mercado de alquiler de tierras agrícolas.

En cuanto a los valores faltantes, se aplicó el algoritmo EM⁵³ en base a los datos observados de DAP y DAA por predios con y sin riesgo de corte de caminos, para realizar imputaciones a los valores faltantes correspondientes a ambas variables con el objeto de evitar posibles pérdidas de eficiencia que hubieran tenido lugar si se hubieran ignorado las observaciones que presentaban valores perdidos. Una vez hechas las imputaciones, se procedió a calcular la diferencia entre ambas medidas a los fines de obtener las correspondientes valoraciones unitarias de la externalidad. Por lo tanto, incluyendo estos reemplazos y los valores obtenidos a través de la encuesta se procedió a estimar el valor económico de la externalidad.

En lo que refiere a los valores faltantes de las variables de afectación de la EAP y la región por corte de caminos, se optó por asignar aleatoriamente a estos casos una categoría de afectación según la UAH proporcional a los valores observados de cada categoría en cada UAH. Por consiguiente, la imputación de valores realizada permitió mantener la proporción que representaban cada una de las categorías de afectación entre los valores registrados originalmente por la encuesta.

Asimismo, en el apéndice F se realiza un análisis de valores extremos y faltantes a los fines de indagar si existen relaciones estadísticamente significativas entre éstos y otro grupo de

⁵³ Constituye un proceso iterativo que consiste en pasos alternados de: i) E: cálculo de esperanza condicional de los datos faltantes dados los datos observados, para posteriormente realizar estimación de los parámetros de interés sustituyendo los datos perdidos por sus esperanzas condicionadas, y ii) M: a realizar la estimación máximo verosímil (EMV) del parámetro de interés como si no existieran datos faltantes. Este proceso se repite hasta que los datos converjan. Una vez que se ha producido la convergencia, basta con dar un nuevo paso E y obtener las esperanzas matemáticas de los valores faltantes condicionados a los valores observados dada la última EMV del vector de parámetros (para más detalles consultar Gómez García *et al.* (2006)).

variables socioeconómicas y de percepción de los productores con relación a la externalidad.

A tales efectos, se construyó una variable categórica de valoración unitaria de la externalidad que distinguió entre categorías de valoración *nula*, *intermedia*, *extrema superior* y *faltante*. Inicialmente se analizó la estadística descriptiva y el resultado de las tablas de contingencia de los cruces entre esta variable categórica de valoración unitaria de la externalidad y las variables socioeconómicas y de percepción previamente mencionadas. Posteriormente se realizaron un conjunto de pruebas de independencia estadística. En este caso, el análisis de los valores extremos y faltantes de la valoración unitaria de la externalidad se hizo por separado, por considerarse que ambos constituyen fenómenos distintos, y por tanto, merecen un análisis particular. Las pruebas de independencia realizadas para analizar los valores *faltantes* de la valoración unitaria de la externalidad consideraron una variable categórica que distinguía los valores *faltantes* respecto de los *intermedios*. Luego, al evaluar los casos de valoración unitaria de la externalidad extrema se realizaron las pruebas de independencia estadística a partir de una variable categórica que distinguía las valoraciones *intermedias*, *nulas* y *extremas superiores*.

En primer lugar, se realizaron las *Pruebas de tipo Chi cuadrado* (Estadístico Chi-Cuadrado de Pearson, Razón de Verosimilitud y Asociación Lineal por Lineal) que consisten fundamentalmente en la comparación de las frecuencias observadas respecto de las frecuencias esperadas (frecuencias que teóricamente tendrían que haber encontrado en caso de existir independencia estadística entre las variables). En el caso de que exista independencia estadística, la diferencia entre ambas frecuencias es equivalente a cero lo que lleva a no rechazar la hipótesis nula de independencia (Pardo y Ruiz, 2001).

Luego, se calcularon otras medidas para datos nominales - no informan sobre la dirección ni la naturaleza de la asociación - que intentan ir más allá del estadístico Chi cuadrado de Pearson y buscan determinar la fuerza de la relación estadística entre las variables estudiadas. En este sentido, cabe remarcar la sensibilidad del estadístico de Pearson al tamaño muestral, esto es: ante tamaños muestrales grandes diferencias pequeñas entre las frecuencias observadas y esperadas pueden dar lugar a valores Chi-cuadrado demasiado altos que lleven a rechazar la hipótesis nula de independencia estadística. De acuerdo a Pardo y Ruiz (2001) estas medidas intentan cuantificar el grado de asociación eliminando el efecto del tamaño muestral⁵⁴:

Medidas basadas en Chi cuadrado: Intentan corregir el valor del estadístico Chi cuadrado para hacerle tomar un valor entre 0 y 1 y minimizar el efecto del tamaño de muestra sobre la cuantificación del grado de asociación (Phi, V de Cramer y Coeficiente de Contingencia).

Medidas basadas en la reducción proporcional del error: son medidas que intentan estimar la proporción en que se consigue reducir la probabilidad de cometer un error de predicción cuando al intentar clasificar un caso o grupo de casos como pertenecientes a una u otra categoría de una variable, en lugar de tomar las probabilidades asociadas a cada categoría de esa variable, se realiza la clasificación teniendo en cuenta la probabilidad de las categorías de esa variable en cada una de las categorías de una segunda variable (Lambda, Tau de Goodman y Kruskal, Coeficiente de Incertidumbre).

⁵⁴ Las diversas medidas de asociación, no sólo difieren en la forma de definir que es asociación perfecta o intermedia, sino en la forma en que cada una se ve afectada por factores tales como las distribuciones marginales. En este sentido, una medida puede arrojar un valor bajo en una determinada situación debido a que esa medida no sea sensible al tipo de relación presente en los datos y no necesariamente porque no exista relación entre las variables. Por lo tanto, cabe remarcar que las medidas nominales sólo informan sobre el grado de asociación existente y no acerca de la dirección o la naturaleza de dicha asociación (Pardo y Ruiz, 2001).

Por último, en este apéndice se incluyen dos estimaciones alternativas del valor económico de la externalidad de corte de caminos, una sin considerar los casos que presentan valoraciones unitarias de la externalidad faltantes como parte de la muestra y otra que descarta las valoraciones extremas, a los fines de evaluar la sensibilidad de los resultados obtenidos al tratamiento que se realizó de los valores faltantes y extremos.

En suma, en este capítulo se ha expuesto la metodología diseñada para estimar el valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores en el Sur de la provincia de Córdoba (Argentina). A tales efectos, se empleó la información relevada mediante la EA 2007 realizada a una muestra aleatoria estratificada de EAP registradas por el CNA 2002 y respondida por los productores con relación a la incidencia del estado de los caminos en la DAP/DAA por el alquiler de predios para la producción de soja, y la percepción sobre el nivel de afectación de la EAP y de la región por la externalidad de corte de caminos por erosión. En el capítulo siguiente se presentan los resultados obtenidos a partir de su aplicación.

CAPÍTULO 4: VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA EXTERNALIDAD CAUSADA POR EROSIÓN HÍDRICA EN LOS CAMINOS RURALES DEL SUR DE CÓRDOBA

4.1 Introducción

En el capítulo 2 se definió como objetivo del presente trabajo estimar el valor económico de la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores, y en el capítulo 3 se presentó la metodología diseñada a tales efectos. Consiguientemente, en este capítulo se exponen los resultados obtenidos a partir de la aplicación de dicha metodología.

Luego de esta introducción, en el segundo apartado, se estudia la percepción de los productores acerca de la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales: analizando el conocimiento que éstos manifiestan tener sobre la misma, el grado de importancia que le asignan y el nivel de afectación que perciben en su EAP y en su región. En el tercer apartado, se presenta la valoración unitaria de la externalidad⁵⁵ estimada a partir de las respuestas otorgadas por los productores a las preguntas de DAP/DAA por el alquiler de tierra para producir soja con y sin riesgo de corte de caminos, y su vinculación con otras variables que dan cuenta de características socioeconómicas y de percepción de los productores. En el cuarto apartado, se presentan las dos estimaciones obtenidas del valor económico de la externalidad de la erosión de suelo en la infraestructura de caminos, una según el grado de afectación declarado por los productores para su EAP y la otra de acuerdo al nivel de afectación que éstos declaran para su región. Adicionalmente, se analizan estos resultados desagregando según UAH y la afectación de la EAP y la región percibida por los productores, y posteriormente se comparan las estimaciones obtenidas con el valor de la producción agrícola para la totalidad del área de estudio. Por último, en el quinto apartado se presentan tres ilustraciones sobre la aplicación de los resultados obtenidos al análisis y el diseño de políticas públicas tendientes a corregir el problema de cortes de caminos por erosión e inundación en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores.

4.2 Percepción de la externalidad: conocimiento, importancia y nivel de afectación de la EAP y de la región

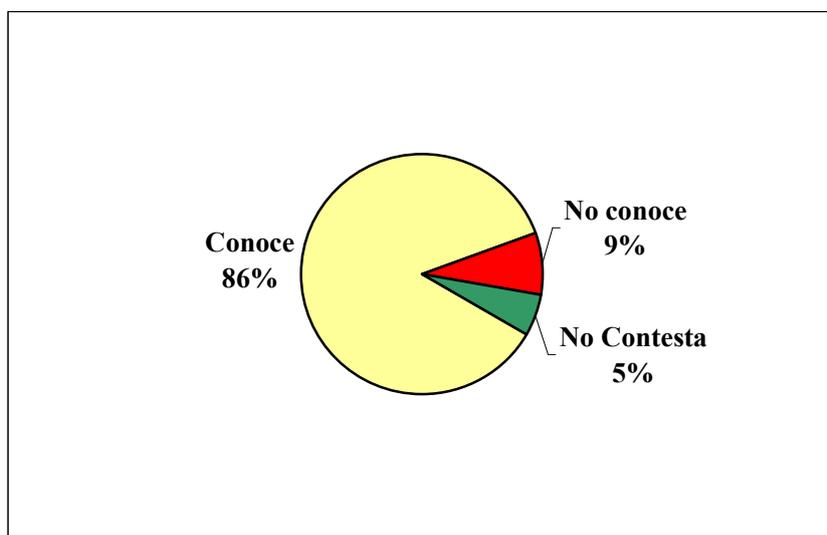
En este apartado se procede a estudiar la percepción de los productores con relación a la externalidad a partir de la expansión de los datos recolectados mediante la EA 2007 al total de la población definida en base al CNA 2002. Las variables analizadas son: el conocimiento, la importancia relativa y el nivel de afectación de la EAP y de la región que declaran los productores con relación a la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica, presentándose las frecuencias relativas de las categorías de cada una de estas variables en términos agregados, y luego desagregando según UAH a los fines de evaluar si existen diferencias importantes en lo que refiere a estas variables entre los productores que operan en las distintas UAH.

⁵⁵ De aquí en adelante mediante el uso del término “externalidad” a secas se hará alusión a la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica en el área de estudio.

4.2.1 Conocimiento e importancia de la externalidad

En primer lugar, es importante tener una noción del conocimiento que poseen los productores acerca de la externalidad a los fines de indagar si las respuestas ofrecidas a las preguntas de valoración son en buena medida informadas, y por tanto, válidas en términos metodológicos. En este sentido, se consultó a los productores si conocían el problema de corte de caminos por erosión o inundación. A su vez, las respuestas sobre el nivel de importancia que los productores otorgan a la externalidad permiten corroborar la alta sensibilidad de este problema en la zona de acuerdo a la literatura citada. A tales efectos se solicitó a los productores que calificaran el grado de importancia de dicha problemática de acuerdo a cinco categorías: i) Muy Alta, ii) Alta, iii) Media, iv) Baja y v) Ninguna.

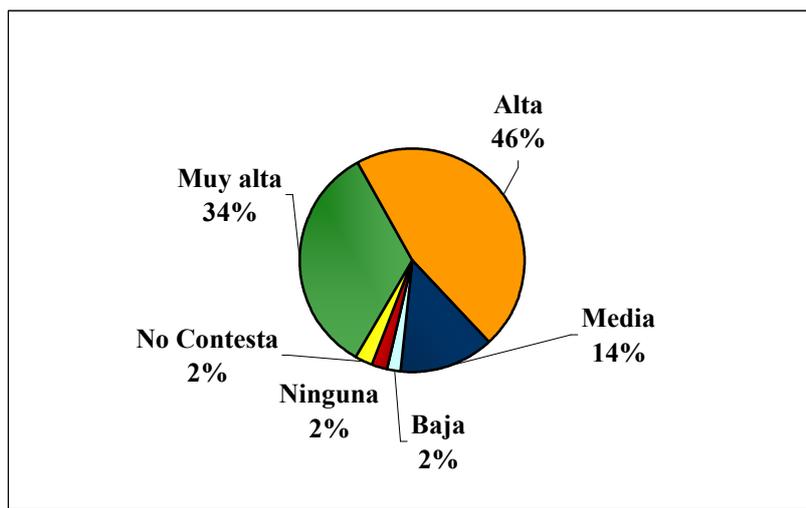
En la Figura 5 puede advertirse que la gran mayoría de los productores del área de estudio (86%) manifiesta conocer el problema de corte de caminos por erosión, un porcentaje muy menor (9%) declara desconocerlo y un 5% de éstos no responde esta pregunta.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002

Figura 5. Conocimiento de la externalidad (% de productores)

Por su parte, en la Figura 6 puede observarse que para la mayor parte de los productores la presencia de la externalidad es de una importancia *alta* o *muy alta* (80%), mientras que un 14% de éstos declara que la importancia de dicho problema es *media*, un 2% advierte que la externalidad es de *baja* importancia, otro 2% manifiesta que carece de importancia y un 2% no responde esta pregunta.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 6. Grado de importancia de la externalidad (% de productores)

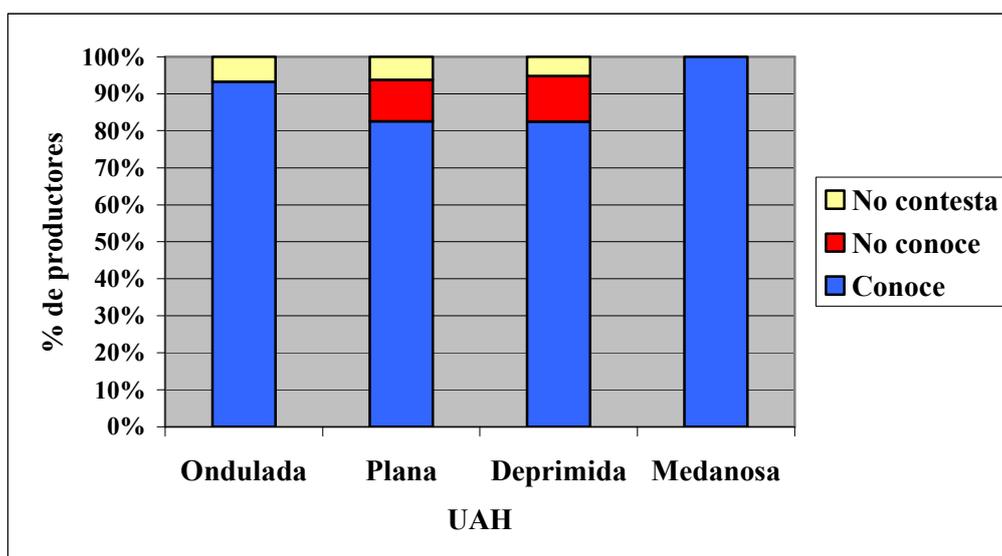
En consecuencia, estos datos estarían mostrando que el problema de la externalidad de corte de caminos por erosión es altamente conocido, y al mismo tiempo, considerado de gran importancia para los productores agropecuarios que operan en el área de estudio. Este resultado es relevante, en la medida en que contribuye a validar la metodología adoptada para estimar el valor económico de la externalidad que considera que los encuestados conocen el problema que se está valorando. Asimismo, se confirma la elevada repercusión que dicha problemática tiene entre los productores agropecuarios ubicados en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores.

4.2.2 Conocimiento e importancia de la externalidad según UAH

Habiendo corroborado en el apartado anterior el extendido conocimiento que existe y la gran importancia que se le otorga a la externalidad en la totalidad del área de estudio, cabe analizar estas mismas variables según UAH a los efectos de evaluar si existen diferencias importantes en la percepción de los productores ubicados en las mismas que puedan estar dando cuenta de la distinta manifestación del problema en éstas o de la existencia de algún tipo de comportamiento estratégico.

En la Figura 7 puede observarse que en todas las UAH al menos un 80% de los productores manifiesta conocer la externalidad, no obstante, se perciben algunas diferencias entre UAH. En primer lugar, la totalidad de los productores de la UAH Medanososa declara conocer el problema de corte de caminos por correntada de agua, mientras que un 93% de los productores de la UAH Ondulada manifiestan conocer el problema y un 7% no responde dicha pregunta, por tanto, en estas dos UAH el problema no sería desconocido de manera manifiesta⁵⁶. Por el contrario, en las UAH Plana y Deprimida, un 11% y 12 % respectivamente de productores declaran desconocer el problema, mientras que un 6% y 5% respectivamente de estos no responden a estas preguntas.

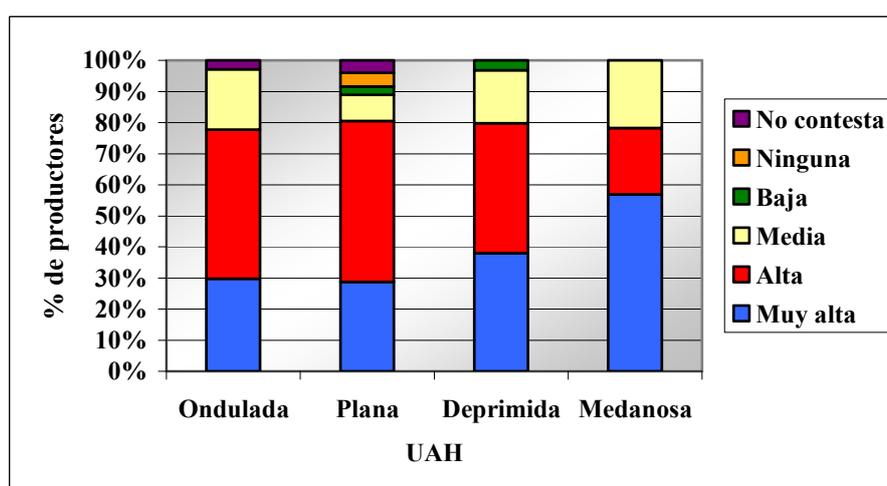
⁵⁶ Cabe recordar que los productores inicialmente muestreados en la UAH Medanososa tienen baja representatividad de la población de dicha UAH (ver apartado 3.2.2), motivo por el cual los resultados correspondientes a la misma no pueden considerarse como totalmente consistentes.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 7. Conocimiento de la externalidad según UAH

Al analizar la importancia que le otorgan los productores de las distintas UAH a la externalidad en la Figura 8, puede advertirse que alrededor de un 80% de los productores de todas las UAH manifiestan que el problema de la externalidad de corte de caminos es de importancia *alta* o *muy alta*.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 8. Grado de importancia de la externalidad según UAH

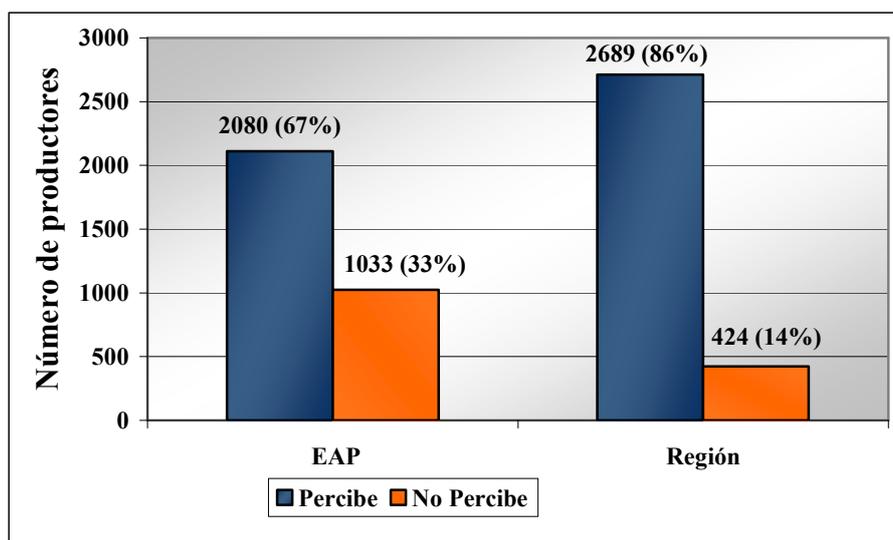
En las UAH Medanosa y Deprimida se observa un porcentaje más elevado de productores que consideran que este problema es de importancia *muy alta* en comparación con las UAH Plana y Ondulada donde la categoría de importancia *alta* presenta una mayor participación relativa. La categoría de importancia *media*, presenta un participación del 22%, 19%, 17% y 8% en las UAH Medanosa, Ondulada, Deprimida y Plana respectivamente. Al mismo tiempo, se advierte que las UAH Plana y Deprimida son las únicas que cuentan con un escaso número de productores (en ambos casos representan un 3%) que advierten que la externalidad de corte de caminos es de importancia *baja*, y únicamente en la UAH Plana hay productores que declaran que la externalidad no tiene *ninguna* importancia (alcanzando un total del 4%). Por último, el 3% y el 4% de los productores de las UAH Ondulada y Medanosa respectivamente, no responden a esta pregunta.

En suma, más allá de que el problema es en gran medida conocido en todas las UAH con porcentajes de más del 80% de los productores que declaran conocerlo, únicamente en las

UAH Plana y Deprimida se advierte desconocimiento manifiesto del problema de corte de caminos. Asimismo, a pesar de la significativa participación de las categorías de importancia *alta* y *muy alta* en las distintas UAH, se aprecia en términos relativos la asignación de menor importancia en la UAH Plana, y en menor medida en la Ondulada a la externalidad, lo cual resulta llamativo teniendo en cuenta que éstas son las UAH en las que la externalidad sería más ostensible.

4.2.3 La afectación de la EAP y de la región por la externalidad

En lo que refiere a la percepción de los productores respecto del nivel de afectación de su EAP y de su región por corte de caminos, se habían definido tres categorías para estas variables: *Mucho*, *Poco* y *Nada*. En los apartados anteriores se analizó si los productores conocían el problema de corte de caminos, mientras que en este caso se les consulta en qué medida su EAP y su región se ven afectados por dicho problema. En la Figura 9 puede observarse que la problemática de la externalidad es reconocida por numerosos productores, no obstante éstos la perciben en mayor medida en su región (86%) que en su predio (67%). Cabe destacar que se define como productores que perciben la externalidad a aquellos que declaran *mucha* o *poca* afectación, mientras que los que no perciben son aquellos que expresan que la externalidad no los afecta en *nada*.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 9. Percepción de la externalidad en la EAP y en la Región

Por otra parte, en la Tabla 8 se presenta el número y el porcentaje de productores que manifiesta que la externalidad los afecta *mucho*, *poco* o *nada* en su EAP y su región.

Tabla 8. Nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región

Categorías Afectación	Afectación de la EAP		Afectación de la Región	
	Nº productores	%	Nº productores	%
Mucho	1284	41%	1655	53%
Poco	796	26%	1034	33%
Nada	1033	33%	424	14%
Total	3113	100%	3113	100%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Si se compara la frecuencia que presenta la categoría de *mucha* afectación en la EAP y en la región, se verifica que los productores perciben como más afectada por la externalidad a la segunda que a la primera (53% respecto de 41%). Asimismo, un mayor porcentaje de

productores consideran que la afectación es *poca* en la región (33%) que en la EAP (26%). Contrariamente, la participación relativa de la categoría *nada* es bastante mayor en el caso de la afectación de la EAP que en el de afectación de la región (33% y 14% respectivamente).

En suma, a partir del análisis de estos datos puede advertirse que la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica es intensamente percibida por los productores, resultando más sensible en la región que en el propio establecimiento. Esta cuestión es relevante, dado que si se tiene en cuenta que los factores de ponderación definidos para las distintas categorías de afectación (*Mucho=1*, *Poco=0.5* y *Nada=0*), es de esperarse que la valoración de la externalidad estimada de acuerdo al nivel de afectación de la región resulte más alta que la que se estime a partir del nivel de afectación de la EAP. Por otro lado, más allá de las diferencias que puedan advertirse en la participación de las categorías entre ambas variables, la categoría de *mucha* afectación es la que más peso tiene respecto de las otras categorías en ambos casos, reconfirmando la relevancia del problema de corte de caminos por erosión en el área de estudio.

4.2.4 La afectación de la EAP y de la región por la externalidad según UAH

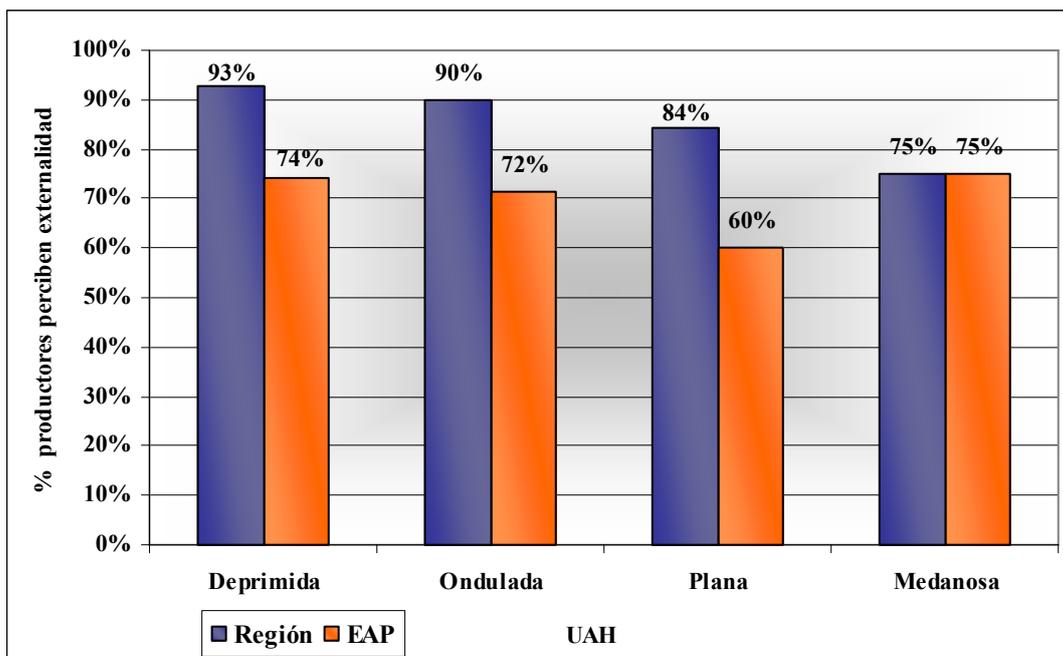
La percepción de los productores sobre el nivel de afectación por corte de caminos de su EAP y de su región según UAH en términos generales muestra una tendencia similar a la observada para los valores agregados, aunque se advierten algunas diferencias entre UAH.

En la Figura 10 se comparan las proporciones de productores que declaran percibir la externalidad en su EAP y su región según UAH. En todas las UAH, salvo en la Medanosa en la que los porcentajes resultan iguales, se observa una mayor proporción de productores que perciben la externalidad en su región que en su EAP.

La UAH Deprimida cuenta con la mayor proporción de productores que declaran percibir la externalidad en su región (93%) seguida por las UAH Ondulada (90%), Plana (84%) y Medanosa (75%). Al mismo tiempo, luego de la UAH Medanosa que registra el porcentaje más elevado de productores que declaran percibir la externalidad en su predio, se ubica la UAH Deprimida con un 74% de sus productores que declaran que su EAP se ve afectada por la externalidad, seguida por las UAH Ondulada (72%) y Plana (60%).

La UAH Plana registra la mayor discrepancia entre la proporción de productores que declaran percibir el problema en su región y su EAP, con un total de 24 puntos porcentuales de diferencia. Por su parte, estas discrepancias resultan algo menores en las UAH Deprimida y Ondulada con diferencias de 19 y 18 puntos porcentuales respectivamente.

Tal como se manifestó previamente, las UAH Ondulada y Plana son las más susceptibles a la erosión hídrica y al mismo tiempo constituyen las UAH en las que el problema de corte de caminos por cárcavas resulta más fácilmente perceptible. Asimismo, cabe mencionar que en las UAH Plana y Deprimida por las características edáficas y del relieve en combinación con el problema de la erosión hídrica pueden presentarse fenómenos de inundaciones (lagunas temporarias) fácilmente perceptibles que produzcan cortes en los caminos.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 10. Percepción de la externalidad en la EAP y en la región según UAH

A su vez, es importante notar que hay un número considerable de productores que directamente no perciben la externalidad de la erosión en los caminos en sus propios establecimientos. De hecho, en la UAH Plana el 40% de los productores manifiesta no tener dificultades con el corte de camino en su predio, mientras que estas cifras son algo menores en las otras UAH (28%, 26% y 25% de los productores localizados en las UAH Ondulada, Deprimida y Medanosa respectivamente, ver Tabla 9). Este valor en el caso de afectación de la región descende al 16% en el caso de la UAH Plana, 10%, 7% para las UAH Ondulada y Deprimida, manteniéndose en el mismo nivel (25%) en el caso de la UAH Medanosa.

Al analizar la distribución de las distintas categorías de afectación de la EAP y de la región según la localización de los productores en las UAH se advierte una actitud diferencial entre los productores de la UAH Ondulada y las demás UAH (Ver Tabla 9). Con esto último, se está haciendo referencia a la mayor proporción de productores de dicha UAH que declaran poseer *mucha* afectación por la externalidad en su EAP respecto de la región (51% y 42% respectivamente). En contraposición, en las demás UAH se advierte una situación opuesta registrándose porcentajes más elevados de productores en la categoría de *mucha* afectación correspondiente a su región respecto de su EAP (54% y 37% respectivamente en la UAH Plana, 61% y 43% en la UAH Deprimida, y finalmente 50% y 44% en la UAH Medanosa). No obstante, en la UAH Ondulada el porcentaje de productores que consideran que la afectación por la externalidad es *poca* es muy superior en la región que en la EAP (48% y 21% respectivamente). Por su parte, el porcentaje de productores de dicha UAH correspondiente a la categoría de afectación *nula* resulta bastante menor en el caso de la región (10%) que en el de la EAP (28%).

Tabla 9. Nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región según UAH

UAH	Categoría de afectación	Afectación de la EAP		Afectación de la Región	
		Nº de productores	%	Nº de Productores	%
Ondulada	Mucho	280	51%	226	42%
	Poco	112	21%	264	48%
	Nada	153	28%	54	10%
	Subtotal	544	100%	544	100%
Plana	Mucho	572	37%	849	54%
	Poco	367	23%	464	30%
	Nada	626	40%	252	16%
	Subtotal	1.565	100%	1.565	100%
Medanosa	Mucho	114	44%	128	50%
	Poco	79	31%	66	26%
	Nada	64	25%	64	25%
	Subtotal	258	100%	258	100%
Deprimida	Mucho	318	43%	452	61%
	Poco	238	32%	241	32%
	Nada	191	26%	54	7%
	Subtotal	747	100%	747	100%
Total		3.113		3.113	

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

En general, puede apreciarse que el nivel de afectación declarado para la región se concentra en casi todas las UAH en la categoría *mucho*, mientras que en el caso de la afectación de la EAP las respuestas se encuentran más dispersas entre las distintas categorías, teniendo en los casos de las UAH Plana, Deprimida y Medanosa una participación superior en conjunto las categorías *poco* y *nada* que la categoría *mucho*.

A modo de síntesis, estos hallazgos revelan el fuerte consenso que existe sobre la magnitud de este problema ambiental en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores y también muestran las diferencias en el grado de afectación percibido por los productores en su EAP y su región. Salvo en la UAH Medanosa, se advierte en general que la externalidad es percibida por parte de los productores como un problema más sensible en la región que en el propio establecimiento. Por otro lado, al comparar las distintas categorías de afectación por la externalidad en la EAP y en la región, se observa que a diferencia de lo que ocurre en las demás UAH, en la Ondulada una mayor proporción de productores declaran tener *mucha* afectación en su EAP que en su región. Posiblemente este último punto pueda estar asociado a la manifestación diferencial de la externalidad en dicha UAH en la que los surcos y las cárcavas se encuentran presentes tanto en los caminos como en los propios campos.

4.2.5 Vinculación entre la percepción individual sobre el nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región

En la Tabla 10 se presenta el cruce entre las respuestas brindadas por los productores con respecto al nivel de afectación de su predio (filas) y de su región (columnas). Los valores expresados en dicha tabla se corresponden con el número de productores que resulta del cruce de categorías. A partir de este ejercicio, se pretende indagar en qué medida la percepción declarada por los productores con relación a la afectación de su EAP y de su región es la misma a nivel individual, a diferencia de la sección anterior en la que se comparaban la proporción de productores que manifestaba uno u otro nivel de afectación

por la externalidad en su EAP y su región sin considerar si dichos grupos estaban compuestos por los mismos u otros productores.

Tabla 10. Relación entre la percepción individual sobre la afectación por la externalidad de la EAP y de la Región

Afectación de la EAP	Afectación de la región						Total	
	Mucho		Poco		Nada			
	N	% Total	N	% Total	N	% Total	N	% Total
Mucho	1101	35%	98	3%	84	3%	1284	41%
Poco	302	10%	494	16%	0	0%	796	26%
Nada	252	8%	442	14%	340	11%	1033	33%
Total	1655	53%	1034	33%	424	14%	3113	100%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Si analizamos los datos del cuadro únicamente reparando en los porcentajes que corresponden al cruce de categorías, éste se puede entender como una matriz simétrica de tres filas y tres columnas. En la diagonal principal, se encuentran los productores que perciben el mismo nivel de afectación por la externalidad en su predio y en su región, mientras que los productores que se ubican por debajo de la diagonal principal reconocen un nivel de afectación por la externalidad superior en su región que en su predio. Por el contrario, aquellos que se sitúan por encima de la diagonal principal representan a los productores que advierten como más afectado por la externalidad a su predio que a la región.

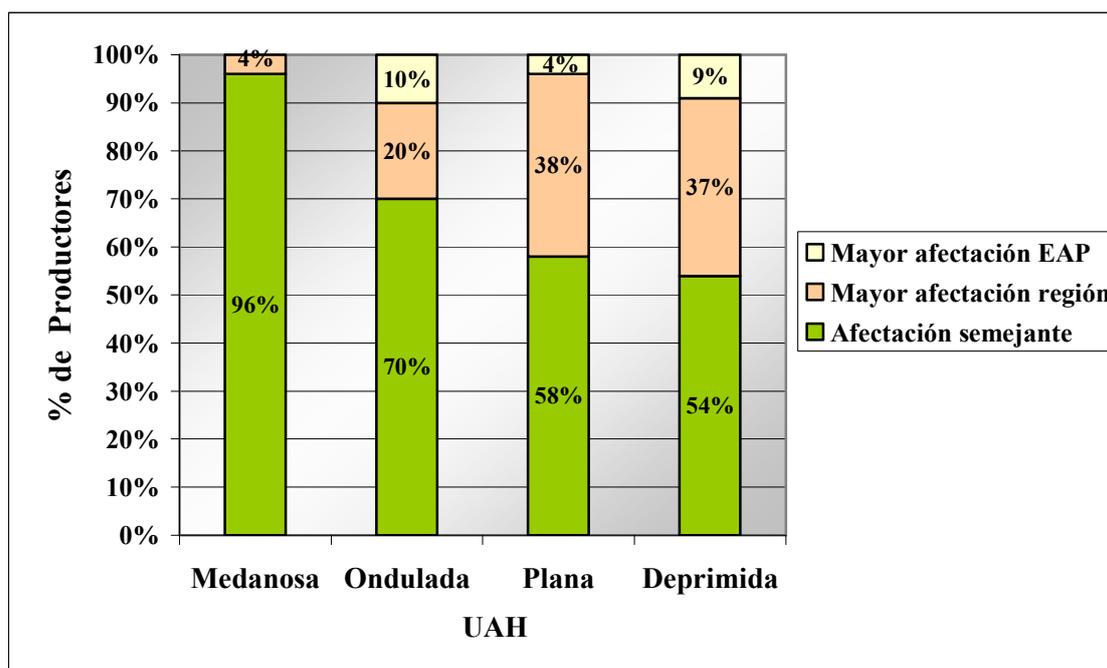
Por lo tanto, puede decirse que un 32% de los productores manifiestan un nivel de afectación por la externalidad más elevado en su región que en su EAP, mientras que solamente un 6% perciben la situación inversa. En tanto, el 62% de los productores percibe a la externalidad en la misma medida tanto fuera como dentro de su predio. Consecuentemente, un considerable porcentaje de productores manifiesta una percepción de la externalidad semejante en ambos ámbitos.

4.2.6 Vinculación entre la percepción individual sobre el nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la región según UAH

En la Figura 11 se presentan los resultados obtenidos luego de realizar un ejercicio semejante al de la Tabla 10 según UAH a los fines de evaluar si existe un comportamiento diferencial entre los productores localizados en las mismas.

En la UAH Ondulada se advierte una elevada proporción de productores (70%) que reconocen el mismo nivel de afectación por la externalidad en su EAP y en su región⁵⁷, resultando dicho porcentaje bastante menor en las UAH Deprimida (54%) y Plana (58%). En estas dos últimas UAH, un porcentaje mucho más elevado de productores advierten mayor afectación en su región que en su EAP (UAH Plana=38% y UAH Deprimida =37%) que en la UAH Ondulada (20%). Por último, las UAH Ondulada y Deprimida presentan una proporción considerable de productores que percibe la externalidad en mayor medida en su EAP que en su región (10 y 9% respectivamente), mientras que en la UAH Plana dicho porcentaje resulta un tanto menor (4%).

⁵⁷ En la UAH Medanosa ese mismo porcentaje resulta sumamente elevado (96%), empero, este dato no se consideran del todo confiable dada la baja representatividad de la muestra en esta UAH.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 11. Relación entre la percepción individual sobre el nivel de afectación por la externalidad de la EAP y de la Región según UAH

Con referencia a estos hallazgos, como ya fue mencionado, la UAH Ondulada es considerada una de las más afectadas por la erosión hídrica, presentando surcos y cárcavas que por ser intensamente visibles, permiten al productor percibirla en su campo más fácilmente, como así también, la relación directa con el deterioro de la infraestructura de caminos. Asimismo, es posible que la mayor consistencia en las respuestas respecto del nivel de afectación de la región y del predio por la externalidad en la UAH Ondulada respecto de las UAH Plana y Deprimida, pueda estar reflejando algún tipo de comportamiento estratégico por parte de los productores localizados en estas últimas en lo que refiere a su percepción del problema de corte de caminos por erosión. En tal caso podría especularse que ciertos productores admiten que el problema es de suma relevancia para la región, pero no lo conciben como un problema propio que afecte concretamente a su EAP. Es decir que un número importante de productores reconocerían la existencia del problema, pero como una cuestión que no les compete, más bien como un problema de terceros.

Habiendo analizado la percepción que poseen los productores del área de estudio sobre la externalidad en cuanto a su conocimiento, grado de importancia y nivel de afectación en su predio y en su región, en el siguiente apartado se procede a presentar la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad - valor por hectárea que surge del diferencial de DAP/DAA que declaran los productores por el alquiler de un campo con y sin riesgo de caminos - analizándose su vinculación con otras variables socioeconómicas y de percepción del productor.

4.3 Valoración unitaria de la externalidad

La valoración unitaria de la externalidad constituye un pilar fundamental del cálculo del valor económico de la externalidad para el área de estudio. Ésta puede entenderse como una aproximación apropiada para identificar los beneficios de las políticas de ordenamiento hidrológico y de conservación de suelos. En este apartado se presenta, la estadística descriptiva asociada a la misma y su vinculación con otras variables como: i) el precio de referencia de alquiler de tierra para producir soja, ii) la UAH en la que se localizan los

productores, iii) la afectación de la EAP y de la región por la externalidad que declaran los productores, iv) la residencia en el predio, v) la tenencia declarada por el productor al responder las preguntas de valoración, y vi) el valor de la producción agrícola como variable *proxy* del ingreso de los productores.

4.3.1 Valoración unitaria de la externalidad y precio de referencia de alquiler de tierra

En primer lugar, se presenta la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad realizando la expansión de los resultados obtenidos a partir de la EA 2007 a la población definida en base a los datos del CNA 2002. Asimismo, en esta misma sección se analiza la estadística descriptiva del precio de referencia del alquiler de la tierra para producir soja que declaran los productores a los fines de tener una noción de dicho mercado en base al cuál se diseñó la metodología de valoración unitaria de la externalidad.

En la Tabla 11, se puede observar que el valor unitario de la externalidad registra una media de 199 \$/ha y que los valores máximos y mínimos de esta variable son 859 \$/ha y 0 \$/ha respectivamente. Una valoración unitaria de la externalidad nula se corresponde con una situación en la que los productores declaran la misma DAP/DAA por el predio *con* y *sin* riesgo de corte de caminos. Por su parte, el máximo de 859 \$/ha se asocia a los productores que no están dispuestos a alquilar un predio *con* riesgo de corte de caminos, es decir que manifiestan una DAP/DAA nula por dicho tipo de predio, lo que resulta en una valoración unitaria de la externalidad equivalente a la DAP/DAA por un predio *sin* riesgo de corte de caminos. La desviación típica de dicha variable es de 187 \$/ha y el coeficiente de variación de 94 % lo cual denota que la variable estimada presenta una significativa dispersión⁵⁸.

Tabla 11. La valoración unitaria de la externalidad y el precio de referencia de alquiler de tierra para producir soja

VARIABLE	Media (\$/ha)	Máximo (\$/ha)	Mínimo (\$/ha)	Desv. Típ. (\$/ha)	Coef. Var.
Valoración unitaria de la externalidad	199	859	0	187	94%
Precio de referencia de alquiler de tierra (para soja)	846	1322	396	156	18%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Con relación al precio de referencia zonal de alquiler de tierra para producir soja, la media es de 846 \$/ha, el desvío estándar de 156 \$/ha y el correspondiente coeficiente de variación es del 18%. La limitada dispersión que presenta esta variable brinda sustento al supuesto de que los productores cuentan con un conocimiento común acerca del precio de referencia en el mercado de alquiler de tierras para producir soja.

A los fines de indagar más profundamente sobre este punto se analiza el precio de referencia de alquiler de tierra para producir soja declarado por el productor según su posición en dicho mercado. En la Tabla 12 se puede apreciar que el precio de referencia de alquiler de tierra para producir soja en promedio resulta ligeramente superior para aquellos productores que han respondido las preguntas de valoración económica como arrendadores (\$ 858) respecto de aquellos que han respondido como arrendatarios (\$ 838) o los que han

⁵⁸ De acuerdo a Moreau (1999) se ha convenido en admitir que un coeficiente de variación de Pearson menor o igual al 10% se corresponde a un conjunto de datos concentrado, mientras que en caso contrario, se trata de un conjunto de datos disperso.

respondido desde ambas posiciones, como arrendadores y arrendatarios (\$c 831), presentando todos estos grupos coeficientes de variación relativamente similares. No obstante, estas diferencias no parecen significativas *a priori*, lo cual estaría demostrando que el nivel de conocimiento sobre el mercado de arrendamiento de tierras no difiere de manera significativa entre los distintos actores que operan en el mismo.

Tabla 12. Precio de referencia de alquiler de tierra para producir soja según tenencia de la tierra declarada

Tenencia declarada	Precio de Referencia alquiler de tierra para producir soja		
	Media (\$c/ha)	Desvío Típico (\$c/ha)	Coefficiente de Variación
Arrendador	858	173	20%
Arrendatario	838	143	17%
Ambas posiciones	831	140	17%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

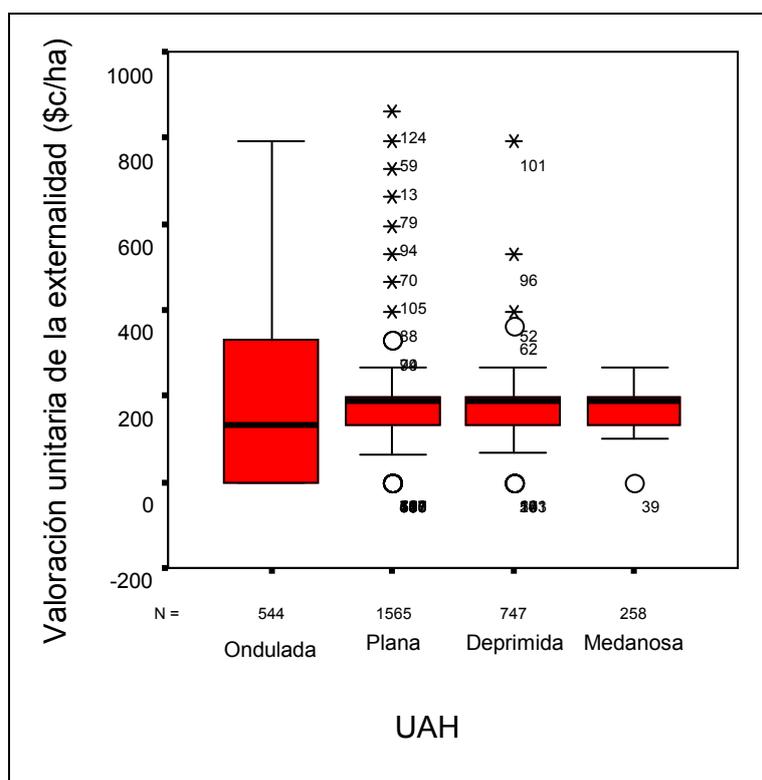
En síntesis, la valoración unitaria de la externalidad promedio es de 199 \$c/ha advirtiéndose una considerable dispersión de esta variable, con casos extremos en los que la valoración resulta nula o en los que directamente se rechaza el alquiler de predios con riesgo de corte de caminos, lo que implica una valoración de la externalidad equivalente a la DAP/DAA por un predio sin riesgo de corte de caminos. A su vez, se observa que el precio promedio de alquiler de tierra para producir soja es de 846 \$c/ha sin advertirse una dispersión demasiado importante en las respuestas otorgadas, ni diferencias significativas entre la percepción de aquellos que se declaran arrendadores y arrendatarios.

4.3.2 Valoración unitaria de la externalidad según UAH

En la Figura 12 se analiza en un diagrama de cajas y bigotes la valoración unitaria de la externalidad de corte de caminos por erosión de acuerdo a la localización de los productores en las UAH.

Tal como puede apreciarse, las UAH Plana, Medanosa y Deprimida son muy similares en lo que a medidas de tendencia central y de dispersión se refiere, de acuerdo a la línea que representa la mediana y la extensión de las cajas y los bigotes⁵⁹ correspondientes a cada una de ellas. En contraste, la UAH Ondulada presenta una mediana levemente inferior y una mayor dispersión. La UAH Plana contiene la mayor cantidad de valores extremos y atípicos, seguida en menor medida por la Deprimida y la Ondulada.

⁵⁹ En la caja se concentra el 50 % de los casos centrales. La extensión de la caja y los bigotes da cuenta de la dispersión relativa de la variable. La línea horizontal que se encuentra al interior de la caja representa la mediana de la variable. Por su parte, el extremo superior de la caja representa el percentil 75 y el extremo inferior el percentil 25. El símbolo “*” representa “casos extremos”, esto es valores alejados más de 3 longitudes de caja del percentil 75 (valor extremo superior). Los círculos representan “casos atípicos”, alejados más de 1.5 longitudes de caja del percentil 75 (caso atípico superior) o del percentil 25 (caso atípico inferior). El extremo de los bigotes representa al valor más alto o más bajo - según sea extremo superior o inferior respectivamente - que no llega a ser atípico.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 12. Valoración unitaria de la externalidad según UAH

En la Tabla 13 se presenta el detalle de esta información. En primer término, las UAH Plana, Medanosa y Deprimida registran la misma mediana: 187 \$c/ha, mientras que en la UAH Ondulada ésta no supera los 132 \$c/ha. La media de la UAH Ondulada resulta la más elevada alcanzando los 255 \$c/ha, seguida por la UAH Plana cuya media es de 197 \$c/ha, y las UAH Deprimida y Medanosa: 178 \$c/ha y 160 \$c/ha respectivamente.

Tabla 13. Valoración unitaria de la externalidad según UAH

UAH	Valoración Unitaria de la Externalidad					
	Media (\$c/ha)	Mediana (\$c/ha)	Máximo (\$c/ha)	Mínimo (\$c/ha)	Desv. Típ. (\$c/ha)	Coef. Var.
Ondulada	255	132	793	0	277	108%
Plana	197	187	859	0	181	92%
Deprimida	178	187	793	0	133	78%
Medanosa	160	187	264	0	66	42%
Total	199	187	859	0	187	94%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

En cuanto a los valores extremos, se advierte que el mínimo en todas las UAH es cero, mientras que el máximo es \$c 859 en la UAH Plana, \$c 793 en las UAH Ondulada y Deprimida y \$c 264 en la UAH Medanosa. Por lo tanto, la dispersión resulta elevada en todas las UAH, y al evaluar la misma mediante los correspondientes coeficientes de variación, se advierte que en la UAH Ondulada ésta resulta mayor que en las demás UAH.

En consecuencia, la UAH en la que el problema es más susceptible y perceptible se registra una mayor dispersión en las respuestas. Este hecho podría explicarse por la coexistencia de productores con diferentes actitudes frente a la externalidad en la UAH Ondulada. Por un lado, aquellos que manifiestan una valoración unitaria más baja, podría pensarse que tienden a “naturalizar” el problema, mientras que los que poseen una valoración unitaria de la externalidad elevada lo padecen fuertemente y en la medida de lo posible estarían

dispuestos a realizar sacrificios – por ejemplo, no alquilar un predio que presente dicho problema - para poder evitarla.

En los apartados que se incluyen a continuación, se explora si la dispersión registrada en la valoración unitaria de la externalidad está asociada a otras variables.

4.3.3 Valoración unitaria de la externalidad y afectación de la EAP y de la región

En esta sección se analiza la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación declarado por los productores por el corte de caminos por erosión para su EAP y su región respectivamente. El nivel de afectación por la externalidad manifestado por el productor y su correspondiente valoración unitaria pueden estar dando cuenta de la existencia de patrones de comportamiento diferenciales frente al problema de la externalidad entre productores que se ven afectados por la misma en su predio y/o región y aquellos que no lo hacen.

En la Tabla 14, se presenta la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad de acuerdo a las correspondientes categorías de afectación.

Tabla 14. Valoración unitaria de la externalidad según nivel de afectación de la EAP y de la región

Variable	Categorías	Valoración unitaria de externalidad				
		Media (\$c/ha)	Desv. típ. (\$c/ha)	Máximo (\$c/ha)	Mínimo (\$c/ha)	Coefficiente de Variación
Afectación de la EAP	Mucho	181	144	793	0	80%
	Poco	169	134	595	0	79%
	Nada	247	251	859	0	102%
Afectación de la región	Mucho	171	138	793	0	81%
	Poco	259	254	859	0	98%
	Nada	173	135	595	0	78%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Si consideramos la variable de afectación de la EAP, se advierte una valoración promedio de la externalidad bastante superior de los productores que declaran una afectación *nula* (247 \$c/ha) respecto de aquellos que manifiestan *mucha* y *poca* afectación (181 \$c/ha y 169 \$c/ha respectivamente). Al mismo tiempo, la categoría de afectación *nula* de la EAP presenta una dispersión mayor en las respuestas respecto de las otras categorías de afectación, tal como puede apreciarse al comparar los respectivos coeficientes de variación (102% para la categoría *nada* y alrededor de 80% para las categorías *mucho* y *poco*).

En lo que respecta a la afectación de la región, se advierte que en promedio aquellos que manifiestan *poca* afectación para su región valoran más la externalidad que aquellos que consideran que la afectación es *mucha* o *nula* (259, 171 y 173 \$c/ha respectivamente). Asimismo, la categoría de *poca* afectación registra un coeficiente de variación más elevado (98%) que las otras categorías (*mucho*=81% y *nada*=78%), lo cual puede estar dando cuenta de la influencia de varios casos extremos en la elevada valoración unitaria de externalidad promedio que alcanza esta categoría.

En la próxima sección se estudia si la residencia en el predio y la tenencia de la tierra repercuten de manera diferencial en la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad.

4.3.4 Valoración unitaria de la externalidad y su vinculación con la residencia y la tenencia de la tierra

Al analizar la incidencia de la residencia en el predio sobre la valoración unitaria de la externalidad, se pretende evaluar si existen factores extra-productivos que se vean afectados por la presencia de la externalidad y que repercutan en la valoración unitaria que realiza el productor de la misma.

A su vez, la tenencia de la tierra es una variable de estudio sumamente importante dado que la estimación del valor unitario de la externalidad se realizó apelando a este mercado y a la posición que ocupan los productores en el mismo. En este caso, es posible que la valoración de la externalidad difiera entre aquellos productores que son propietarios de la tierra y ceden en alquiler parte de la misma, y productores que alquilan tierra para producir.

En la Tabla 15 se muestra la relación entre el tipo de residencia de los productores y la valoración unitaria de la externalidad, además de la vinculación de esta última con el tipo de tenencia de la tierra que declaran los productores al responder las preguntas de valoración económica de la externalidad.

En primer lugar, con referencia a la residencia, puede observarse que los productores que residen en el campo serían 1058 (34%) y los que residen fuera del mismo 1930 (62%). El valor unitario promedio de la externalidad de aquellos que residen en el predio es algo inferior al de aquellos que no lo hacen, aunque esta diferencia no se muestra *a priori* significativa en términos estadísticos (192 \$/ha y 201 \$/ha respectivamente). Este resultado resulta inesperado. Es posible que la forma en que fue realizada la pregunta no haya permitido capturar los beneficios asociados a los caminos en cuestiones que trascienden lo meramente productivo, como por ejemplo, el acceso a: comercios, centros de salud y educación, etc. Otra posibilidad es que la afectación de caminos por erosión hídrica tenga incidencia en las decisiones de residir o no en el predio. Es decir, que muchos productores que se verían fuertemente afectados por dicha problemática en cuestiones que trascienden aspectos productivos – acceso a centros de salud, educación, mercados laboral – decidan eventualmente no residir en el predio.

Tabla 15. Valoración unitaria de la externalidad de acuerdo a tipo de residencia del productor y tenencia de la tierra

Variable	Categorías	N	Valoración Unitaria de la Externalidad		
			Media (\$/ha)	Desviación Típica (\$/ha)	Coefficiente de Variación
Residencia en el predio	Sí	1058	192	168	88%
	No	1930	201	194	97%
	No contesta	125	151	216	143%
Tenencia declarada	Arrendadores	1457	144	129	90%
	Arrendatarios	1408	245	224	91%
	Ambas posiciones	247	267	153	57%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

En lo que refiere al tipo de tenencia que asume el productor al contestar las preguntas de valoración económica de la externalidad, se advierte que el número de arrendadores (1457) y arrendatarios (1408) es bastante similar. Asimismo, la evidencia reunida podría estar dando cuenta de un comportamiento estratégico al registrarse una valoración unitaria promedio de la externalidad sobre los caminos superior de aquellos productores que responden como arrendatarios respecto de aquellos que lo hacen como arrendadores. De hecho, los arrendatarios en promedio consideran el valor unitario de la externalidad en algo

más de \$c 100 por hectárea que los arrendadores. Asimismo, ambas categorías de tenencia presentan un grado de dispersión muy similar tal como muestran sus correspondientes coeficientes de variación.

En este sentido, en el caso de los arrendadores es posible que no declaren una DAA mucho más baja por un predio con riesgo de corte de caminos respecto de uno sin riesgo con tal de que su activo no cuente con un precio muy reducido. A su vez, es probable que un atributo negativo del predio como el riesgo de caminos por erosión o inundación sea utilizado como elemento de negociación por parte del arrendatario a los fines de pagar un precio más bajo por el alquiler.

Esta divergencia entre las medidas de valoración unitaria de la externalidad de acuerdo al tipo de tenencia de la tierra declarado por los productores estaría en línea con el cúmulo de evidencia empírica y experimental que da cuenta de las diferencias entre DAP y DAA tratada en el apartado 1.6.2 de este trabajo.

Por otra parte, aquellos productores que presentan ambos atributos – toman y ceden tierra en alquiler – presentan una valoración unitaria de la externalidad promedio algo mayor que la registrada para la categoría de arrendatarios y un coeficiente de variación bastante más bajo que las otras categorías de tenencia. En cierta forma, este resultado podría atribuirse a la manera en que fue estimada la valoración unitaria de la externalidad (ver Nota al Pie N° 50).

Por tanto, estos resultados muestran que el valor unitario de la externalidad sobre la infraestructura de caminos es bastante estable para diferentes condiciones de residencia del productor y que en promedio los arrendatarios asignan una valoración unitaria de la externalidad más alta que los arrendadores⁶⁰.

4.3.5 Valoración unitaria de la externalidad e ingreso agrícola

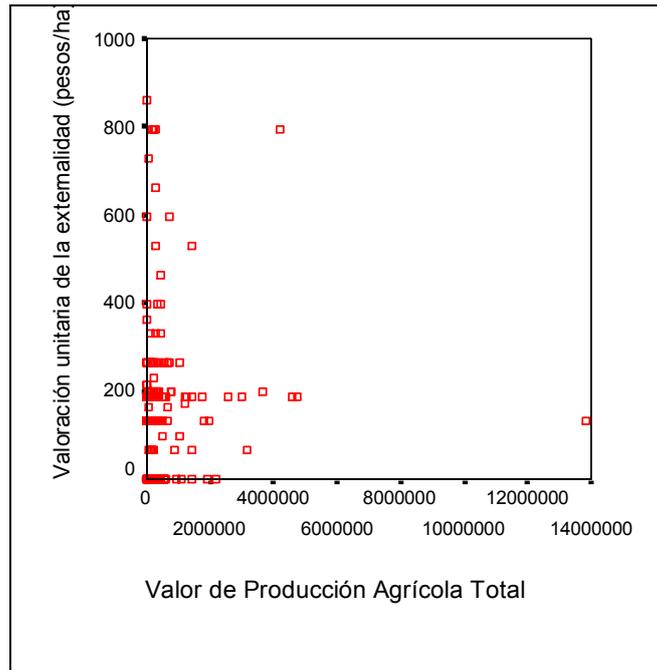
Por último, otro aspecto interesante de explorar es la vinculación entre el ingreso de los productores y su valoración unitaria de la externalidad. El ingreso puede significar una restricción a la DAP y por otra parte, puede denotar una capacidad de negociación distinta en el mercado de alquiler de tierras la cual podría repercutir en las respuestas brindadas por los productores a las preguntas de valoración económica de la externalidad. A los fines de analizar tal vinculación a partir de los datos de la encuesta, se toma como *proxy* del ingreso total de los productores el valor de la producción agrícola⁶¹. En el diagrama de dispersión que se presenta en la Figura 13 no se advierte la presencia de asociación lineal entre esta variable y la valoración unitaria de la externalidad.

Este hecho se confirma a partir de la estimación del coeficiente de correlación Rho de Spearman de -0.002⁶².

⁶⁰ En el apéndice F se presentan los resultados de pruebas de independencia estadística que muestran que no existiría una relación estadísticamente significativa entre la residencia del productor y la valoración unitaria de la externalidad, mientras que entre el tipo de tenencia de la tierra y la valoración unitaria de la externalidad que realiza el productor sí existiría una relación estadísticamente significativa.

⁶¹ Los datos recolectados no permiten estimar el ingreso por producción ganadera.

⁶² Se estimó el coeficiente de correlación Rho de Spearman, que es semejante al de Pearson pero transformando las puntuaciones originales en rangos, debido a que tanto el valor de la producción agrícola como la valoración unitaria de la externalidad no seguirían una distribución normal de acuerdo a las pruebas realizadas (prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov), requisito que deben cumplir las variables para aplicar el coeficiente de correlación de Pearson. Asimismo, el coeficiente Rho de Spearman también toma valores entre -1 y 1, y se interpreta de la misma manera que el coeficiente de Pearson (Pérez, 2004).



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Figura 13. Valoración unitaria de la externalidad y el valor de la producción agrícola total

Por otra parte, habiendo advertido el importante diferencial promedio entre la valoración unitaria de la externalidad de los arrendadores y de los arrendatarios de tierra, se indagó si existía alguna relación particular entre el ingreso agrícola de ambos grupos por separado y sus correspondientes valoraciones unitarias de la externalidad, encontrándose correlación *negativa* significativa al 1% entre el ingreso agrícola de los arrendadores y la valoración unitaria de la externalidad (coeficiente de correlación de Rho de Spearman: -0.270). En el caso de los arrendatarios la correlación entre su ingreso agrícola y la valoración unitaria de la externalidad resulta *positiva* y significativa al 1% (coeficiente de correlación de Rho de Spearman: 0.110). La significatividad de los coeficientes de correlación estaría respondiendo al elevado número de observaciones considerado habida cuenta del bajo valor que ambos presentan, motivo por el cual se considera que el aspecto más relevante de estos resultados sería el signo opuesto que presenta el coeficiente de correlación entre el ingreso agrícola y la valoración unitaria de la externalidad de los arrendadores y arrendatarios. Por tanto, estos resultados podrían estar denotando una muy leve predisposición de los arrendadores con un mayor nivel de ingreso agrícola a declarar un diferencial de DAA por el alquiler de un campo con y sin riesgo de caminos más pequeño en promedio que aquellos con ingresos agrícolas más bajos. Por su parte, los arrendatarios con niveles de ingreso agrícola altos presentarían en promedio una ligera tendencia a declarar diferenciales de DAP más elevados por el alquiler de campos con y sin riesgo de corte de caminos que los de ingresos agrícolas más bajos.

Habiendo analizado la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad y su vinculación con otras variables socioeconómicas y de percepción de los productores, a continuación, se exponen los resultados de las dos estimaciones obtenidas del valor total de la externalidad para el área de estudio.

4.4 Valoración total de la externalidad

En la Tabla 16 se presentan las dos estimaciones obtenidas del valor total de la externalidad – una según la afectación de la EAP y otra según la afectación de la región - para el área de estudio en términos agregados (\$c/año), por kilómetro de caminos rurales (\$c/km/año), por hectárea (\$c/ha/año) y por EAP (\$c/EAP/año). El valor anual de la externalidad de acuerdo a la afectación de la EAP declarada por el productor para las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores es de \$c 140 millones, mientras que la valoración de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación percibido por los productores en su región es alrededor de un 53% más alto, alcanzando casi \$c 215 millones por año.

Tabla 16. Valor total de la externalidad para toda el área de estudio.

Estimaciones según el nivel de afectación de la EAP y de la región

Unidades	Estimación según afectación EAP	Estimación según afectación Región
\$c/ha/año	70	107
\$c/km/año*	12.764	19.530
\$c/EAP/año	45.102	69.011
\$c/año	140.403.249	214.830.606

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Nota: * Se estima sobre la base de un total de 11.000 km. de caminos rurales en el área de estudio.

Por otro lado, el valor total anual de la externalidad por hectárea es de \$c70 y \$c107 para la estimación de acuerdo a la afectación de la EAP y de la región respectivamente. En este caso, si lo comparamos con el precio promedio de alquiler de tierra para producir soja (ver Tabla 11) el valor de la externalidad por hectárea representa un 8% y un 12% respectivamente del mismo. Asimismo, el valor de la externalidad por kilómetro de camino rural - considerando un total de alrededor de 11.000 km de caminos rurales en el área de estudio - se ubica entre los \$c 13 mil y \$c 19 mil anuales. Por otra parte, el valor de la externalidad por EAP es de alrededor de \$c 45 mil y \$c 69 mil de acuerdo a la afectación del predio y de la región declarada por los productores. Estos hallazgos son sumamente importantes porque dan una idea cuantitativa de la importancia económica de uno de los efectos de la erosión hídrica fuera del sitio más sensibles en la zona de estudio.

La discusión de estos resultados a la luz de otros trabajos que han abordado la problemática de corte de caminos por erosión oportunamente citados en el capítulo 1 se ve restringida por no tratarse de estudios estrictamente comparables en términos de los métodos de valoración económica aplicados y la magnitud del problema. En cuanto a los estudios que tratan la afectación de caminos por erosión en los EE.UU., el problema resultaría menos serio que en el Sur de la provincia de Córdoba por contarse con un mantenimiento y reparación de los caminos y de la red de desagüe más asiduo. Al mismo tiempo, en lo que refiere al método que utilizan estos trabajos para estimar el valor económico de dicha externalidad de la erosión se apela a los costos de reparación y mantenimiento de alcantarillas y cunetas al costado de los caminos cubiertas de sedimentos producto de la erosión. Dichas técnicas se enmarcan dentro del método de costos evitados o inducidos reconocido por los problemas de subestimación y sobreestimación que pueden tener asociados (ver apéndice D). En este sentido, los propios autores de estos estudios hacen referencia a los serios problemas de subestimación a los que estarían sujetos los valores obtenidos por ellos mismos. De acuerdo a los trabajos de Hansen y Ribaudó (2008) y Moore y Mc Carl (1987) el valor de la externalidad de la erosión sobre la infraestructura vial sería de 3.4 y 29 \$c/ha/año

respectivamente⁶³, valores muy por debajo de los obtenidos en este trabajo (entre 70 y 107 \$c/ha/año).

A su vez, el trabajo de Tomasini podría ser más comparable con éste en términos relativos, en la medida en que el método de valoración, a pesar de encuadrarse en el de costos evitados o inducidos, además de los costos de reparación y mantenimiento de los caminos también tendría en consideración los costos de transporte, tiempo y oportunidad de viaje, mantenimiento y reparación de los rodados que deben afrontar los usuarios ante dicho problema. No obstante, a pesar de que la magnitud del problema muy seguramente sea mayor que la de los casos tratados en los estudios de EE.UU, se considera que probablemente la afectación de los caminos por erosión resulte menor que en el Sur de la provincia de Córdoba⁶⁴. De acuerdo a este trabajo el costo total promedio de esta externalidad de la erosión sería de 5539 \$c/km. Si consideramos que el área de estudio del presente trabajo cuenta con alrededor de 11.000 km de caminos, dicho valor se ubicaría entre los 13.000 y 19.000 \$c/km, rango que se encuentra bastante por encima del costo promedio estimado por Tomasini.

En la Tabla 17 se desagregan las dos estimaciones de valoración económica de la externalidad de acuerdo a los niveles de afectación declarados respectivamente para la EAP y la región, y según UAH.

Las diferencias en la valoración total de la externalidad de acuerdo a la afectación que el productor encuentra a nivel de su EAP y de su región en las distintas UAH puede analizarse desde distintos ángulos. En este sentido, cabe recordar que en ellas inciden: 1) la valoración unitaria de la externalidad, 2) la superficie de la EAP, 3) la expansión de los datos muestrales de acuerdo a datos del CNA 2002, y 4) la ponderación según el nivel de afectación por la externalidad manifestado por el productor.

En primer lugar, tal cómo se pudo observar previamente en el apartado de percepción de la externalidad por parte de los productores, resulta notorio para todas las UAH la mayor proporción de productores que manifiestan un mayor nivel de afectación en la región que en su propia EAP. Este punto es importante debido a la ponderación diferencial que reciben las valoraciones unitarias de la externalidad respecto de los distintas categorías de afectación asociadas (*Mucho=1*, *Poco=0.5* y *Nada=0*). Por consiguiente, la valoración unitaria de la externalidad de los productores que declararon que la afectación que sufría su predio o su región por la misma era *nulo*, finalmente no inciden en las estimaciones del valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores. Por otra parte, se advierte la mayor influencia en ambas estimaciones del valor de la externalidad de los productores que manifiestan que la afectación de su predio o de su región es *mucha* en lugar de *poca* en todas las UAH, salvo en la UAH Ondulada en la que se registra un mayor aporte de los productores que declaran *poca* afectación respecto de aquellos que declaran *mucha* a la valoración económica de la externalidad según el nivel de afectación de la región.

⁶³ Cabe recordar que el procedimiento que se utilizó para expresar los resultados obtenidos en estos trabajos en \$c fue presentado en el apartado 3.3.3.

⁶⁴ En este sentido, se consideran los datos sobre estado de rutas nacionales - a pesar de no tratarse de la red de caminos de tierra que tratan tanto este estudio como el de Tomasini - de 1985 a nivel provincial que presentan Prego y Stilo (1988) para comparar la afectación de la infraestructura vial por erosión hídrica. De acuerdo a esta fuente, en la provincia de Entre Ríos un 45% de los caminos nacionales se encontraba en buen estado, un 20% en estado regular y un 35% en estado malo, mientras que en la provincia de Córdoba estos valores eran del 27%, 10% y 63% respectivamente. Por consiguiente, se podría pensar que se haberse mantenido en el tiempo esta situación en términos relativos, la infraestructura vial se vería bastante más afectada por la erosión hídrica en la provincia de Córdoba que en la de Entre Ríos.

Tabla 17. Valoración total de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación percibido por el productor en su EAP y en su región según UAH

UAH	Nivel de afectación	Afectación de la EAP			Afectación de la Región		
		N° de EAP	Valor de Externalidad		N° de EAP	Valor de Externalidad	
			\$c/Año	%		\$c/Año	%
Ondulada	Mucho	280	13.501.619	10%	235	12.892.052	6%
	Poco	112	9.640.193	7%	249	70.997.091	33%
	Nada	153	-	0%	64	0	0%
	Subtotal	544	23.141.812	17%	548	83.889.143	39%
Plana	Mucho	572	34.165.840	24%	851	51.099.487	24%
	Poco	367	14.030.828	10%	458	15.952.742	7%
	Nada	626	-	0%	247	0	0%
	Subtotal	1.565	48.196.668	34%	1.555	67.052.230	31%
Medanosa	Mucho	114	10.362.084	7%	184	10.741.926	5%
	Poco	79	1.941.493	1%	49	1.751.572	1%
	Nada	64	-	0%	56	0	0%
	Subtotal	258	12.303.577	8%	290	12.493.498	6%
Deprimida	Mucho	318	48.584.812	34%	452	34.386.618	16%
	Poco	238	8.176.380	6%	235	17.009.118	8%
	Nada	191	-	0%	54	0	0%
	Subtotal	747	56.761.191	40%	741	51.395.735	24%
Total		3.113	140.403.249	100%	3113	214.830.606	100%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

En lo que refiere a la participación de las distintas UAH en las estimaciones del valor de la externalidad, puede decirse que en la estimación según el grado de afectación de la EAP la mayor participación la tiene la UAH Deprimida (40%) secundada por la Plana (34%) ubicándose bastante por debajo las UAH Ondulada (17%) y Medanosa (8%).

Por su parte, al evaluar la participación de las UAH en la estimación del valor de la externalidad según el nivel de afectación de la región se perciben cambios importantes respecto de la estimación analizada precedentemente. Se produce un intercambio de posiciones entre las UAH Deprimida y Ondulada. La última pasa a ser la que tiene el mayor nivel de participación con un 39%, la UAH Plana mantiene el segundo lugar con un 31% y la Deprimida pasa a ocupar el tercer lugar (24%) seguida finalmente por la Medanosa (6%).

Ahora, pasando a analizar más profundamente las diferencias en las estimaciones al interior de cada UAH, se advierte una situación diferencial entre, por un lado, las UAH Ondulada y Plana, y por otro, las UAH Deprimida y Medanosa.

En el caso de la UAH Ondulada, es notoria la divergencia entre el valor de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación de la EAP respecto del de la región. Esta última es alrededor de cuatro veces superior a la primera (\$c 84 y \$c 23 millones respectivamente), lo cual se refleja en la mayor participación de esta UAH en la estimación de acuerdo al grado de afectación de la región. Este resultado es llamativo dado que en esta UAH - a diferencia de las demás - había un porcentaje más alto de productores que consideraban que la afectación por la externalidad era *mucha* en su predio en comparación a su región. No

obstante, tal cómo se mencionó en el párrafo anterior el mayor aporte a la valoración económica de la externalidad según la afectación de la región en esta UAH lo realizan los productores que declaran *poca* afectación (alrededor de \$c 71 millones). Entre otros factores - como la superficie afectada y los ponderadores para realizar inferencia para toda el área de estudio - que pueden influir en este último resultado, cabe remarcar la valoración unitaria de la externalidad promedio más elevada que presentaba esta categoría de afectación de la región respecto de las demás (ver Tabla 14).

En el caso de los productores localizados la UAH Plana se presenta una situación similar a la de los ubicados en la UAH Ondulada, pero menos marcada. En términos absolutos el valor de la externalidad de acuerdo a la afectación de la región es superior en casi un 40% al valor estimado según la afectación de la EAP (\$c67 y \$c48 millones respectivamente).

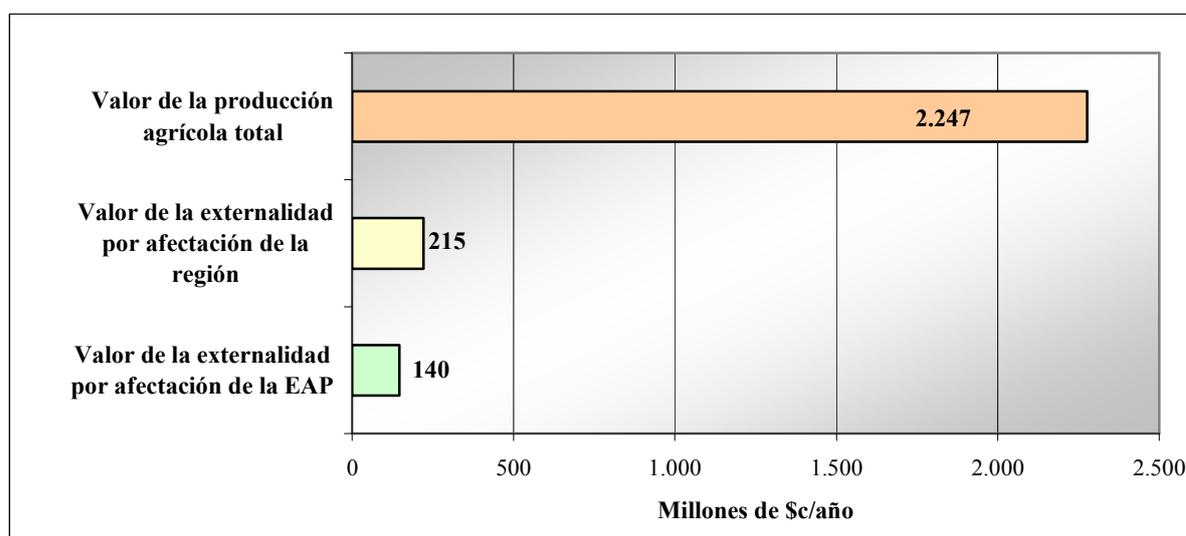
En las UAH Medanosa y Deprimida se observa un fenómeno distinto. En la UAH Medanosa ambas estimaciones alcanzan \$c12 millones, siendo la de afectación de la EAP apenas inferior a la de afectación de la región. En la UAH Deprimida, al contrario de lo que se observa en las UAH Ondulada y Plana, la estimación del valor de la externalidad de acuerdo a la afectación de la EAP es superior en alrededor de \$c 5 millones a la estimación según la afectación de la región (\$c 56 y \$c 51 millones respectivamente). En dicha UAH, resulta llamativo que habiendo una cantidad de productores similar que considera que el nivel de afectación de su EAP y su región por la externalidad es *poco* (238 y 235 respectivamente), el valor de la externalidad para esa categoría resulta más del doble según el nivel de afectación de la región (\$c 17 millones anuales) que de acuerdo al nivel de afectación de la EAP (\$c 8 millones anuales). A su vez, cabe recordar que esta UAH presentaba el porcentaje más bajo de productores que percibían el mismo nivel de afectación en su EAP y su región, lo que implica que muy seguramente los productores que componen ambos grupos sean considerablemente distintos, y por tanto, las correspondientes superficies afectadas y las valoraciones unitarias de la externalidad también lo sean.

En suma, la diferencia entre ambas estimaciones del valor económico de la externalidad responde principalmente a la notablemente superior valoración de la externalidad según la afectación de la región en la UAH Ondulada respecto de aquella según la afectación de la EAP, en conjunción con la presentación de un fenómeno similar pero menos intenso en la UAH Plana, y una situación inversa pero no demasiado marcada en la UAH Deprimida sumada a la ausencia de cambios en la UAH Medanosa. A su vez, se advierte que los valores estimados no serían estrictamente comparables con los de otros estudios que han abordado dicha problemática debido a las diferencias idiosincráticas y metodológicas que existen entre éstos.

Valoración Total de la Externalidad de acuerdo al Valor de la Producción Agrícola

A los efectos de establecer algún marco de comparación para evaluar la magnitud relativa de las estimaciones del valor económico de la externalidad para el área de estudio, el valor de la producción agrícola estimado a partir de los datos de la encuesta puede resultar útil. En la Figura 13 se presenta el valor de la producción agrícola (\$c/año) para toda el área de estudio, el cual alcanza los \$c 2.247 millones \$c/año, en conjunto con ambas estimaciones del valor económico de la externalidad.

Por consiguiente, el valor de la externalidad considerando el nivel de afectación de la EAP (\$c 140 millones por año) representa el 6% del valor total de la producción agrícola del área de estudio. Al mismo tiempo, en el caso de la estimación según el nivel de afectación declarado por los productores para su región, la cifra de \$c 215 millones por año equivale a un 10% del valor de la producción agrícola total en el área de estudio.



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002

Figura 14. Valoración total de la externalidad y valor de la producción agrícola total

En suma, los valores de la externalidad estimados representan un porcentaje para nada desdeñable del valor de la producción agrícola del área de estudio, tanto en la alternativa de mínima (6%) como en la de máxima (10%).

4.5 Posibilidades de aplicación al diseño de políticas públicas

A partir de las estimaciones del valor económico de la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales que se han obtenido en este estudio, es posible delinear mecanismos de gestión de recursos para realizar inversiones en infraestructura o tecnologías de conservación de suelos o establecer pautas de coordinación entre actores beneficiados y perjudicados por acciones correctivas encaradas, entre otras posibilidades.

A continuación se ilustran distintas alternativas de aplicación de los resultados obtenidos a partir de la presente investigación: i) ABC para la evaluación de inversiones en la red de desagüe y la red de caminos; ii) creación de un fondo fiduciario para financiar obras de la red de desagüe y la red de caminos, y iii) mecanismo de compensación o pago por servicios ambientales por la cesión de tierras privadas a la construcción de la red de desagüe.

Cabe señalar que las ilustraciones que se presentan a continuación buscan reflejar la posible aplicación de los valores estimados a la evaluación y el diseño de distintas alternativas de intervención, las que también deberían complementarse con otros estudios técnicos y económicos que no se incluyen aquí.

4.5.1 Análisis Beneficio Costo (ABC)

En el marco del ABC se valoran y comparan en términos monetarios la asignación de recursos y la generación de bienes y servicios que se deriva de un determinado proyecto o política pública. Generalmente, los proyectos de conservación de suelo y ordenamiento de tierras reconocen los costos de inversión para sistematizar los campos, establecer la red de desagüe y realizar el aislamiento hídrico de la red de caminos, y en algunos casos, los beneficios de la conservación de suelo *in situ* (Cisneros, *et al.*, 2007, Cisneros, *et al.*, 2005), sin contemplar los beneficios de la mitigación o eliminación de los efectos externos de la erosión, con algunas excepciones como Tomasini (2000).

Si consideramos que las inversiones en la red de desagüe y la red de caminos se desarrollan en un proyecto de ordenamiento de tierras y conservación de suelo con sus correspondientes

gastos de mantenimiento y reparación, el beneficio adicional percibido por los productores del área de estudio en base a los valores estimados (\$c 140 y \$c 215 millones por año) se transforma en una anualidad percibida a perpetuidad. Esto implica que las inversiones y los gastos de mantenimiento y reparación generarán tales beneficios anuales de manera permanente. Por lo tanto, los valores estimados pueden servir como línea de base o referencia para evaluar las posibles alternativas de intervención. Es decir, que estos valores pueden ser interpretados alternativamente como el daño económico percibido por la externalidad de la erosión o como el beneficio económico si se eliminara la externalidad a partir de la intervención.

En la Tabla 18, se presenta un ejercicio simple para dar una orientación de los recursos posibles de destinar a inversiones públicas para reacondicionar la infraestructura de caminos y la red de desagüe considerando que ambas inversiones son centrales en los proyectos de conservación de suelo y de ordenamiento de tierras.

En base a lo controversial que resulta la elección de la tasa de descuento para encarar el ABC social (Arrow, *et al.*, 1996, Fontaine, 2002, Gittinger, 1982, Hepburn y Koundouri, 2007, Sáez y Requena Calatrava, 2007), se hacen los cálculos para distintas tasas de descuento. En la primera columna de la Tabla 18 se muestra la tasa de descuento social que varía entre 4% y 12%. Las columnas segunda y tercera muestran el valor presente (VP) de los beneficios adicionales si se controla la externalidad causada por la erosión en un 100%. Por consiguiente, suponiendo una tasa de descuento social del 6% para proyectos de índole pública, el VP de esa anualidad rondaría los \$c 2.340 a \$c 3.580 millones para el área de estudio, mientras esos valores se reducirían a \$c 1.170 y \$c 1.790 millones si la tasa de descuento social fuera del 12%.

Tabla 18. Valor presente de los beneficios derivados de la red de desagüe estabilizada y red de caminos con aislamiento hídrico para diferentes tasas de descuento social

Tasa de descuento social	VP Beneficios evitar corte caminos \$c x 1000 (1)	VP Beneficios evitar corte caminos \$c x 1000 (2)	VP Beneficios evitar corte caminos \$c x 1000 / km afectado (1)	VP Beneficios evitar corte caminos \$c x 1000 / km afectado (2)
4%	3.510.075	5.370.750	1.276	1.953
6%	2.340.050	3.580.500	851	1.302
9%	1.560.033	2.387.000	567	868
12%	1.170.025	1.790.250	425	651

Fuente: Elaboración propia.

Nota: (1) estimado sobre la anualidad de \$c 140 millones y (2) estimado sobre la anualidad de \$c 215 millones.

En la columnas 4 y 5 se presenta esta información por kilómetro de camino afectado. En el área de estudio, existen aproximadamente 11.000 km de caminos. De acuerdo a estudios para la subárea de las cuencas de Suco, Moldes y Vicuña Mackena alrededor de un 25% de los caminos presenta un nivel de afectación y situación crítica (Cisneros, *et al.*, 2007). Considerando un nivel de afectación de los caminos semejante para toda el área de estudio, el VP de la anualidad por kilómetro correspondiente a la eliminación de la externalidad con un costo social de 6% estaría alrededor de \$c 851.000 y \$c 1.302.000.

En consecuencia, mediante estas estimaciones de los beneficios sociales de las inversiones en la redes de desagüe y de caminos aislada hidrológicamente, es posible que proyectos de este tipo ingresen en la cartera de inversiones del Estado y compitan por fondos públicos. En contraposición, de no contar con el valor de la externalidad causada por la erosión de suelos, en la práctica ese valor es equivalente a cero por lo que las posibilidades de que estos proyectos sean considerados en las carteras de inversiones públicas resulta

sustancialmente menor. Empero, cabe aclarar que la consideración del valor económico de la externalidad no garantiza la viabilidad del proyecto, simplemente aporta información relevante al proceso de toma de decisiones.

4.5.2 Fuente de financiamiento

La valoración económica de la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica permite a las autoridades políticas locales y provinciales justificar y buscar fuentes de financiamiento internas y externas considerando mecanismos de recupero de los recursos. Por ejemplo, es posible crear un fondo de financiamiento local y gestionar fondos estatales y nacionales de inversiones públicas. En la Tabla 19, se muestra el pago anual equivalente por hectárea para conformar un fondo de inversión local similar a un Fondo Fiduciario creado con un único fin: financiar las obras de la red de desagüe y red de caminos del proyecto de ordenamiento de tierras.

Si se considera la estimación del valor económico de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación que perciben los productores en su EAP y se supone que el productor sólo aporta el 50% del valor que percibe como beneficio adicional por evitar el daño en los caminos, durante un período de 25 años y con un costo de oportunidad social del 6%, se podría constituir un fondo local de inversión de alrededor \$c 897 millones (columnas 2 y 4 de la Tabla 19). En otras palabras, el Estado puede tomar un préstamo por este monto de \$c 897 millones y devolverlo en 25 años con los aportes realizados por los productores. Bajo estas condiciones, un aporte de un 50% del beneficio por evitar el daño de los caminos, y contemplando la superficie total del área de estudio, el aporte anual que debería realizar cada productor sería equivalente a 35 \$c/ha.

Asimismo, la Tabla 19 muestra cuánto debería pagar cada potencial beneficiario considerando la localización diferencial de su establecimiento. Los productores de las UAH Ondulada, Plana, Medanosa y Deprimida aportarían el equivalente a \$c37, \$c33, \$c25 y \$c40 por hectárea respectivamente.

Tabla 19. Fondo de inversión local y aportes anuales promedio según UAH

UAH	Fondo local-EAP \$c/ha-año (1)	Fondo local-Región \$c/ha-año (2)	Valor presente Fondo local \$c (1)	Valor presente Fondo local \$c (2)
Ondulada	37	134	147.915.012	536.192.396
Plana	33	45	308.057.586	428.576.269
Medanosa	25	26	78.640.503	79.854.417
Deprimida	40	36	362.799.260	328.504.993
Total	35	54	897.412.362	1.373.128.075

Fuente: Elaboración propia.

Nota: (1) considerando el 50% de la DAP por daños evitados en la EAP y (2) considerando el 50% de la DAP por daños evitados en la región. El valor presente del fondo local considera un período de aportes de 25 años con un costo social de oportunidad del 6%.

Si este ejercicio se realiza considerando la estimación según el nivel de afectación de la región por la externalidad (columna 3 y 5) y se supone al resto de variables iguales, el fondo asciende a la cifra de \$c 1373 millones. A su vez, en este caso se puede observar que el monto del aporte por hectárea se modifica significativamente de acuerdo a la UAH en la que se localiza el productor, particularmente para los productores de la UAH Ondulada cuyo aporte anual por hectárea pasa de \$c35 a \$c134.

En síntesis, la información provista por la valoración económica de esta externalidad de la erosión de suelo permite establecer una fuente de financiamiento genuina dado que los productores agropecuarios valoran en promedio aún en un 50% más los beneficios de la

resolución del problema de corte de caminos que los recursos que aportarían al fondo de inversión.

4.5.3 Mecanismo de compensación

En esta ilustración se expone cómo la estimación del valor económico de la externalidad de la erosión hídrica sobre la red de caminos puede ser utilizada para evaluar la viabilidad económica de un mecanismo de pago por servicios ambientales⁶⁵. A tales efectos se describen a continuación sucintamente: a) el tipo de servicio, b) los beneficiarios por la provisión del servicio (compradores), c) aquellos que proveen el servicio (vendedores), d) el mecanismo institucional para establecer el pago y el control, y e) el precio de la compensación.

Tipo de compensación

En las condiciones actuales, la red de desagüe funciona anárquicamente y en conjunto con la red de caminos, lo que contribuye en gran medida al problema de la externalidad de corte de caminos. En este contexto, el ordenamiento de la red de desagüe puede contribuir en gran medida a morigerar los efectos de esta externalidad de la erosión de suelos.

A dichos fines, se parte de la idea de que para ello es preciso que algunos productores destinen parte de su superficie de tierra a la red de desagüe estabilizada. Por lo tanto, parte de la tierra asignada a la red de desagüe es privada y otra parte está constituida por las vías naturales de desagüe que son consideradas tierras públicas. Asimismo, la red de desagüe estabilizada debe ser reparada y mantenida en condiciones de funcionalidad para que brinde este servicio permanentemente⁶⁶.

Por tanto, la cesión de tierras por parte de los productores y el sector público para constituir la red de desagüe permite proveer el servicio de regulación hídrica facilitando el escurrimiento de agua controlado en el área de estudio.

Prestadores del servicio

Este servicio, por ende, lo brindan los productores agropecuarios cuyas tierras son destinadas a la red de desagüe que conduce el agua en la cuenca o la proveniente del campo de otros productores. En lo que refiere a las tierras públicas prestadoras del servicio, puede tratarse de caminos abandonados o imposibles de reconstruir. En consecuencia, la oferta posible de este servicio involucraría a productores afectados por la red de desagüe y las tierras públicas destinadas a tal fin.

Beneficiarios del servicio

Los beneficiarios principales de este servicio serían los productores agropecuarios que en períodos de lluvias excepcionales pueden descargar los escurrimientos hídricos (con mínima carga de sedimento) de sus campos a la red de desagüe estabilizada y al mismo tiempo pueden circular por los caminos sin problemas de tránsito. Adicionalmente, se suman todos aquellos usuarios de los caminos que no son productores y ven reducida la frecuencia de episodios de corte de caminos. Asimismo, también constituye beneficiario

⁶⁵ Para mayores detalles sobre los mecanismos de pago por servicios ambientales consultar el apéndice A.

⁶⁶ Cabe destacar, que el escurrimiento de agua que ingresa a la red de desagüe debe ser regulada en caudal y con mínima carga de sedimento (agua con sedimento es prácticamente imposible de conducir), y por lo tanto, se entiende que ésta debe estar integrada al esfuerzo de conservación de suelo y de agua que realicen los productores en sus predios de manera de conducir excedentes hídricos de sus campos únicamente en ocasiones excepcionales.

todo ente que administre un espacio del territorio, tal es el caso de comunas, ciudades, rutas, caminos, en los cuales en período de lluvias se produce escurrimiento. En este sentido, las entidades encargadas de la administrar rutas y caminos, se benefician especialmente, dado que la red de desagüe elimina la escorrentía de agua contribuyendo a reducir el riesgo de ocurrencia de cortes, y por tanto, los gastos de mantenimiento y reparación asociados a éstos.

Mecanismo

A los fines de emprender las tareas de cobro, pago y monitoreo es preciso establecer algún tipo de mecanismo o arreglo institucional.

A los efectos de que los productores cedan parte de su tierra a la construcción de la red de desagüe, es posible apelar a la figura legal de “derecho de servidumbre” que de acuerdo al Código Civil, Libro Tercero de los Derechos Reales, Título XII “De las servidumbres”, Art. 2.970: “Servidumbre es el derecho real, perpetuo o temporario sobre un inmueble ajeno, en virtud del cual se puede usar de él, o ejercer ciertos derechos de disposición, o bien impedir que el propietario ejerza algunos de sus derechos de propiedad.”⁶⁷ La aplicación de esta figura legal a fines de conservación de la naturaleza ha dado lugar a lo que se conoce como servidumbres ecológicas, por las que se entiende un “acuerdo voluntario privado por medio del cuál un propietario limita los usos de su propiedad con el objetivo de conservar y preservar los ecosistemas y recursos naturales, bellezas escénicas o atributos históricos, arquitectónicos, arqueológicos o culturales del inmueble”(Cordero, *et al.*, 2008).

Por consiguiente, el diseño de la red de desagüe del proyecto de ordenamiento de tierras en conjunto con esta figura puede utilizarse para establecer los contratos con los productores que cedan su tierra a este fin. En consecuencia, los prestadores del servicio podrían recibir un pago por parte de los beneficiarios para compensar el sacrificio de tierra productiva y los esfuerzos de mantenimiento y reparación de la red.

En lo que refiere a los beneficiarios propietarios de la tierra es posible plantear algún tipo de acuerdo social, cómo la constitución de un fondo para realizar los pagos por el servicio en base a un aporte adicional recolectado junto con el impuesto inmobiliario. De hecho, la provincia de Córdoba recauda fondos de manera similar para el Fondo Vial y el Fondo de Desarrollo Agropecuario (Ley provincial 9456⁶⁸/2008).

Con relación a las tareas administrativas de asignación de recursos y manejo de contratos con su correspondiente monitoreo, puede apelarse a distintas entidades para cumplir esta función: el Estado, una organización mixta, organizaciones de productores (como el consorcio de conservación de suelos), una organización existente como los consorcios de conservación de caminos o una organización profesional, entre otras. Por consiguiente, esta organización se encargaría de recibir y administrar los contratos, así como también de monitorear la correcta provisión del servicio.

⁶⁷ Consultado en Infoleg el 15-04-09: http://www.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/105000-109999/109481/texactley340_libroIII_tituloXII.htm

⁶⁸“Capítulo I FONDO PARA EL DESARROLLO AGROPECUARIO ARTÍCULO 1º.- Creación. CRÉASE, por el término de cuatro (4) años, el Fondo para el Desarrollo Agropecuario, el que estará destinado al financiamiento total o parcial de obras de infraestructura, tendientes a la promoción, fomento e impulso del sector agrícola ganadero de la Provincia de Córdoba. ARTÍCULO 2º.- Integración. EL Fondo para el Desarrollo Agropecuario se integrará con los siguientes recursos: a) Lo recaudado en concepto de aporte adicional a realizar por los contribuyentes del Impuesto Inmobiliario Rural, en la forma, plazos y montos previstos en la presente Ley.” Consultado en Página Web Bolsa de Cereales de Córdoba 23-04-09: <http://www.bccba.com.ar/bcc/images/normas/ley%209456.pdf>.

Precio pagado por el servicio

El costo para el productor que aporta parte de su tierra al servicio de red de desagüe estaría conformado, por un lado, por los beneficios netos perdidos por la tierra que deja de utilizar para agricultura, y por otro lado, los costos de mantenimiento y reparación de la red. Aquí no se están considerando las inversiones para la construcción de la red de desagüe, las cuales podrían ser financiadas, al menos parcialmente, mediante un fondo local como el que se desarrolló en la ilustración anterior.

Suponiendo que el área de estudio requiere de alrededor de 10.000 km de red de desagüe, equivalente a 20.000 hectáreas de superficie, y si tomamos el precio de referencia promedio de alquiler de tierra para producir soja en la cuenca de alrededor de 845 \$/ha (Ver Tabla 11), tenemos que el derecho de servidumbre para la red de desagüe ronda los \$16,9 millones por año.

Bajo el supuesto de que los gastos de mantenimiento y reparación de la red desagüe equivalen al 10% de la cifra mencionada se tiene que éstos sumados a la servidumbre de la red de desagüe rondan los \$18,6 millones o un pago equivalente anual de \$ 930 por hectárea de servicio de la red de desagüe.

En lo que refiere a los aportes, los beneficiarios podrían pagar en forma proporcional a la cantidad de tierra que posean. Para este caso en particular, suponiendo que todos se benefician en la misma medida en promedio debería realizarse un pago anual de \$ 9 por hectárea.

El mecanismo previamente desarrollado ilustra bastante bien cómo se podría establecer un sistema de pago por servicios ambientales, estimando el monto que deberían pagar los beneficiarios y aquel que deberían cobrar los prestadores del servicio.

No obstante, un mecanismo más consistente con la teoría económica cobraría un monto fijo por el servicio permanente (el sacrificio de tierra productiva para la red de desagüe) y otro variable según el volumen medio de escurrimiento y sedimentos (más asociado a los gastos de mantenimiento y reparación). De esta manera, se promovería una conducta conservacionista castigando a aquellos que no la tienen mediante un pago más elevado por el daño causado al sistema de desagüe. Sin embargo, en términos prácticos esto no resulta posible dado que el fenómeno de la erosión del suelo cubre un amplio espacio geográfico, dificultando la medición de la misma entre parcelas en un área determinada, lo que imposibilita aplicar impuestos a los productores individualmente de acuerdo a su contribución a la erosión del área y el impacto que ésta genera fuera del predio (Tomasini, 2000).

Viabilidad económica del mecanismo de compensación

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que el beneficio promedio que el productor percibe por disponer de una red de desagüe estable y una red de caminos con aislamiento hídrico (sumado a los esfuerzos de conservación de suelos que realizan los productores en sus predios y que contribuyen al correcto funcionamiento de estas dos) ronda los \$140 y \$ 215 millones por año para toda el área de estudio, o \$70 y \$ 107 promedio por hectárea beneficiada por la eliminación de la externalidad. De acuerdo a lo estimado en el apartado anterior, el productor debería pagar por el servicio de provisión de red de desagüe un equivalente de \$ 9 por hectárea. Por consiguiente, el productor que paga este monto por el servicio estaría obteniendo un beneficio neto de entre \$61 y \$ 98. A su vez, si tenemos en cuenta que el pago que reciben los productores por ceder tierra productiva a la construcción de la red de desagüe sería equivalente al precio de alquiler de la misma, se tiene que el sistema de pago por servicios ambientales desarrollado previamente es viable económicamente para este estudio.

En este capítulo se han expuesto los resultados a los que ha arribado el presente trabajo en materia de valoración económica de la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica en el Sur de la Provincia de Córdoba, y posteriormente se han presentado tres ejemplos de aplicación al diseño de políticas públicas. En base a lo expuesto hasta este punto en el trabajo, en el siguiente capítulo se presentan las conclusiones.

5. CONCLUSIONES

La erosión de suelos constituye uno de los principales problemas ambientales que afectan al medio rural tanto en países desarrollados como en países en desarrollo. Desde la literatura científica, y en lo que refiere al diseño de políticas tendientes a corregir los problemas que la erosión ocasiona, tradicionalmente se ha puesto el foco en sus efectos dentro del sitio, desatendiendo en términos relativos los efectos que ésta provoca fuera de los sitios en los que se genera.

Asimismo, la erosión de suelos también es un problema que afecta a la Argentina desde hace años y en la actualidad persiste en varias regiones del país. A pesar de la introducción de la siembra directa reconocida por sus ventajas para reducir la erosión en comparación con otras formas de labranza, los procesos de “agriculturización” de la mano de la soja y la escasa utilización de tecnologías de conservación de suelos y aguas en combinación con diversos factores institucionales, han mantenido o favorecido altas tasas de erosión en dichas zonas. Un ejemplo de esta situación se da en el área comprendida por las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores en el Sur de la provincia de Córdoba, en la que el deterioro y el corte de caminos rurales – estos últimos luego de episodios de lluvias intensas - por efecto de la erosión hídrica constituye un problema sensible y manifiesto. Existe literatura que da cuenta de este problema en dicha zona del país, pero en términos académicos el mismo casi no ha sido abordado desde una óptica económica. Esta situación puede atribuirse a las dificultades metodológicas que implica el análisis de un problema que involucra la presencia de dos fallas de mercado: una externalidad que afecta a un bien público, como es el caso de los caminos rurales. Por lo tanto, esta investigación se propuso como objetivo estimar el valor económico de dicha externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales en el Sur de la provincia de Córdoba.

A tales efectos, el problema de investigación se inscribió en el marco conceptual que brinda la Economía Ambiental y a través del instrumental analítico que ésta provee se desarrolló la metodología de trabajo.

En este sentido, el problema de investigación fue caracterizado como una externalidad multilateral, en la que muchos de los productores que la generan son al mismo tiempo víctimas de sus efectos. Asimismo, se advirtió que en dicha externalidad se ven involucrados bienes públicos de distinta índole: i) caminos rurales, ii) red de desagüe, iii) tecnologías de conservación de suelos y aguas, y iv) servicio ambiental de infiltración y almacenamiento de agua que proveen los suelos.

Consiguientemente, a los fines de encarar la estimación del valor económico de dicha externalidad se analizaron las ventajas y las desventajas de los métodos de valoración económica de servicios ambientales, y teniendo en cuenta la información disponible, se optó por una metodología que combinó aspectos de los métodos de precios hedónicos y de valoración contingente.

La aplicación del método de valoración contingente en su versión pura fue descartada por los sesgos asociados a la valoración directa de bienes públicos (compra de satisfacción moral, problema del *free rider*, etc.). Por tanto, tomando como base el modelo de precios hedónicos desarrollado por Palmquist para el mercado de alquiler de tierras agrícolas, se partió del supuesto de que la accesibilidad al campo (estado de los caminos) es un atributo de la tierra en alquiler para la producción agrícola, y por tanto, incide en el precio que ofrecen los arrendatarios y demandan los arrendadores en dicho mercado. No obstante, al no contar con datos suficientes para aplicar propiamente el método de precios hedónicos, esta información fue relevada a través de una encuesta realizada entre los meses de julio y agosto de 2007 a una muestra aleatoria estratificada de 159 productores localizados en el área de estudio (definida principalmente como la superficie que abarcan las cuencas del Río

Cuarto y de los Arroyos Menores en el Sur de Córdoba). De acuerdo a la posición que dichos productores ocupaban en el mercado de alquiler de tierras agrícolas en aquel momento, es decir, como arrendatarios o arrendadores, se les consultó respectivamente por la DAP o DAA por el alquiler de un predio con y sin problemas de accesibilidad en línea con el método de valoración contingente. En base al diferencial de DAP/DAA declarado por arrendatarios/arrendadores se estimó el valor unitario de la externalidad. Luego, se sumo el producto de las valoraciones unitarias de la externalidad de cada productor por la superficie en operación de su respectiva EAP aplicando ponderadores calculados en base a los datos del CNA 2002 (distinguiendo según UAH y estrato) para hacer inferencia para toda el área de estudio. Frente a la ausencia de relevamientos que precisen el nivel de daño causado por la erosión hídrica sobre los caminos rurales para toda el área de estudio, en dicho cálculo se ponderó la superficie en operación de la EAP de cada uno de los productores alternativamente según la afectación que ellos percibían en su EAP y su región por la externalidad, obteniéndose dos estimaciones del valor económico de la misma: una de acuerdo al nivel de afectación por la externalidad que los productores percibían en su EAP y otra según el nivel de afectación que éstos percibían en su región.

5.1 Resumen resultados

Previamente a la presentación de las estimaciones del valor económico de la externalidad para las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores, se analizó la percepción de los productores con respecto a la externalidad de corte de caminos por erosión, y la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad y su vinculación con otras variables socioeconómicas y de percepción de la problemática por parte de los productores.

El análisis de la percepción de la externalidad por parte de los productores arrojó resultados interesantes. En primer lugar, se pudo observar que un 86% de los productores declararon conocer la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica y un 80 % de los mismos declaró que dicha problemática es de importancia alta o muy alta.

En línea con estos resultados se encontró una fuerte percepción por parte de los productores del problema de corte de caminos por erosión en la región y en el propio predio, siendo la primera más acentuada que la segunda (86 y 67 % de los productores que la perciben). Al analizar estos resultados según UAH, se observó que únicamente en la UAH Ondulada hay un porcentaje más alto de productores que declaran *mucha* afectación en su EAP que en su región. Por otro lado, en la UAH Plana se advierte el diferencial más importante de percepción de la afectación de la región y de la EAP por la externalidad. Las diferencias entre el nivel de afectación por corte de caminos que declaran los productores para su EAP y su región, particularmente en esta UAH (Plana) que es altamente susceptible a la erosión hídrica podría estar dando cuenta de la influencia que tiene la manifestación diferencial del problema en las distintas UAH en la percepción de los productores o de un posible comportamiento estratégico.

La comparación de la percepción de cada uno de los productores con relación a la afectación de la EAP y de la región por la externalidad da cuenta de que una elevada proporción de los mismos (62%) considera que su EAP y su región se ven afectadas en la misma medida. Asimismo, al realizar el mismo análisis a nivel de UAH, se pudo advertir que en la UAH Ondulada existe un porcentaje un tanto más elevado de productores (70%) que poseen una percepción similar de la afectación de la EAP y de la región respecto de los productores de las UAH Plana (58%) y Deprimida (54%).

En síntesis, los resultados obtenidos en el apartado de percepción de la externalidad muestran que las respuestas brindadas a las preguntas valoración de la externalidad son en gran medida informadas, y al mismo tiempo, se puede corroborar la gran repercusión que tiene este problema y de la que da cuenta buena parte de la literatura, advirtiéndose también

algunas diferencias en la percepción del problema entre productores localizados en distintas UAH.

Por otro lado, en lo que refiere al mercado de arrendamiento de tierras para producir soja al que se apela para estimar el valor de la externalidad se encuentra que existe un conocimiento común entre los productores respecto del precio de referencia del mismo. Este resultado da cuenta de que gran parte de los productores interviene en el mismo y/o conoce su funcionamiento en términos generales, lo que implica que éstos en su mayoría se encontrarían familiarizados con la situación hipotética planteada para estimar el valor unitario de la externalidad brindando respuestas medianamente razonadas a dichas preguntas.

Por su parte, el valor unitario de la externalidad alcanza un promedio de 199 \$c/ha para toda el área de estudio, registrándose una elevada dispersión para esta variable. Al analizar estos resultados distinguiendo según UAH, se advierte que la valoración unitaria de la externalidad promedio en la UAH Ondulada se ubica bastante por encima de la correspondiente a las otras UAH, en tanto que la dispersión de la variable en dicha UAH también resulta un tanto más elevada que en las demás UAH.

Por otro lado, se advierte que en promedio los productores que manifiestan afectación *nula* en su EAP por la externalidad poseen una valoración unitaria de la misma superior a aquellos que declaran que su EAP presenta *mucha* o *poca* afectación por la externalidad. Este resultado podría estar indicando que aquellos productores que no perciben la externalidad en su predio en promedio rechazan más intensamente la posibilidad de tener que lidiar con dicha problemática, mientras que aquellos que conviven con la misma se muestran menos sensibles frente a la posibilidad de tener que tratar con ella. En cambio, en lo que refiere a la afectación de la región por la externalidad aquellos que manifiestan *poca* afectación en promedio declaran un diferencial de DAP/DAA por el alquiler de predios con y sin riesgo de corte de caminos considerablemente más alto que aquellos que declaran que la afectación es *mucha* o *nula*. Estos resultados podrían estar en línea con uno de los hallazgos de la Economía del Comportamiento que establece que la valoración que realizan los individuos de diversos bienes y servicios es distinta según el punto de referencia desde el que la misma se realiza. En este caso, el punto de referencia correspondería al nivel de afectación por la externalidad declarado por los productores.

Al indagar si existen características de los productores asociadas a la dispersión que presenta la valoración unitaria de la externalidad, se advierte que no existiría una relación entre la valoración unitaria de la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos y la residencia. En este sentido, a pesar de que las preguntas a partir de las que se estimó el valor unitario de la externalidad se realizaron apelando a la DAP y DAA por el alquiler de tierras para producir soja, es decir, invocando a la consideración de factores productivos de manera directa, podría haberse esperado una actitud diferencial de aquellos productores que residen en el predio y que ven afectado su bienestar por la externalidad en cuestiones que trascienden lo productivo, tal es el caso del acceso a comercios, centros educativos y de salud, etc. por parte del productor y su familia.

Por otra parte, en lo que refiere al tipo de tenencia declarado en el momento de contestar las preguntas de DAP/DAA se pudo observar que en promedio aquellos que ceden tierra en alquiler manifiestan una valoración de los caminos inferior que aquellos que toman tierra en alquiler. Dicha discrepancia estaría en línea con la evidencia empírica y experimental que da cuenta de la considerable divergencia entre la DAP y la DAA por un mismo bien o servicio.

Asimismo, se halló la existencia de una leve asociación *negativa* entre la valoración unitaria de la externalidad y el ingreso agrícola de los arrendadores, mientras que en el caso de los arrendatarios dicha vinculación resultó *positiva*. Es decir, que los arrendatarios con ingresos

agrícolas más altos presentarían una leve tendencia a valorar más la externalidad en términos unitarios (por hectárea), mientras que los arrendadores con ingresos agrícolas más elevados tenderían ligeramente a asignar una valoración unitaria de la externalidad menor que arrendadores con ingresos agrícolas relativamente más magros. Este resultado podría estar sutilmente denotando la incidencia que tiene la capacidad de negociación (asociada a mayores niveles de ingreso agrícola) diferencial de los arrendatarios y arrendadores en el mercado de tierras. En última instancia, la estimación de la valoración unitaria de la externalidad considerando la posición de los productores como arrendadores (consultando por su DAA) y arrendatarios (consultando por la DAP) puede haber resultado ventajosa, en lugar, por ejemplo, de sólo considerar la posición de uno de ellos. El hecho de que ambos grupos, arrendadores y arrendatarios, presentaran un tamaño similar y que produjeran desviaciones en la valoración unitaria de la externalidad en sentido contrario, podría dar a entender que en el resultado final que surge de la sumatoria de la valoración correspondiente a cada una de estos actores se dio una suerte de compensación entre ambos sesgos.

Por otra parte, en lo que refiere a la valoración económica de la externalidad para el área de estudio se advierte que la misma alcanza un valor de mínima de \$c 140 millones anual y representa el 6% del valor de la producción agrícola; mientras que en el caso menos conservador este valor alcanza casi los \$c 215 millones anuales y representa el 10% del valor de la producción agrícola de toda el área de estudio. Estos valores también pueden traducirse en un promedio de 70 y 107 \$c/ha.

Por otro lado, en la literatura no se han encontrado estudios estrictamente comparables con esta investigación en lo que refiere a la valoración económica de los efectos externos de la erosión sobre la infraestructura de caminos rurales. Tales estudios arriban a valores por hectárea o por kilómetro de camino bastante inferiores a los de esta investigación. Estas diferencias posiblemente puedan atribuirse a que todos estos trabajos han aplicado el método de costos evitados o inducidos, considerando los costos de mantenimiento de la red de desagüe asociados a la erosión. Por consiguiente, los resultados que éstos han alcanzado podrían estar sujetos a los problemas que presenta tal método que intenta aproximar los beneficios sociales del control de un desequilibrio ambiental a partir de los costos que éstos generan o pudieran generar. A su vez, la naturaleza y la magnitud del problema resultarían sustancialmente distintas, dado que en esos casos no se contaría con las deficiencias de infraestructura presentes en el Sur de la provincia de Córdoba.

En este sentido, desde el punto de vista científico posiblemente la contribución más interesante de la presente investigación es la utilización combinada de dos métodos de valoración económica: la valoración contingente y el método de precios hedónicos, ajustada a las condiciones y a la disponibilidad de información local para estimar el valor económico de la externalidad de la erosión sobre la infraestructura vial. Asimismo, a pesar de que esta combinación de métodos de valoración se realizó para tratar un problema ambiental en el medio rural, las aplicaciones y la generalización podrían hacerse para otro tipo de problemas ambientales en los que los atributos ambientales alterados pueden ser apropiadamente capturados por preguntas que los identifiquen en mercados de recursos (tierras), productos o insumos.

5.2 Implicancias de política

La valoración económica de servicios ambientales o de la calidad ambiental constituye un paso inicial en un proceso más amplio y dinámico de toma de decisiones políticas. En este sentido, los resultados obtenidos a partir de la estimación del valor de la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica contribuyen al diseño de políticas públicas y su financiamiento.

El procedimiento desarrollado en este estudio y los valores encontrados permiten dar una noción del valor que los productores le asignarían a ordenar la cuenca, y más específicamente a disponer de una red de desagüe y red de caminos con aislamiento hídrico que permita la accesibilidad a los predios sin riesgo de cortes de caminos por erosión hídrica, considerando también las prácticas de conservación de suelos que realizan los productores en sus predios a los fines de reducir el escurrimiento de agua y de sedimentos proveniente de los mismos. De hecho, en el área bajo estudio los productores perciben un beneficio adicional de entre \$c140 y 215 millones por año si se resuelve el problema de cortes de caminos por erosión hídrica.

En este sentido, si los resultados obtenidos se utilizaran para la estimación de una línea de base del ABC de un proyecto de ordenamiento de tierras de las cuencas estudiadas, pudo verse que los productores percibirían por la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos un daño permanente de entre \$c 3.580 y \$c 2.340 millones considerando una tasa de descuento social del 6%. Este rango de valor también puede entenderse como el valor presente de los beneficios permanentes que se obtendrían por eliminar dicho problema. En consecuencia, estos resultados plantean la necesidad de estudiar la mejor forma de realizar un ordenamiento del territorio y definir las inversiones necesarias para ello, considerando también los beneficios que se derivan de los efectos de la conservación del suelo al interior de los establecimientos.

Desde el punto de vista financiero, estos resultados también son importantes porque pueden aportar información para el delineamiento de fuentes genuinas de financiamiento de obras de infraestructura de desagüe y de caminos rurales. En el trabajo se pudo ver que mediante un aporte anual por hectárea de un 50% del valor de los beneficios adicionales por evitar el perjuicio de la erosión hídrica sobre los caminos, en el transcurso de 25 años a una tasa de descuento social del 6% se podría conformar un fondo local de inversión de entre \$c 1.373 y \$c 897 millones para financiar las obras de la red de desagüe y la red de caminos del proyecto de ordenamiento de tierras.

Por otro lado, también se pudo apreciar que la estimación del valor económico de la externalidad de la erosión hídrica sobre los caminos rurales, puede contribuir a la evaluación de la viabilidad económica de un mecanismo de pago por servicios ambientales a partir del cual algunos productores ceden parte de sus tierras a la construcción de nueva infraestructura de desagüe y otros productores de la cuenca los retribuyen por el servicio ambiental de regulación hídrica que éstos les brindan. En este sentido, pudo observarse que a partir de un pago anual promedio de 9 \$c/ha podía retribuirse a los productores que cedían parte de sus tierras a una nueva red de desagüe de 10.000 km. de longitud y 20.000 ha de superficie por el servicio de regulación hídrica que proveen al resto de la cuenca, obteniéndose un beneficio neto de entre 98 y 61 \$c/ha.

Consecuentemente, las estimaciones obtenidas del valor económico de la externalidad de corte de caminos por erosión en las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores sin lugar a dudas deben llamar la atención de los actores sociales involucrados, y especialmente de las autoridades políticas, para dar un mayor impulso al desarrollo de políticas de ordenamiento del territorio y conservación de suelo en la región bajo estudio y posiblemente en la provincia y el país que reduzcan los niveles de erosión de suelo que se producen en los campos, y particularmente, que ordenen la red de desagüe y realicen el aislamiento hídrico de los caminos. En este sentido, la metodología de valoración económica desarrollada puede ser replicable en otros sitios y sus resultados servir de insumo para evaluar políticas y acciones tendientes al control de la erosión a partir del enfoque social del ABC.

5.3 Limitaciones y agenda de investigación futura

A pesar de que los resultados obtenidos resultan interesantes y consistentes con la percepción de los productores y de la literatura científica sobre la relevancia del problema en el área de estudio, es importante mencionar algunas limitaciones asociadas a éstos.

En primer lugar, se advierte sobre aquellas relacionadas a la expansión de los resultados al total de productores de las cuencas estudiadas. En virtud de que la población para diseñar y aplicar la técnica de muestreo, y posteriormente para realizar inferencia a toda el área de estudio, se definió sobre la base del CNA 2002, entre los productores muestreados no se tuvieron en consideración a los nuevos operadores que han iniciado su actividad en el área de estudio entre el año 2002 y el 2007. Asimismo, más de la mitad de los productores seleccionados como titulares debieron ser reemplazados por suplentes debido a que hubo dificultades para localizar a los titulares por haber abandonado la actividad u por otros motivos como viajes, residencia fuera del área de estudio, etc. (ver apéndice E). Por dicha razón, los errores de estimación de ciertas variables podrían ser un tanto más elevados que los estimados originalmente en el proceso de muestreo. En este sentido, por ejemplo, se apuntó en el transcurso del trabajo sobre la baja representatividad que tendrían los productores de la UAH Medanosa.

En segundo lugar, si bien estos resultados muestran una valoración importante de las externalidad que genera la erosión de suelo fuera del campo del productor, es importante reconocer que sólo se consideró el efecto para aquel sector de la población del área de estudio más frecuentemente afectado por la externalidad, los productores agropecuarios, sin contemplar los efectos del riesgo de cortes de caminos para otros pobladores rurales o usuarios de los caminos rurales, como por ejemplo, los transportistas.

En tercer lugar, debe advertirse que existen otros daños ocasionados por la erosión fuera del campo del productor, por ejemplo: la degradación de los humedales, la contaminación del agua, etc. que no son considerados en este estudio y cuya valoración económica también puede contribuir a cuantificar los beneficios de contar con una política de ordenamiento de tierras y conservación de suelos que permita controlar la erosión.

En cuarto lugar, se reconocen las limitaciones metodológicas propias de los métodos de valoración contingente y de precios hedónicos. Por ejemplo, se advirtió una considerable proporción de no respuesta a las preguntas sobre valoración económica de la externalidad. Sin embargo, de acuerdo a lo que indican trabajos clásicos en la materia (Mitchell y Carson, 1989) esta situación no sería inusual en las experiencias de aplicación del método de valoración contingente, optándose por realizar imputaciones de valores a los casos faltantes aplicando el algoritmo EM a los fines de no perder eficiencia en la estimación del valor económico de la externalidad.

Por otro lado, se pudo advertir que la posición de los productores como arrendatarios o arrendadores incidió diferencialmente en la valoración unitaria de la externalidad por parte de los mismos generando algún tipo de sesgo en los resultados. Asimismo, pudo apreciarse que la metodología desarrollada no permitió capturar los beneficios adicionales que proveen los caminos a los productores que residen junto a sus familias en el predio. Probablemente estudios posteriores puedan indagar más profundamente sobre los factores que determinan la incidencia de la tenencia de la tierra y la residencia en la valoración económica de la externalidad.

Por último, cabe señalar que otra limitante del estudio fue no contar con datos técnicos que den cuenta del grado de afectación de los caminos rurales por erosión hídrica en el área de estudio. En esta investigación, dicha carencia fue sorteada apelando a la percepción de los productores, no obstante, resulta importante que investigaciones futuras permitan establecer

alguna metodología para realizar un diagnóstico preciso y objetivo del estado de los caminos, y vislumbrar la forma de actualizarlo de manera regular.

Como corolario final de la presente investigación, a pesar de las limitaciones previamente enunciadas, se destaca la relevancia de contar con una primera estimación del valor económico de la externalidad de la erosión sobre los caminos rurales en el Sur de Córdoba por resultar altamente necesaria para la evaluación de acciones y políticas tendientes a mitigar este problema tan sensible en dicha zona. Asimismo, esta investigación también deja entrever la necesidad de profundizar algunas líneas de investigación y de generar información complementaria por parte de otras áreas temáticas de manera de contar con estimaciones más precisas del valor económico de externalidad de la erosión hídrica sobre el estado de los caminos, así como también un análisis más profundo de los factores que inciden en la ocurrencia de la externalidad. De esta manera, se favorecerá el desarrollo de políticas superadoras para hacer frente a esta problemática que afecta a una amplia extensión del ámbito rural en la Argentina.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aldy, J. E., Hrubovcak, J. y Vasavada, U., (1998). 'The Role of Technology in Sustaining Agriculture and the Environment', Ecological Economics, Vol. 26, No. 1, pp. 81-96.
- Ananda, J. y Herath, G., (2003). 'Soil Erosion in Developing Countries: A Socio-Economic Appraisal', Journal of Environmental Management, Vol. 68, No. 4, pp. 343-53.
- Arrow, K.J., (1986). 'Rationality of Self and Others in an Economic System', en R. Hogarth, M. Reder and J. Kenneth (ed.), Rational Choice: The Contrast between Economics and Psychology, Chicago and London: University of Chicago Press.
- Arrow, K.J., Cropper, M.L., Eads, G.C., Hahn, R.W., Lave, L.B., Noll, R.G., Portney, P.R., Russell, M., Schmalensee, R. y Smith, V.K., (1996). 'Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?' SCIENCE, Vol. 272, No. 5259, pp. 221-22.
- Azqueta, D., (2002). Introducción a La Economía Ambiental, Ed McGraw-Hill, Madrid.
- Azqueta Oyarzun, D, (1994). Valoración Económica De La Calidad Ambiental, McGraw-Hill/Interamericana España. Madrid.
- Bandara, J. S., Chisholm, A., Ekanayake, A. y Jayasuriya, S., (2001). 'Environmental Cost of Soil Erosion in Sri Lanka: Tax/Subsidy Policy Options', Environmental Modelling & Software, Vol. 16, No. 6, pp. 497-508.
- Barbier, E.B., (1997). 'The Economic Determinants of Land Degradation in Developing Countries', Philosophical Transactions: Biological Sciences, Vol. 352, No. 1356, pp. 891-99.
- Becerra, V., Cisneros, J. M. , de Prada, J. D., Cantu, M. P., Gil, H., Gonzalez, J. , Reynero, M.A., Degioanni, A. y Cantero G., A., (1992). 'Síntesis del Anteproyecto Preliminar: Ordenamiento y Manejo Integral de Aguas y Tierras para las Cuencas de General Deheza, Córdoba, Argentina', Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Boyd, J. y Banzhaf, S., (2007). 'What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units', Ecological Economics. Ecological Economics of Coastal Disasters - Coastal Disasters Special Section, Vol. 63, No. 2-3, pp. 616-26.
- Brown, T. C. y Gregory, R., (1999). 'Why the WTA-WTP Disparity Matters', Ecological Economics, Vol. 28, No. 3, pp. 323-35.
- Brown, TC, Bergstrom, JC y Loomis, JB, (2007). 'Defining, Valuing, and Providing Ecosystem Goods and Services', Natural Resources Journal, Vol. 47, No. 2, pp. 329-76.
- Buttel, F.H., (2003). 'Internalizing the Societal Costs of Agricultural Production', Plant Physiology, Vol. 133, No. 3, pp. 1656-65.
- Camerer, C.F., (2004). 'Behavioral Economics: Past, Present, and Future', en G. L. a. M. R. C.F. Camerer (ed.), Advances in Behavioral Economics, New York Russell Sage.
- Cantero G., A. , Cantu, M.P. , Becerra, V. , Cantero, J.J. , Cisneros, J.M. , Degioanni, A. , Gonzalez, J. , Gil, H. , de Prada, J. , Pereyra, C. , et al., (1998). 'Propuesta de Ordenamiento y Manejo Integrado de Tierras y Aguas en el Sur de la Provincia de Córdoba', Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Carson, R.T., (1999). 'Contingent Valuation: A User's Guide', *Discussion Paper 99-26*, San Diego: Department of Economics. University of California.

Casas, R., (2000). 'La Conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas', *Premio Ing. Antonio Prego Disertación. INTA.*, Centro de Investigación en Recursos Naturales. Instituto de Suelos-Castelar. Argentina:

Casas, R.R. y Iruetia, C.B., (1995). Conservación del Suelo. Guía Didáctica para Docentes. Enseñanza General Básica sobre Ecosistemas Regionales Argentinos., INTA. Instituto de Suelos. Castelar. ARGENTINA.

Cisneros, J. M., Cantero G., A., Degioanni, A., Angelli, A., Gonzalez, J., de Prada, J., Reynero, M.A., Gil, H., Becerra, V. y Espósito, G., (2008a). 'Uso del Suelo, Erosión y deterioro de los Caminos Rurales: El caso de la Cuenca Suco-Moldes-Mackenna (Córdoba)', A. A. d. I. C. d. Suelo, *XXI Congreso Nacional Argentino de la Ciencia del Suelo*, Potrero de Funes, San Luis, Argentina:

Cisneros, J. M., Cantero G., A., Degioanni, A., Angeli, A.R., González, J.G., de Prada, J.D., Reynero, M.A., Gil, H., Becerra, V. y Espósito, G., (2007). 'Programa de Control de Erosión-Sedimentación y de Manejo Ambiental de las Tierras y Prevención del Aporte de Excedentes Hídricos a los Caminos de la Red Secundaria y Terciaria de las Cuencas de Suco, Bulnes, Coronel Moldes y Vicuña Mackenna', Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto. Ministerio de Obras Públicas de Córdoba. Dirección Provincial de Vialidad.

Cisneros, J. M., Cantero G., A., Degioanni, A., Becerra, V. y Zubrzycki, M.A., (2008b). 'Producción, Uso y Manejo de las Tierras', en J. de Prada and J. A. Penna (ed.), Percepción Económica y Visión de los Productores Agropecuarios de los Problemas Ambientales en el Sur de Córdoba, Argentina, Buenos Aires: Ediciones INTA.

Cisneros, J. M., Cantero G., A., Gonzalez, J.G., de Prada, J. D., Reynero, M.A., Gil, H., Degioanni, A. y Cholaky, C. G., (2005). 'Programa de Ordenamiento de Tierras, Aguas y Red de Caminos de la Cuenca Santa Rita', Río Cuarto, CORDOBA: Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Ministerio de Obras Públicas de Córdoba. Dirección Provincial de Vialidad.

Clark, E.H., Maverkamp, J.A. y Chapman, W., (1985). Eroding Soils: The Off-Farm Impacts, Washington DC: The Conservation Foundation.

Clark, R., (1996). 'Methodologies for the Economic Analysis of Soil Erosion and Conservation', *Cserge Gec Working Paper 96-13*, Overseas Development Group. University of East Anglia. Norwich.

Coase, RH, (1960). 'The Problem of Social Cost', The Journal of Law and Economics, Vol. 3, No. 1, pp. 1-44.

Cochran, WG, (1971). Técnicas De Muestreo, México: Compañía Ed. Continental SA,.

Colombo, S, Hanley, N y Calatrava-Requena, J, (2005). 'Designing Policy for Reducing the Off-Farm Effects of Soil Erosion Using Choice Experiments.' Journal of Agricultural Economics, Vol. 56, No. 1, pp. 81-95.

Colombo, S., Calatrava-Requena, J. y Hanley, N., (2003). 'The Economic Benefits of Soil Erosion Control: An Application of the Contingent Valuation Method in the Alto Genil Basin of Southern Spain', Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 58, No. 6, pp. 367-71.

Colombo, S. y Requena, J.C., (2004). 'Análisis Económico De La Erosión Del Suelo: Valoración De Los Efectos Externos En La Cuenca Del Alto Genil', Economía Agraria y Recursos Naturales, Vol. 4, No. 8.

- Common, M. y Stagl, S., (2005). Ecological Economics. An Introduction., Cambridge.: Cambridge University Press.
- Cordero, D., Moreno-Díaz, A. y Kosmus, M., (2008). 'Manual Para El Desarrollo De Mecanismos De Pago/Compensación Por Servicios Ambientales', Ecuador: GTZ.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V. y Paruelo, J., (1998). 'The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital', Ecological Economics, Vol. 25, No. 1, pp. 3-15.
- Chee, Y. E., (2004). 'An Ecological Perspective on the Valuation of Ecosystem Services', Biological Conservation, Vol. 120, No. 4, pp. 549-65.
- Chidiak, M. y Murmis, M. R., (2003). 'Gestión Ambiental En La Agroindustria, Competitividad Y Sustentabilidad.' Estudio .EG.33.4. Competitividad Sistémica. Oficina de la CEPAL - ONU en Buenos Aires.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J. y Shallenberger, R., (2009). 'Ecosystem Services in Decision Making: Time to Deliver', Frontiers in Ecology and the Environment, Vol. 7, No. 1, pp. 21-28.
- de Prada, J. D., (2005). 'Economics of Soil Erosion and Wetland Degradation: A Case Study from Argentina', *A Dissertation Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the degree of Doctor of Philosophy*, University of Connecticut. USA.
- de Prada, J.D., Bravo-Ureta, B. y Shah, F.A., (2005). 'El Costo De La Erosión De Suelo Para Los Productores Agropecuarios En El Sur De Córdoba, Argentina', Revista Argentina de Economía Agraria, Vol. 8, No., pp. 4-21.
- de Prada, J.D., Bravo Ureta, B. y Shah, F., (2004). 'Cost of Soil Erosion on-Site: A Case Study from Cordoba (Argentina)', *XXXV Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*, Mar del Plata, Argentina:
- de Prada, J.D., Degioanni, A. y Gil, H., (2008). 'Introducción Y Metodología De La Encuesta Agropecuaria', en J. D. de Prada and J. A. Penna (ed.), Percepción Socioeconómica Y Visión De Los Productores Agropecuarios De Los Problemas Ambientales Del Sur De Córdoba, Argentina, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- de Prada, J.D., Lee, T.C., Angeli, A.R., Cisneros, J.M. y Cantero, A., (2007a). 'Análisis Multicriterio Para La Conservación De Suelos: Aplicación a Una Cuenca Representativa Del Centro Argentino', *Jornadas Argentinas de Economía Ecológica*, Tucumán, Argentina:
- de Prada, J.D. y Penna, J.A., (2008). *Percepción Económica Y Visión De Los Productores Agropecuarios De Los Problemas Ambientales En El Sur De Córdoba, Argentina.*, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- de Prada, JD y Angeli, AR, (2007). 'Valoración Económica De Bienes Y Servicios Ambientales En El Medio Rural: Análisis De La Erosión Y Conservación De Suelo.' *XXXVIII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*, Mendoza, Argentina:
- de Prada, JD, Gil, H., Hernandez, J., Becerra, V. y A., Cantero G., (2007b). 'Análisis Financiero De La Política De Conservación De Suelos De La Provincia De Córdoba', *XXXVIII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*, Mendoza, Argentina:

- DeGIOANNI, A. y CAMARASA, A., (2002). 'Las Inundaciones En La Provincia De Córdoba (Argentina) Y Las Tecnologías De Información Geográfica: Ejemplos De Aplicación', Serie Geográfica, Vol. 10, No., pp. 143-66.
- DeGIOANNI, A., de Prada, J.D. y Cisneros, J. M., (2008). 'Características Del Área De Estudio, Unidades Ambientales Homogéneas Y Productores De La Muestra', en J. D. de Prada and J. A. Penna (ed.), Percepción Económica Y Visión De Los Productores Agropecuarios De Los Problemas Ambientales En El Sur De Córdoba, Argentina, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Delgado, R., (2000). 'Inversiones En Infraestructura Vial: La Experiencia Argentina', Serie Reformas Económicas. LC/L. 1149. CEPAL.
- Diewert, W.E. (1974) Applications of Duality Theory. En: Frontiers of Quantitative Economics, Volume II, eds. M.D. Intriligator and D.A. Kendrick. Amsterdam. North Holland.
- Dixon, J. y Pagiola, S., (1998). 'Economic Analysis and Environmental Assessment. Environmental Assessment Sourcebook Update', Environment Department. World Bank .April 1998. Number 23.
- Engel, S., Pagiola, S. y Wunder, S., (2008). 'Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: An Overview of the Issues', Ecological Economics, Vol. 65, No. 4, pp. 663-74.
- Enters, T., (1998). 'Methods for the Economic Assessment of the on-and Off-Site Impacts of Soil Erosion', *Issues in Sustainable Land Management. N. 2*, Bangkok: International Board for Soil Research and Management. The Soil, Water, and Nutrient Management Programme.
- Escobal, J y Ponce, C., (2002). 'El Beneficio de los Caminos Rurales: Ampliando Oportunidades de Ingreso para los pobres', *Documento de Trabajo N°40*, Lima: GRADE.
- Farber, S.C.; Costanza, R., Wilson, M.A. (2002) Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. Ecological Economics. Vol. 41. No. 3. pp. 375-92.
- Feather, P. y Hellerstein, D., (1997). 'Calibrating Benefit Function Transfer to Assess the Conservation Reserve Program', American Journal of Agricultural Economics, Vol. 79, No. 1, pp. 151-62.
- FECIC/PROSA, (1988). El Deterioro Del Ambiente En La Argentina (Suelo - Agua - Vegetación - Fauna), Buenos Aires: Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Fontaine, E. R., (2002). Evaluación Social De Proyectos, México DF: Alfaomega Grupo Editor.
- Forman, R.T.T. y Alexander, L.E., (1998). 'Roads and Their Major Ecological Effects', Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 29, No. 1, pp. 207-31.
- Freeman, AM, (2003). The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Gil, H., de Prada, J.D., Becerra, V., Cisneros, J. M. y Reynero, M.A., (2006). 'Gestión Del Recurso Suelo En El Medio Rural: Análisis Político Institucional En La Provincia De Córdoba, Argentina', A. A. d. E. Agraria, *XXXVII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*, Villa Giardino, Córdoba:

- Gil, H., de Prada, J.D., Hernández, J., Pereyra, C. y Angeli, A.R., (2008). 'Análisis De La Percepción Del Productor Sobre La Problemática Ambiental', en J. D. de Prada and J. A. Penna (ed.), Percepción Económica Y Visión De Los Productores Agropecuarios De Los Problemas Ambientales En El Sur De Córdoba, Argentina, Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Gil, R. y Garay, A., (2001). 'La Siembra Directa Y El Funcionamiento Sustentable Del Suelo', en J. L. Panigatti, H. Marelli and D. Buschiazzo (ed.), Siembra Directa Ii, Buenos Aires: Ediciones INTA. Argentina.
- Gittinger, J.P., (1982). Análisis Económico De Proyectos Agrícolas, Instituto de Desarrollo Económico del Banco Mundial. Editorial Tecnos. Madrid.
- Gobbi, J., (2009). 'Pago Por Servicios Ecosistémicos ¿Qué Son Y Cómo Funcionan?' en P. Laterra, J. Paruelo and E. Jobbagy (ed.), El Valor Ecológico, Social Y Económico De Los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas Y Estudios De Caso, INTA-IAI-FONCYT (En prensa).
- Goetz, R.U., (1997). 'Diversification in Agricultural Production: A Dynamic Model of Optimal Cropping to Manage Soil Erosion', American Journal of Agricultural Economics, Vol. 79, No. 2, pp. 341-56.
- Gold, M.V., (1994). 'Sustainable Agriculture: Definitions and Terms', National Agricultural Library. USDA.
- Gómez García, J., Palarea Albaladejo, J., Fernández, M. y Antoni, J., (2006). 'Métodos De Inferencia Estadística Con Datos Faltantes: Estudio De Simulación Sobre Los Efectos En Las Estimaciones.' Estadística española, Vol. 48, No. 162, pp. 241-70.
- Görlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R., Interwies, E., Bouzit, M., Darmendrail, D. y Rinaudo, J.D., (2004). 'Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation', Final Report. Volume IV: Executive Summary. European Commission. DG Environment, Study Contract ENV.B.1/ETU/2003/0024. Berlin: Ecologic.
- Guerrero, C y Pérez, J, (2002). 'Comparación Del Precio De Los Ordenadores En Estados Unidos Y España 1990-2000: Un Enfoque Hedónico', *Cuadernos de Investigación de Fondo de Investigación Richard Stone*, Centro Stone.
- Gunatilake, H.M. y Vieth, G.R., (2000). 'Estimation of on-Site Cost of Soil Erosion: A Comparison of Replacement and Productivity Change Methods', Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 55, No. 2, pp. 197-204.
- Hanemann, W.M., (1991). 'Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?' The American Economic Review, Vol. 81, No. 3, pp. 635-47.
- Hansen, L.R., Feather, P. y Shank, D., (1999). 'Valuation of Agriculture's Multi-Site Environmental Impacts: An Application to Pheasant Hunting', Agricultural and Resource Economics Review, Vol. 28, No. 2, pp. 199-207.
- Hansen, L.R. y Ribaud, M.O., (2008). 'Economic Measures of Soil Conservation Benefits: Regional Values for Policy Assessment', Washington: U.S. Department of Agriculture. Economic Research Service.
- Hansen, L.T., Breneman, V.E., Davison, C.W. y Dicken, C.W., (2002). 'The Cost of Soil Erosion to Downstream Navigation', Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 57, No. 4, pp. 205-12.
- Hara, C, Segal, I y Tadelis, S, (1997). Solutions Manual for Microeconomic Theory: Mas-Colell, Whinston and Green, New York: Oxford University Press.

- Harless, D.W., (1989). 'More Laboratory Evidence on the Disparity between Willingness to Pay and Compensation Demanded', Journal of Economic Behavior and Organization, Vol. 11, No. 3, pp. 359-79.
- Harrison, G.W., (1992). 'Valuing Public Goods with the Contingent Valuation Method: A Critique of Kahneman and Knetsch', Journal of environmental economics and management, Vol. 23, No., pp. 248-57.
- Harrison, G.W., (2002). 'Contingent Valuation Meets the Experts, a Critique of the Noaa Panel Report', Columbia. USA: Department of Economics. Moore School of Business. University of South Carolina.
- Hediger, W., (2003). 'Sustainable Farm Income in the Presence of Soil Erosion: An Agricultural Hartwick Rule', Ecological Economics, Vol. 45, No. 2, pp. 221-36.
- Hellerstein, D., (1998). 'An Analysis of Wildlife Recreation Using the Fhwar', W-133 Benefits and Costs of Resource Policies Affecting Public and Private Land, Eleventh Interim Report. Knoxville: University of Tennessee.
- Hepburn, C. J. y Koundouri, P., (2007). 'Recent Advances in Discounting: Implications for Forest Economics', Journal of Forest Economics. Cost-Benefit Analysis and Forest Policy, Vol. 13, No. 2-3, pp. 169-89.
- Horowitz, J. K. y McConnell, K. E., (2002). 'A Review of Wta/Wtp Studies', Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 44, No. 3, pp. 426-47.
- INDEC, (2002). 'Censo Nacional Agropecuario 2002: Definiciones Censales Y Metodología De Relevamiento', Instituto Nacional de Estadísticas y Censos.
- Irurtia, C.B. y Mon, R., (2003). 'Impacto De La Erosión Hídrica En La Producción De Granos En Un Argiudol Típico De La Pampa Ondulada.' Instituto de Suelos, INTA. Castelar.
- Kahneman, D. y Knetsch, J.L., (1992). 'Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction.' Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 22, No. 1, pp. 57-70.
- Kahneman, D., Knetsch, J.L. y Thaler, R.H., (1990). 'Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem', Journal of Political Economy, Vol. 98, No. 6, pp. 1325-48.
- Kahneman, D. y Tversky, A., (1979). 'Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk', Econometrica, Vol. 47, No. 2, pp. 263-92.
- Kim, S.H. & Dixon, J.A. (1984) Economic valuation of environmental quality aspects in Ahmad, Y.F. (ed) Environmental decision-making, vol. II.
- Kroeger, T. y Casey, F., (2007). 'An Assessment of Market-Based Approaches to Providing Ecosystem Services on Agricultural Lands', Ecological Economics Special Section - Ecosystem Services and Agriculture - Ecosystem Services and Agriculture, Vol. 64, No. 2, pp. 321-32.
- Lal, R., den Biggelaar, C. y Wiebe, K.D., (2003). 'Measuring on-Site and Off-Site Effects of Soil Erosion in Productivity and Environment Quality', OECD, *Proceedings from an OECD Expert Meeting. Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*,
- Landell-Mills, N. y Porras, I.T., (2002). 'Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor', Londres:

- Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development (IIED).
- Li, W. y He, T., (2008). 'Coase Theorem, Coase Approach and Pigou Approach', Disponible en SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1292586>.
- MA, (2003). 'Concepts of Ecosystem Value and Valuation Approaches. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment', Millenium Ecosystem Assessment. Island Press.
- MA, (2005). 'Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-Being', *Statement from the Board*, Millenium Ecosystem Assessment.
- Maddison, D., (2000). 'A Hedonic Analysis of Agricultural Land Prices in England and Wales', European Review of Agricultural Economics, Vol. 27, No. 4, pp. 519-32.
- Mas-Colell, A., Whinston, M.D. y Green, J.R., (1995). Microeconomic Theory, New York: Oxford University Press, USA.
- McConnell, K.E., (1983). 'An Economic Model of Soil Conservation', American Journal of Agricultural Economics, Vol. 65, No. 1, pp. 83-89.
- Mendelsohn, R., Nordhaus, W.D. y Shaw, D., (1994). 'The Impact of Global Warming on Agriculture: A Ricardian Analysis', The American Economic Review, Vol. 84, No. 4, pp. 753-71.
- Michelena, R.O., Iurtia, C.B., Vavruska, FA, Mon, R. y Pittaluga, A., (1989). 'Degradación De Suelos En El Norte De La Región Pampeana', *Publicación Técnica N°6. Proyecto Agricultura Conservacionista*, Centros Regionales de Buenos Aires Norte, Córdoba, Entre Ríos y Santa Fé: INTA.
- Michelena, R.O. y Mon, R., (1985). 'El Cultivo En Contorno, Una Práctica Para La Conservación Del Suelo Y Del Agua', Castelar. AR: Instituto de Suelos. INTA.
- Milham, N., (1994). 'An Analysis of Farmers' Incentives to Conserve or Degrade the Land', Journal of Environmental Management, Vol. 40, No. 1, pp. 51-64.
- Mirassou, S. B., (1993). 'La Conservación De Los Suelos: Una Evaluación Económica', *Tesis Magister Scientiae. Escuela para Graduados. Facultad de Agronomía. Área Economía Agraria.*, Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires.
- Mirassou, S. B. , Díaz, R. A. , Mauhourat, D.E. y Belluscio de Casaravilla, M., (1994). 'La Conservación De Los Suelos. Una Evaluación Microeconómica De La Serie De Arroyo Dulce.' en X. C. d. C. y. T. a. s. d. l. e. agropecuaria. (ed.), Impacto De Las Técnicas De Conservación De Suelo En La Productividad De La Empresa Agropecuaria, Rosario, Argentina: Bolsa de Comercio de Rosario.
- Mishan, E.J., (1971). 'The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay', Journal of Economic Literature, Vol. IX, No. 1, pp. 1-28.
- Mitchell, RC y Carson, RT, (1989). Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, Washington, D.C.: Resources for the Future. John Hopkins University Press.
- Moore, WB y McCarl, BA, (1987). 'Off-Site Costs of Soil Erosion: A Case Study in Willamette Valley', Western Journal of Agricultural Economics, Vol. 12, No. 1, pp. 42-49.
- Moreau, P., (1999). Estadística Informatizada, Madrid, España: Editorial Paraninfo.

- Newcome, J., Provins, A., Johns, H., Ozdemiroglu, E., Ghazoul, J. y Burgess, D., (2005). 'The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review', London: Economics for the Environment Consultancy (EFTEC).
- O'Doherty, R., (2001). 'The Contingent Valuation Method', University of East Anglia and University College of London. CSERGE Working Paper PA.93-01.
- OECD y FAO, (2009). 'Agricultural Outlook 2009-2018. Highlights', OECD - FAO.
- Pagiola, S., Von Ritter, K y Bishop, J, (2004). 'How Much Is an Ecosystem Worth: Assessing the Economic Value of Conservation', *IUCN, The Nature Conservancy and the World Bank*,
- Pagiola, S., (1999). 'The Global Environmental Benefits of Land Degradation Control on Agricultural Land: Global Overlays Program', Washington, D.C.: World Bank Environment Paper Number 16.
- Pagiola, S., Arcenas, A. y Platais, G., (2005). 'Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America', World Development Institutional arrangements for rural poverty reduction and resource conservation, Vol. 33, No. 2, pp. 237-53.
- Palmquist, R.B., (1989). 'Land as a Differentiated Factor of Production: A Hedonic Model and Its Implications for Welfare Measurement', Land economics, Vol. 65, No. 1, pp. 23-28.
- Palmquist, R.B. y Danielson, L.E., (1989). 'A Hedonic Study of the Effects of Erosion Control and Drainage on Farmland Values', American Journal of Agricultural Economics, Vol. 71, No. 1, pp. 55-62.
- Pardo, A. y Ruiz, M.A., (2001). SPSS 10.0. Guía Para El Análisis De Datos, Madrid: Metodología de las Ciencias del Computamiento. Universidad Autónoma de Madrid.
- Pearce, D. (1997) *Economic Valuation and Ecological Economics*. CSERGE. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment. University of East Anglia.
- Pérez, C, (2004). Técnicas Estadísticas con SPSS, Madrid, España: Editorial Prentice Hall.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L. y Saffouri, R., (1995). 'Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits', Science, Vol. 267, No. 5201, pp. 1117-23.
- Prego, A. J. y Stillo, F. S, (1988). 'Deterioro En La Red Caminera', en F. F. p. I. E. I. C. y. I. Cultura. (ed.), El Deterioro Del Ambiente En La Argentina (Suelo-Agua-Vegetación-Fauna), Buenos Aires:
- Pretty, J. N., Brett, C., Gee, D., Hine, R. E., Mason, C. F., Morison, J. I. L., Raven, H., Rayment, M. D. y van der Bijl, G., (2000). 'An Assessment of the Total External Costs of Uk Agriculture', Agricultural Systems, Vol. 65, No. 2, pp. 113-36.
- Remón, E.Q. y Trujillo, R.T., (2002). 'Generando La Cultura Del Mantenimiento Vial Rural: El Caso Del Programa De Caminos Rurales', Lima, Perú: Programa de caminos rurales. Ministerio de Transportes, Comunicaciones, Vivienda y Construcción.
- Ribaudo, M.O., (1986). 'Reducing Soil Erosion: Offsite Benefits', *Agricultural Economic Report No. 561*, Washington: Natural Resource Economics Division. Economic Research Service. United States Department of Agriculture.

- Ribaudo, M.O., (1989). 'Water-Quality Benefits from the Conservation Reserve Program', Washington: Economic Research Service. United States Department of Agriculture.
- Rijsdijk, A., Sampurno Bruijnzeel, L.A. y Sutoto, C. K., (2007). 'Runoff and Sediment Yield from Rural Roads, Trails and Settlements in the Upper Konto Catchment, East Java, Indonesia', Geomorphology. Human Impact and Geomorphology in Tropical Mountain Areas, Vol. 87, No. 1-2, pp. 28-37.
- Sáez, C. y Requena Calatrava, J., (2007). 'Reconciling Sustainability and Discounting in Cost-Benefit Analysis: A Methodological Proposal', Ecological Economics, Vol. 60, No. 4, pp. 712-25.
- SAGyP, (1995). El Deterioro De Las Tierras En La República Argentina. La Secretaria De Agricultura, Ganaderia Y Pesca Y El Consejo Federal Agropecuario En Alerta Amarillo, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Argentina.
- Samuelson, P.A., (1954). 'The Pure Theory of Public Expenditure', The Review of Economics and Statistics, Vol. 36, No. 4, pp. 387-89.
- Samuelson, P.A., (1955). 'Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure', The Review of Economics and Statistics, Vol. 37, No. 4, pp. 350-56.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Alimentos, (2005). 'Programa De Desarrollo Agropecuario', Ministerio de la Producción y el Trabajo. Gobierno de la Provincia de Córdoba.
- Shogren, J.F., Shin, S.Y., Hayes, D.J. y Kliebenstein, J.B., (1994). 'Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept', The American Economic Review, Vol. 84, No., pp. 255-70.
- Söderbaum, P., (2007). 'Issues of Paradigm, Ideology and Democracy in Sustainability Assessment', Ecological Economics, Vol. 60, No. 3, pp. 613-26.
- Sterner, T., (2003). Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management, Washington D.C.: Resources for the Future.
- Stiglitz, J.E., (2002). La Economía Del Sector Público, Barcelona: Antoni Bosch editor.
- Stocking, M., (1988). 'Quantifying the on-Site Impact of Soil Erosion', S. Rimwanich, : *Land Conservation for Future Generations, Proceedings of the Fifth International Soil Conservation Conference*, Bangkok, Thailand.: Food and Agriculture Organization of the United Nations and Overseas Development Group, University of East Anglia.
- Tengberg, A., Peretti, M. y Weir, E., (1997). 'Predicción De Cambio De Rendimiento Y Costos Causados Por Erosión En Marco Juárez, Córdoba', Marco Juárez, Cordoba: Estación Experimental Marcos Juárez. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Tomasini, D., (2000). 'Valoración Económica Del Ambiente', Consultado en la Web. .
- Trostle, R., (2008). 'Global Agricultural Supply and Demand: Factors Contributing to the Recent Increase in Food Commodity Prices', USDA- Economic Research Service.
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. y Georgiou, S., (2003). 'Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions', Ecological Economics, Vol. 46, No. 3, pp. 493-510.
- Turner, R.K., Pearce, D.W. y Bateman, I., (1993). Environmental Economics: An Elementary Introduction, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

- Uri, N. y Lewis, J., (1998). 'The Dynamics of Soil Erosion in Us Agriculture', The Science of The Total Environment, Vol. 218, No. 1, pp. 45-58.
- Uri, N.D., (2001). 'A Note on Soil Erosion and Its Environmental Consequences in the United States', Water, Air, & Soil Pollution, Vol. 129, No. 1, pp. 181-97.
- van de Walle, D., (2002). 'Choosing Rural Road Investments to Help Reduce Poverty', World Development, Vol. 30, No. 4, pp. 575-89.
- Venkatachalam, L. (2007) Environmental and Ecological Economics: Where they converge? *Ecological Economics*. Vol. 61. No.2-3. pp. 550-558
- Venkatachalam, L., (2008). 'Behavioral Economics for Environmental Policy', Ecological Economics, Vol. 67, No. 4, pp. 640-45.
- Vicente, G., (1996). 'Estudio De Las Condiciones Económicas De La Tierra Agrícola En Tandil, República Argentina. Uso De La Metodología De Precios Hedónicos En El Mercado De Arriendo (Alquiler) De Tierra Para Trigo.' *Programa de Postgrado en Economía Agraria. Departamento de Economía Agraria. Facultad de Agronomía.*, Tesis para optar al grado de Magister en Economía. Santiago de Chile: Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M. y Lértora, F., (2002). La Sustentabilidad Ambiental Del Agro Pampeano, Buenos Aires: Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria, Ediciones INTA.
- von Braun, J. , Ahmed, A., Asenso-Okyere, A., Fan, S., Gulati, A. , Hoddinott, J., Pandya-Lorch, R., Rosegrant, M., Ruel, M. , Torero, M., et al., (2008). 'High Food Prices: The What, Who, and How of Proposed Policy Actions', Policy Brief. Washington, D.C.: International Food Policy Research Institute.
- Walker, D.J., (1982). 'A Damage Function to Evaluate Erosion Control Economics', American Journal of Agricultural Economics, Vol. 64, No. 4, pp. 690-98.
- Wall, E., Weersink, A. y Swanton, C., (2001). 'Agriculture and Iso 14000', Food Policy, Vol. 26, No. 1, pp. 35-48.
- Wertz-Kanounnikoff, S., (2006). 'Payments for Environmental Services—a Solution for Biodiversity Conservation?' *Idées pour le Débat*, Paris: Institut du Développement Durable et des Relations Internationales.
- Wiebe, K.D., (2003). 'Linking Land Quality, Agricultural Productivity, and Food Security', Washington, D.C.: Agricultural Economic Report 823. Resource Economics Division. Economic Research Service. USDA.
- Wunder, S., (2005). 'Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts', Bogor: Center for International Forestry Research. CIFOR. Occasional Paper No. 42.
- Zbinden, S. y Lee, D. R., (2005). 'Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's Psa Program', World Development. Institutional arrangements for rural poverty reduction and resource conservation, Vol. 33, No. 2, pp. 255-72.

APÉNDICE A. SOLUCIONES AL PROBLEMA DE LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES

Alternativas tradicionales de intervención

Existen distintas medidas para hacer frente a un desequilibrio ambiental como es el caso de los efectos de la erosión de suelos fuera del sitio. En primer lugar, puede mencionarse la provisión directa de bienes públicos por parte del Estado (Sterner, 2003). A su vez, existen un conjunto de medidas que intentan modificar el comportamiento de distintos actores en lo que refiere al medio ambiente por medio de la persuasión, como por ejemplo las campañas de concientización. Por otro lado, existen un conjunto de acciones tendientes a generar un mayor grado de coerción: las medidas regulatorias o de comando y control, e instrumentos económicos como impuestos y subsidios, entre otros. Todas estas alternativas de intervención tienen como objetivo procurar directa o indirectamente un cambio en el comportamiento de las firmas y de los individuos, de manera que el volumen de externalidades ambientales negativas no sea superior al socialmente óptimo. Éstas presentan ventajas y desventajas en lo que refiere a su: i) eficacia (capacidad de alcanzar objetivo planteado), ii) eficiencia (cumplir con el objetivo planteado al menor costo posible), iii) flexibilidad (capacidad de adaptación frente a cambios de contexto), y iv) resultados en términos de equidad (Azqueta, 2002).

La política más directa que puede llevar a cabo el Estado a los fines de corregir la ineficiencia producida por una externalidad ambiental es disponer de sus recursos – humanos, impositivos, de capital físico, etc.- para diseñar y llevar a la práctica una solución a dicho problema. La acción tradicional de provisión de bienes públicos por parte del Estado es un ejemplo de ello (Stiglitz, 2002). Entre éstos puede mencionarse: la provisión y mantenimiento de parques naturales, la construcción y el mantenimiento de sistemas de desagüe, el desarrollo de actividades de investigación y de control en lo referente a cuestiones ambientales. Muchos de estas actividades son financiadas mediante el cobro de alguna tasa a los usuarios, la cual puede formar parte de algún tipo de impuesto a la propiedad o de otro tipo de impuesto, o una tasa aplicada sobre el servicio provisto⁶⁹ (Sterner, 2003).

Luego, existen un conjunto de iniciativas que buscan promover cambios en la conducta de firmas y consumidores de manera voluntaria a partir de la difusión de información sobre las consecuencias ambientales de su accionar. Common y Stagl (2005) denominan a este conjunto de medidas como de persuasión moral (*moral suasion*). Un ejemplo de ello son los programas públicos de capacitación y asistencia técnica en lo que refiere al uso y la gestión sustentable de los recursos naturales, los subsidios a la investigación y al desarrollo de tecnologías ambientalmente amigables y el financiamiento de la investigación básica. Asimismo, el etiquetado de productos y la certificación de procesos (ISO 14.000, buenas prácticas agrícolas, etc.) a los que se acogen varios productores y empresas de manera voluntaria también forman parte de las medidas de persuasión moral (Common y Stagl, 2005).

⁶⁹ Cabe destacar que en las últimas décadas en varios países se han registrado importantes cambios en el rol del Estado como productor directo de bienes y servicios. Es decir, muchas actividades que eran consideradas un monopolio natural del Estado han sido organizadas de manera que éste ejerce primordialmente tareas de control y financiamiento, mientras que la provisión del bien o servicio es encargada a empresas privadas contratadas especialmente para ello. Por lo tanto, la provisión de bienes públicos de manera directa por parte del Estado constituye una de las tantas alternativas dentro de un abanico de posibilidades mucho más amplio (Sterner, 2003).

Por su parte, las medidas regulatorias o de comando y control consisten en el establecimiento de límites o normas a distintos tipos de acciones susceptibles de producir externalidades ambientales. De esta manera todos los agentes implicados - independientemente de su capacidad diferencial para cumplir con las restricciones impuestas - se ven igualmente afectados. Entre éstas, Azqueta (2002) destaca:

- a) *Estándares sobre productos*, que tratan de regular diversos aspectos de los bienes que tienen efectos sobre el medio ambiente: como los elementos que lo componen y los efectos de su uso o consumo;
- b) *Estándares que regulan procesos productivos*, que limitan el uso de ciertos insumos o tecnologías y establecen cupos a emisiones;
- c) *Normas sobre utilización de recursos naturales*, que regulan el acceso, la captación y la utilización de recursos naturales renovables y no renovables;
- d) *Normas de planificación y ordenamiento del territorio*, a partir de las cuales se reglamenta el tipo de actividades que pueden llevarse a cabo en un determinado espacio geográfico y las condiciones bajo las cuáles éstas pueden desarrollarse (zonificación, áreas protegidas, etc.).

Las medidas regulatorias suelen ser eficaces pero al mismo son cuestionadas por ser poco flexibles y no estar exentas de ineficiencias, dado que todos los individuos independientemente de sus costos de mitigación deben restringir de igual manera los niveles de externalidad (Sterner, 2003).

Por su parte, los instrumentos económicos intentan cambiar el comportamiento de los actores económicos modificando los precios relativos (impuestos y subsidios) o introduciendo el racionamiento por la vía de la cantidad (permisos de emisión negociables), sin restringir de manera directa las posibilidades de degradar el medio ambiente: aquellos que deciden degradar deben pagar un precio por ello, mientras que los que deciden no hacerlo son recompensados económicamente. Entre estos instrumentos económicos se suelen destacar:

- a) *Impuestos, cánones y tasas*, aplicados a las emisiones y vertido de sustancias contaminantes, a la utilización de ciertos insumos, al consumo de ciertos productos o simplemente administrativos;
- b) *Subsidios*, que pueden comprender subvenciones, créditos blandos o desgravaciones fiscales;
- c) *Permisos de emisión negociables*, a partir de los cuales un regulador crea un mercado en el que introduce un racionamiento del volumen máximo tolerable de externalidad negativa, en un área específica y permite que los agentes negocien entre ellos los permisos que él ha distribuido previamente o que han sido subastados;
- d) *Otros*, como los *gravámenes de no cumplimiento* que penalizan la transgresión de determinados límites; o los *depósitos de buen fin* que son entregados a las autoridades competentes como garantía de cumplimiento de exigencias ambientales (Azqueta, 2002).

Los impuestos por unidad de externalidad son conocidos como impuestos pigouvianos en el ámbito académico a partir del trabajo de Pigou de 1920⁷⁰ en el que se proponía que

⁷⁰ Pigou, A.C. (1920) *The economics of welfare*. Macmillan, London. En este trabajo, Pigou desarrolla más ampliamente el concepto de externalidad que había introducido Marshall en su libro *Principles of Economics* como una parte de la explicación del crecimiento económico.

aquellos actores que generaban una externalidad ambiental negativa debían pagar por cada unidad que producían de la misma un impuesto equivalente a su costo social marginal. Por lo tanto, mediante el pago de este impuesto aquél que genera la externalidad internaliza los costos sociales asociados a la misma. En teoría, la aplicación de estos impuestos resulta altamente conveniente por permitir establecer una asignación de recursos eficiente en términos económicos.

Los subsidios constituyen la contraparte de los impuestos al suponer un beneficio para los actores que los reciben y un gasto para el Estado. En términos de estática comparativa, un subsidio por unidad de mitigación de la externalidad generaría el mismo efecto que un impuesto pigouviano. Sin embargo, en un contexto dinámico los subsidios son menos eficaces que los impuestos para reducir los niveles de externalidad negativas al actuar como incentivo al ingreso de más productores, y por tanto, sentando las bases para posibles incrementos de los volúmenes de externalidad negativos en el futuro. Por otra parte, los subsidios no suelen ser bien vistos por ir en contra del “principio del contaminador paga” (Azqueta, 2002), y por generar un gasto en lugar de un ingreso para el Estado que eventualmente podría destinarse a otros proyectos (Common y Stagl, 2005).

A su vez, la aplicación de impuestos o subsidios por unidad de emisión requiere conocimiento del costo social marginal de la externalidad negativa a tratar. Empero, en la práctica este dato se torna difícil de estimar, por la complejidad del fenómeno que provoca la externalidad siendo en muchos casos poco observable o porque las fuentes de degradación son múltiples y difusas. Este es el caso de la erosión del suelo que suele cubrir un amplio sector geográfico, dificultando la medición del deterioro de suelo entre parcelas y productores en un área determinada, lo cual impide aplicar impuestos pigouvianos a aquellos productores que generan erosión (Ananda y Herath, 2003, Tomasini, 2000).

Los permisos de emisión negociables a diferencia de los impuestos imponen un límite concreto sobre el volumen de externalidad deseable por lo que son considerados más eficaces, requieren menos información para su diseño y generan incentivos dinámicos para la adopción de tecnologías ambientalmente amigables. Sin embargo, casi no se registran experiencias de este tipo para hacer frente a la problemática de la erosión (Ananda y Herath, 2003).

En términos generales, los instrumentos económicos poseen una ventaja por sobre las medidas de comando y control al estimular la innovación y utilización de tecnologías más amigables con el medio ambiente. No obstante, Azqueta (2002) advierte que muchos de estos instrumentos han resultado en la práctica poco disuasorios destinando su recaudación a la remediación de los daños ambientales, por tanto en este aspecto se muestran en desventaja frente a las medidas de comando y control. Como corolario, se puede decir que no existe una política superadora respecto de las demás en lo que refiere a todas sus características deseables (eficiencia, eficacia, flexibilidad y equidad), proponiéndose en general el uso combinado de distintas alternativas correctivas (Azqueta, 2002, Common y Stagl, 2005).

Negociación entre las partes

La alternativa de solución descentralizada se vincula estrechamente con el planteo realizado por Coase (1960) que posteriormente fue denominado por Stigler *Teorema de Coase* (Li y He, 2008). En este trabajo Coase señala que Pigou al establecer una relación causal para explicar el problema de las externalidades no termina de comprender la naturaleza recíproca de dicho fenómeno. Según éste, el problema no reside en que un actor le provoque un perjuicio a otro, sino más bien en corregir un conflicto en la asignación de recursos por parte de la sociedad: si es posible comerciar una externalidad, la negociación entre las partes llevará a un resultado Pareto óptimo independientemente de la manera en que se asignen los derechos de propiedad. La clave de este argumento es que los derechos de

propiedad deben estar claramente definidos y deben ser respetados de manera que los costos de transacción resulten nulos o poco significativos. Una de las implicancias más interesantes de este planteo es que la manera en que los derechos de propiedad son asignados entre las partes es indistinto en términos de los niveles de externalidad generados – siempre Pareto óptimos -, empero las dotaciones de riqueza de los agentes involucrados pueden resultar sustancialmente distintas. No obstante, se suele objetar que en la medida en que los actores involucrados sean más numerosos o el área afectada sea muy extensa - resultando ardua la medición y monitoreo de la externalidad - será más difícil la concreción de la negociación por los elevados costos de transacción que ello implica. Si los costos de transacción fueran más elevados que los beneficios que se derivan de las eventuales transacciones, el planteo de Coase no será válido (Azqueta, 2002).

A la rigidez de los supuestos requeridos para satisfacer el teorema de Coase deben sumarse los cuestionamientos que también se le realizan a partir del cúmulo de evidencia empírica y experimental que da cuenta de las diferencias que existen entre la DAP y la DAA, es decir, asignaciones de derechos de propiedad contrapuestas, las cuales ponen de manifiesto que la propiedad constituye un elemento que genera divergencias en la valorización de los bienes, y por tanto, en la asignación de los recursos que resulten de la misma (Kahneman, *et al.*, 1990, Venkatachalam, 2008).⁷¹

Por último, se considera importante señalar que a pesar de los distintos tipos de limitaciones mencionadas para resolver los problemas de asignación de recursos que producen las externalidades y los bienes públicos mediante negociación descentralizada entre las partes, en casos especiales - particularmente bajo número de actores implicados y posibilidades de medición y monitoreo de la externalidad – ésta puede ser posible obteniéndose asignaciones económicas más eficientes, empero difícilmente dichas condiciones se cumplan para gran parte de los desequilibrios provocados por la erosión de suelos. Frente a situaciones como éstas, se requiere que el Estado fije ciertas reglas o ejerza funciones de coordinación a los fines de reducir los costos de transacción y permitir los intercambios necesarios para incrementar los niveles de eficiencia económica. Las nuevas modalidades de intervención como los esquemas de pago por servicios ambientales que se desarrollan a continuación constituyen un ejemplo de ello.

El pago por servicios ambientales

En el último tiempo se han desarrollado y ensayado nuevos instrumentos económicos asociados a la creación de mecanismos o esquemas de mercado para hacer frente a las situaciones de ineficiencia que generan las externalidades y los bienes públicos. Entre éstas, una de las más resonantes constituyen los esquemas de pago por servicios ambientales.

El concepto de servicios ambientales o servicios del ecosistema como eje de la discusión de la problemática ambiental es relativamente reciente⁷². A pesar de que existen distintas definiciones de este concepto (Boyd y Banzhaf, 2007, Wertz-Kanounnikoff, 2006) que en muchos casos resultan incompatibles, en la literatura se suele convenir que los mismos representan los flujos de bienes y servicios esenciales que proveen los ecosistemas y la diversidad biológica al bienestar del hombre (Newcome, *et al.*, 2005).

⁷¹ Este aspecto fue abordado en el apartado 1.6.2.

⁷² Un ejemplo claro del reconocimiento de este concepto por parte de la comunidad científica es la importancia que se le ha asignado desde la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (*Millenium Ecosystem Assessment*), programa de trabajo internacional lanzado por la ONU en el 2001 y diseñado para brindar información científica sobre las consecuencias de las alteraciones de los ecosistemas sobre el bienestar humano.

Algunos de estos servicios ambientales cuentan con un mercado, tal es el caso de la leña, los alimentos y el agua dulce, y otros; por sus características de bienes públicos no se comercian en los mercados, como por ejemplo: la recreación, los valores estéticos y espirituales, la regulación del agua y el ciclado de nutrientes, entre otros. Por tanto, una gran proporción de los servicios ambientales constituyen bienes públicos o generan externalidades positivas, lo cual implica su escasa consideración en la toma de decisiones de actores privados que inciden sobre la provisión de los mismos al intervenir sobre distintos ecosistemas. En este caso, se puede entender que administradores de áreas protegidas, zonas cubiertas por bosques o sistemas de producción diversificados con prácticas culturales tendientes a la conservación del suelo y el agua, obtienen magros beneficios por este tipo de usos de la tierra que generalmente se caracterizan por proveer servicios ambientales abundantes en calidad y cantidad. En general, los beneficios de corto plazo de estos usos de la tierra resultan menores que aquellos de sistemas de producción agrícola especializados. En consecuencia, es frecuente que la provisión de los mismos sea inferior a la socialmente óptima generándose externalidades ambientales negativas tales como contaminación y erosión, entre otras. Los esquemas de pago por servicios ambientales pretenden establecer algún tipo de acuerdo o mecanismo institucional a través del cual aquellos actores que favorezcan la provisión de servicios ambientales sean compensados por aquellos que se ven beneficiados por la misma.

Los esquemas de pago por servicios ambientales son considerados instrumentos innovadores para financiar la conservación del medio ambiente y el manejo adecuado de los recursos naturales. En oposición al “principio del contaminador paga”, en este caso prevalece la idea de que el proveedor recibe o cobra (*provider gets*) (Wertz-Kanounnikoff, 2006). Según la definición que introduce Wunder (2005), los esquemas de pago por servicios ambientales constituyen una transacción voluntaria en la que un servicio ambiental bien definido (o uso de la tierra que provea dicho servicio) es comprado por un beneficiario del servicio a un proveedor del servicio si y solo si este último asegura la provisión del mismo.

En la medida en que el volumen de actores involucrados – proveedores y beneficiarios de servicios ambientales – sea pequeña o exista un importante grado de asociación de cada una de las partes, es más sencilla la asignación de derechos de propiedad y los costos de transacción son más bajos, lo que implica que los esquemas de pago por servicios ambientales pueden darse como procesos de negociación descentralizados entre las partes, es decir, en sintonía con el teorema de Coase. En caso contrario: gran volumen de actores involucrados y escaso grado de asociación entre los mismos, se precisa de una tercera parte – generalmente el Estado, pero también pueden ser ONG o agencias internacionales - que actúe como intermediaria, articuladora y veedora. En este caso, los esquemas de pagos por servicios ambientales pueden entenderse como la combinación del pago de un subsidio a los proveedores y el cobro de una tasa o impuesto a los beneficiarios. En este tipo de esquema, el pago puede ser financiado por el gobierno mediante sus ingresos generales o a través de una tasa obligatoria. Teniendo en consideración estas dos variantes, se distinguen respectivamente entre: i) pago de servicios ambientales financiados por usuarios o beneficiarios, y ii) pago de servicios ambientales financiados por el gobierno (Engel, *et al.*, 2008).

De acuerdo a Engel *et al.* (2008), el primer tipo de esquema de pago por servicios ambientales sería más eficiente dado que los involucrados tienen un mayor conocimiento del valor del servicio ambiental y tienen un incentivo directo para que el mecanismo funcione apropiadamente, pudiendo corroborar la efectiva provisión del mismo, de manera de decidir ulteriormente si continúan, renegocian o dan por finalizado el acuerdo. En contraposición, los esquemas financiados por el gobierno resultan menos eficientes dado que se cuenta con menos información acerca del valor del servicio y los incentivos para controlar la correcta provisión del mismo son inferiores. Sin embargo, los esquemas

financiados por el gobierno muy frecuentemente constituyen la única opción viable debido a que las condiciones que se requieren para el cumplimiento del teorema de Coase en la práctica serían más bien inusuales.

Con referencia al monto del pago, Engel *et al.* (2008) advierten que éste no debe exceder el beneficio que perciben los usuarios por el mismo – o en caso contrario los usuarios no pagarían –, y al mismo tiempo, debe ubicarse por encima del beneficio adicional que el proveedor del servicio obtendría por el uso del suelo alternativo más ventajoso en términos económicos (en caso contrario no realizarían la actividad que favorece la provisión del servicio ambiental). En general, los pagos suelen hacerse por unidad de superficie destinada al uso del suelo que asegura la provisión del servicio ambiental. Los pagos pueden ser fijos o variables por espacio geográfico o tipo de usuario (*benefit targeting*), o por costo diferencial de provisión del servicio ambiental, o simplemente una combinación de éstos.

Estos esquemas se encuentran ampliamente difundidos en distintas partes del planeta, registrándose cerca de 300 esquemas de pago por servicios ambientales en el mundo (Landell-Mills y Porrás, 2002). Diversos trabajos han dado cuenta de que se presentan en mayor medida usos de suelo que favorecen la provisión de servicios ambientales, como por ejemplo coberturas boscosas, en zonas recipientes de pagos por servicios ambientales que en zonas no recipientes (Zbinden y Lee, 2005), lo cual aportaría evidencia de la relativa eficacia de estas políticas. Empero, cabe aclarar que la mayor parte de las iniciativas se encuentran dirigidas a áreas protegidas o relativamente intactas, registrándose pocas experiencias focalizadas en áreas agropecuarias (Gobbi, 2009).

APÉNDICE B: EXTERNALIDADES MULTILATERALES: DESARROLLO ANALÍTICO

En el planteo que se presenta a continuación⁷³ se considera que los productores que generan una externalidad multilateral negativa no rival son los mismos que la padecen, hecho que se puede asemejar a buena parte de los efectos de la erosión fuera del sitio más comúnmente tratados en la literatura. A su vez, se supondrá que la externalidad generada por el productor es homogénea, esto es: los productores se encuentran indiferentes al origen de la externalidad.

Existen J productores que generan una externalidad h en el proceso de producción. En un contexto de equilibrio parcial, se parte del supuesto de que los productores toman como dados los precios p de los L bienes comerciados en el mercado, y por tanto, se puede definir una función de beneficios, $\pi_j(h_j)$, respecto del grado de externalidad h_j que genera cada productor j . Asimismo, se supone que la función de beneficios de cada productor j , $\pi_j(h_j)$, es dos veces diferenciable y cóncava ($\pi_j''(\cdot) < 0$). La cuestión es que el productor j experimenta un beneficio

al generar h de manera individual ($\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} > 0$), no obstante cuando $J > 1$ y $h_j > 0$ para todo $j = 1, \dots, J$ se tiene que el agregado de las externalidades que producen cada uno de ellos $\sum_j h_j$ ($\sum_j h_j = h_j + \sum_{k \neq j} h_k$) produce un efecto negativo sobre los beneficios del productor j ($\frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j} < 0$).

En este contexto los niveles de externalidad h_j que son Pareto óptimos surgen del siguiente ejercicio de maximización:

$$\text{Max}_{(h_1, \dots, h_J) \geq 0} \sum_{j=1}^J \pi_j(h_j, \sum_j h_j)$$

De dicha optimización se deriva la siguiente condición de primer orden necesaria y suficiente:

$$\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} + \frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j} + \sum_{k \neq j} \frac{\partial \pi_k}{\partial \sum_j h_j} \leq 0 \quad (1.9)$$

Condición que se cumple con igualdad en el caso en que $h_j^0 > 0$ para todo $j = 1, \dots, J$. La condición (1.9) puede expresarse suponiendo que $h_j^0 > 0$ de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} + \frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j} = - \sum_{k \neq j} \frac{\partial \pi_k}{\partial \sum_j h_j}$$

De acuerdo a esta condición, el nivel de externalidad Pareto óptimo se corresponde con la situación en la que el beneficio marginal que percibe el productor j por el nivel de externalidad que él genera sumado a la pérdida que experimenta por el volumen total de externalidad es equivalente a la pérdida marginal que experimentan el resto de los productores $k \neq j$ por la externalidad en su totalidad.

⁷³ Basado en Mas Colell *et al.* (1995) y Hara *et al.* (1997).

Alternativamente se puede transformar la expresión anterior en:

$$\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} = - \left(\sum_{k \neq j} \frac{\partial \pi_k}{\partial \sum_j h_j} + \frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j} \right) \quad (1.10)$$

A partir de la misma, se puede entender que el nivel Pareto óptimo de externalidad h_j corresponde al caso en que el beneficio marginal que percibe el productor j por la externalidad generada por él es igual a la pérdida marginal que experimentan el resto de los productores $k \neq j$ y él mismo por la externalidad en su totalidad.

Por el contrario, el ejercicio de maximización correspondiente al equilibrio competitivo es:

$$\text{Max}_{h_j} \pi_j(h_j, \sum_j h_j)$$

Del que se derivan las condiciones de primer orden que se presentan a continuación:

$$\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} + \frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j} \leq 0$$

Dicha condición se cumple con igualdad si $h_j^* > 0$, por tanto: $\frac{\partial \pi_j}{\partial h_j} = - \frac{\partial \pi_j}{\partial \sum_j h_j}$ (1.11)

Por consiguiente, en el equilibrio competitivo el productor j producirá h_j hasta que el beneficio marginal que perciba por la misma sea equivalente a la pérdida que él experimenta por el volumen total de externalidad. Si comparamos (1.10) y (1.11), considerando las propiedades de concavidad de la función de beneficios, se puede advertir que el nivel de externalidad de equilibrio competitivo es superior al nivel Pareto óptimo ($h_j^* > h_j^0$).

A los efectos de corregir este desvío respecto del óptimo paretiano, suponiendo que el Estado cuenta con información acerca del grado de afectación que sufren los productores como consecuencia de la externalidad, sería posible incorporar un impuesto que lleve a los productores a internalizar el costo social marginal de la externalidad. En tal caso, el impuesto por unidad de externalidad generada sería el mismo para todos los productores:

$$t_h = - \sum_{k \neq j} \frac{\partial \pi_k(h_k^0, \sum_j h_j^0)}{\partial \sum_j h_j}$$

siendo el proceso de optimización que deben resolver los productores:

$$\text{Max}_{h_j} \pi_j(h_j, \sum_j h_j) - t_h h_j$$

De aquí se tiene que la condición de primer orden es equivalente a la del resultado Pareto óptimo (1.9):

$$\pi'_j(h_j, \sum_j h_j) \leq t_h$$

la cual se cumple con igualdad si $h_j > 0$.

APÉNDICE C: EL VALOR ECONÓMICO TOTAL (VET)

El concepto VET clasifica distintos aspectos del valor económico de los servicios ambientales según la vinculación entre los seres humanos – aquellos que le asignan valor - y el ecosistema o algún componente del mismo (objeto a valorar). Una interpretación más amplia del concepto de VET hace referencia a las distintas categorías de beneficios asociados a la provisión de un determinado bien público (Mitchell y Carson, 1989). Para arribar a la estimación del VET los economistas distinguen entre valores de uso y valores de no uso⁷⁴.

Los primeros hacen referencia al valor de los bienes y servicios del ecosistema que son empleados por el hombre con fines de consumo y producción. Bajo la categoría de valor de uso se encuentran las subcategorías de valor de uso directo (producción de alimentos, madera, recreación, etc.), valor de uso indirecto (requisitos naturales o insumos intermedios para la producción de bienes y servicios finales) y valor de opción (expresión de las preferencias de las personas por conservar un bien o servicio ambiental para ser utilizado en un futuro por ellas mismas o las generaciones venideras). En este sentido, la categoría de valor de uso engloba a aquellos bienes y servicios del ecosistema que se utilizan de manera directa o indirecta en el presente o que poseen un potencial para proporcionar valores de uso futuros.

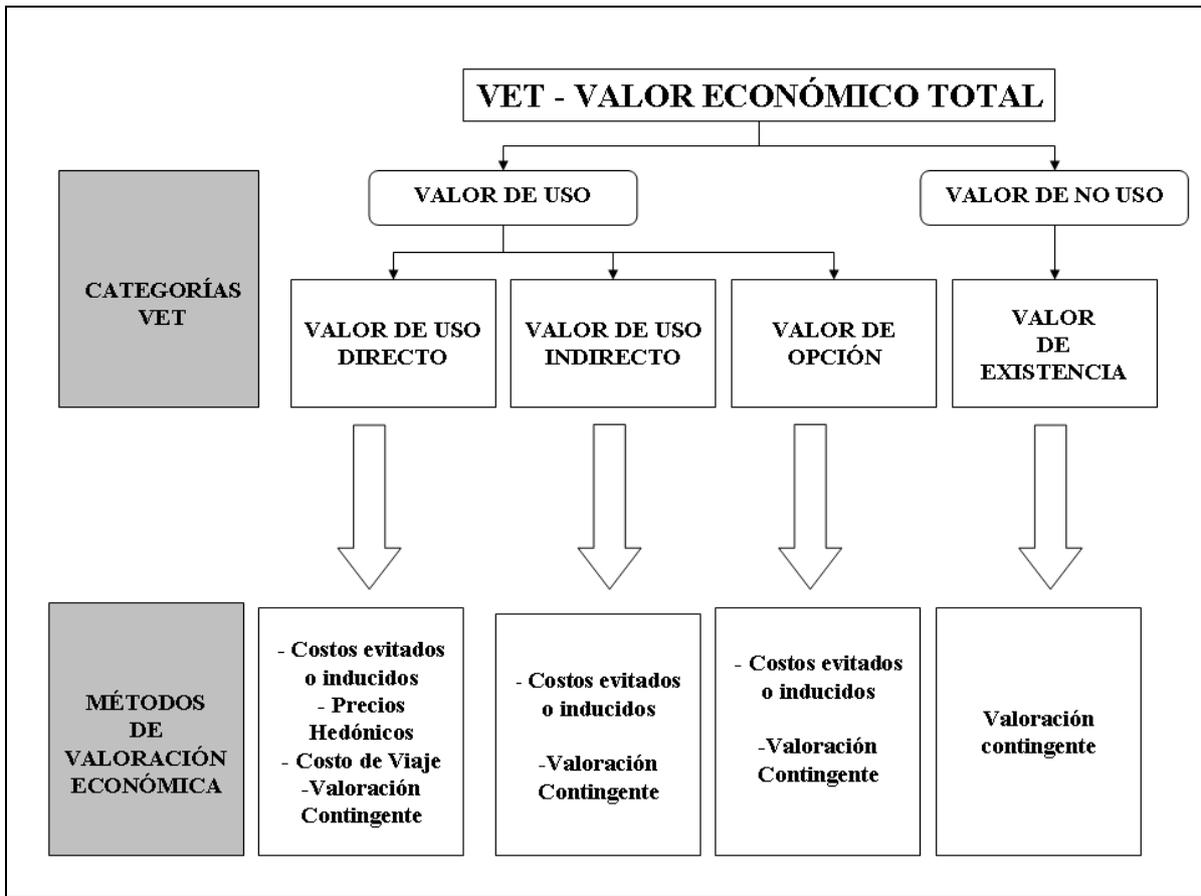
El valor de no uso se corresponde con el disfrute que experimentan las personas simplemente por saber que un bien público o servicio ambiental existe, aún si no esperan hacer uso del mismo de manera directa o indirecta a lo largo de todas sus vidas. Este valor es también conocido como “valor de existencia”, “valor de conservación” o “valor de uso pasivo”.

La distinción entre las distintas categorías del VET sirve para identificar con mayor facilidad a los individuos o grupos de personas que se ven afectados por alteraciones en la cantidad o calidad de algún bien o servicio ambiental. A su vez, los métodos de valoración económica de servicios ambientales presentan distintas capacidades para capturar los distintos componentes del VET⁷⁵(Ver Figura C.1).

Los métodos indirectos permiten estimar en distinta medida los diversos componentes del valor de uso de los servicios ambientales, es decir, se intenta calcular en qué medida el bienestar de las personas que hacen uso de tales servicios ambientales se ve modificado por las alteraciones que sufren éstos. En el caso de los métodos directos (valoración contingente) es posible estimar los valores de uso y de no uso de los servicios ambientales, razón por la cual se plantea que el método de valoración contingente es el único capaz de estimar el VET de un servicio ambiental (Azqueta Oyarzun, 1994).

⁷⁴ La terminología y la clasificación de los distintos elementos que componen el VET varía ligeramente entre autores (Pagiola, *et al.*, 2004).

⁷⁵ Ninguna de las categorías del VET debe considerarse aditivamente separables sin la imposición de restricciones adicionales y en muchas ocasiones arbitrarias, debido a que no existen estimaciones únicas de estas categorías y subcategorías (Turner, *et al.*, 2003).



Fuente: MA (2003)

Figura C.1. Los componentes del VET y los métodos de valoración económica de servicios ambientales asociados

APÉNDICE D: MÉTODO DE COSTOS EVITADOS O INDUCIDOS

Los costos evitados o inducidos incluyen diversas técnicas de valoración, entre las que se destacan el cambio de productividad y el costo de reemplazo o costo de reposición por ser las más ampliamente aplicadas. A su vez, bajo este enfoque también suelen englobarse a las técnicas de costos de mitigación y costos de oportunidad. Los métodos de costos evitados o inducidos no son considerados enfoques de demanda, empero frente a la carencia de información permiten obtener una aproximación útil de la estimación de los beneficios asociados a una política o proyecto a evaluar (Brown, *et al.*, 2007, Turner, *et al.*, 1993).

A través de la técnica de cambio de productividad se pretende estimar el valor de los servicios ambientales a través de su contribución a la producción de bienes y servicios que cuentan con un mercado. A tal fin es preciso contar con relaciones causa-efecto, entre la provisión de servicios ambientales y la producción de bienes y servicios de mercado, también conocidas en la literatura como funciones dosis-respuesta o funciones de daño. La valoración económica que se obtiene mediante esta técnica se suele corresponder con la diferencia del valor presente del flujo de beneficios netos de una situación que afecta negativamente la productividad respecto de otra más favorable. El cambio de productividad es ampliamente utilizado en la literatura a pesar de las limitaciones que suelen señalarse acerca del carácter sitio específico de sus resultados que dificulta su extrapolación a otros casos y los elevados costos en tiempo y dinero que involucra la recolección de información necesaria para su aplicación (Clark, 1996, Gunatilake y Vieth, 2000).

Por su parte, el método de costo de reemplazo parte de la premisa de que existen bienes sustitutos de los servicios ambientales, que sí cuentan con un mercado, y a partir de los cuales se puede estimar el valor del servicio ambiental en cuestión. A los efectos de ejemplificar, en el caso de los nutrientes del suelo que se pierden por erosión el bien sustituto sería el fertilizante y la valoración económica de los nutrientes perdidos por erosión sería el valor de la dosis de fertilizante equivalente. Este método suele ser el preferido cuando existen regulaciones o restricciones de sustentabilidad que impiden que se registren cambios en la calidad ambiental que traspasen cierto umbral crítico, no obstante, desde el punto de vista de la eficiencia este método deja bastante que desear debido a que no permite que los afectados elijan la combinación preferida de servicios ambientales y bienes privados (Azqueta, 2002). El costo de reemplazo, por tanto, es indicativo del esfuerzo necesario para recuperar el valor integral de un bien que se ha perdido (Azqueta, 2002). Asimismo, se advierte que los gastos efectivamente realizados para reponer el servicio ambiental degradado deben ser entendidos como la DAP mínima por los mismos, porque de haber sido necesario es posible que se hubiera gastado aún más (Chee, 2004).

Por último, cuando resulta complicado restablecer la calidad o cantidad del servicio ambiental afectado, se pueden incurrir en gastos de mitigación o gastos preventivos de modo de reducir los perjuicios ocasionados por esta situación. Por ejemplo, en lugar de reducir los niveles de ruido, ciertos hogares pueden acceder a dispositivos que impidan el ingreso del mismo a la vivienda. Por su parte, el enfoque de costos de oportunidad se basa en la estimación del costo de conservar un servicio ambiental, es decir, la pérdida de beneficios que trae aparejada la sustitución de la actividad generadora del daño ambiental por una actividad más amigable con el medio ambiente. En cierta forma, el costo de oportunidad puede interpretarse como un costo de preservación.

En la literatura se suele advertir que la aplicación del método de costos evitados o inducidos puede conllevar importantes problemas de subestimación o sobreestimación del valor económico de los servicios ambientales en la medida en que dichos costos sean inferiores o superiores a los que los individuos efectivamente pagarían (Azqueta Oyarzun, 1994, Brown, *et al.*, 2007).

APÉNDICE E. CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN Y PROCEDIMIENTO DE MUESTREO ⁷⁶

Características de la población

La población definida para la realizar la EA 2007 corresponde a las EAP relevadas en el área de estudio a partir del CNA 2002 con una superficie igual o superior a 50 ha. La variable seleccionada para definir el tamaño de la muestra fue la superficie en operación de la EAP.

El total de EAP de la población es de 3.113, de un total de 3.377 que hay en el área de estudio, lo cual implica la existencia de 264 EAP registradas en el CNA 2002 con menos de 50 ha. La superficie total en operación de la población corresponde a 2.004.420 ha.

El método de muestreo aplicado fue de tipo estratificado aleatorio. A tal fin se definieron cuatro estratos:

Estrato 1: 50 a 150 ha.

Estrato 2: 150.01 a 500 ha.

Estrato 3: 500.01 a 1000 ha.

Estrato 4: Mayor a 1000 ha.

A continuación se presenta la Tabla E.1 que contiene el número de EAP (N) relevadas por el CNA 2002 y la estadística descriptiva de la superficie en operación, por estrato y para toda el área de estudio:

Tabla E.1 Número de EAP y superficie en operación (SOP) de la población por estrato

Estrato	N	Superficie en Operación			
		Media (ha)	Vza. (ha)	Desv. Est. (ha)	Coef. de Var. (%)
1 (50 a 150 ha)	813	100	901	30	30%
2 (150.01 a 500 ha)	1.375	289	9.529	98	34%
3 (500.01 a 1000 ha)	472	705	20.578	143	20%
4 (Más de 1000 ha)	453	2.440	3.868.714	1.697	81%
Total Estratos	3.113	614	1.165.776	1.080	176%
Total Área	3.377	568	1.099.790	1.049	185%

Fuente: de Prada *et al.* (2008).

Procedimiento de muestreo

El tamaño de la muestra considerando los cuatro estratos definidos se calculó en base a la ecuación (1) tomada de Cochran (1971)⁷⁷:

⁷⁶ Este apartado se sustenta fundamentalmente en la información presentada en de Prada y Penna (2008).

⁷⁷ Citado por de Prada y Penna (2008); Cochran (1971).

$$n = \frac{\left(\sum_{j=1}^k W_j \sigma_j \right)^2}{D^2 + \frac{1}{N} \sum_{j=1}^k W_j \sigma_j^2} \quad (1)$$

donde:

J = subíndice que identifica los estratos $k=4$;

N = número total de EAP mayores de 50 ha en el área de estudio,

W_j = proporción de productores en el estrato j respecto de la población total $\left(\frac{N_j}{N} \right)$,

σ_j^2 = varianza de la superficie en operación de las EAP del estrato j ,

$D^2 = (d/1.96)^2$ varianza especificada del error, d es el margen de error especificado y 1.96 es el desvío estándar normal correspondiente al 95% de confianza.

Considerando un error de estimación del 7.5 % respecto de la superficie en operación, el tamaño de muestra que surgió como consecuencia de la aplicación de dicha ecuación fue de 175 EAP. Por su parte, teniendo en cuenta un error de estimación del 10% el tamaño de muestra era de 111 EAP⁷⁸.

Con referencia al método de afijación utilizado, el número de observaciones fue distribuido proporcionalmente por UAH (i) y estratos (j) según la ecuación (2):

$$n_{ij} = n \frac{N_{ij}}{N} \quad (2)$$

donde las mayúsculas corresponden a las variables poblacionales y las minúsculas a las muestrales (n es el tamaño de la muestra, N_{ij} es el número de productores por estrato y UAH y N es el número total de productores en el área de estudio).

Por tanto, los productores encuestados fueron seleccionados aleatoriamente del listado de productores del CNA 2002 por estrato y teniendo en cuenta su ubicación en las UAH. A tales efectos se superpuso el mapa inicial de UAH (ver Figura 4, capítulo 3) y el Mapa de Radios Censales correspondiente al CNA 2002. La combinación de las UAH con los Radios Censales mostró dos tipos de situaciones a considerar para el muestreo de EAP. Por un lado, Radios Censales contenidos en UAH puras, y por otro, una situación mixta con Radios Censales contenidos en más de una UAH. Con relación a los casos que cumplen con esta última condición, se procedió a asignarlos a UAH puras de acuerdo a la UAH en la que el productor trabaja más tierra.

⁷⁸ Cabe destacar que el intervalo de confianza calculado supone una superficie en operación promedio y un desvío estándar equivalente al registrado a partir del CNA 2002.

Las EAP seleccionadas en una primera instancia fueron 350, el doble de la cantidad determinada por el criterio de muestreo a los fines de contar con un suplente por cada titular. Más de la mitad de los productores seleccionados como titulares debieron ser reemplazados por suplentes debido a que hubo dificultades para localizar y encuestar a los titulares por diversos motivos. Entre estos últimos los más frecuentes fueron: ausencia en el momento de realización de la encuesta, residencia fuera del área de estudio o desconocida, abandono de la actividad, ausencia por viaje durante el período que ocupó el operativo o negación a ser encuestado. Finalmente, la cantidad de encuestas efectivamente realizada fue de 159.

APÉNDICE F. ANÁLISIS DE VALORES EXTREMOS Y FALTANTES DE LA VALORACIÓN UNITARIA DE LA EXTERNALIDAD

Introducción

El objetivo del presente apéndice consiste en explorar si existe algún patrón o si se puede establecer algún tipo de relación entre los valores faltantes y los valores extremos registrados para la valoración unitaria de la externalidad y un conjunto de variables socioeconómicas y de percepción de la externalidad por parte del productor.

La idea central de este análisis consiste en comparar los productores encuestados cuyas valoraciones unitarias de la externalidad resultan nulas, extremas superiores, los casos que se mantienen dentro del rango promedio y aquellos que no responden a las preguntas de valoración de la externalidad. Por consiguiente, se definen cuatro categorías de valoración unitaria de la externalidad:

i) Nula: productores que manifiestan una DAP o DAA equivalente por un predio *con y sin* riesgo de corte de caminos por erosión,

ii) Intermedia: productores cuya valoración unitaria de la externalidad se ubica entre los percentiles 25 y 75, sumados a aquellos cuyos valores se ubican por fuera de este rango sin llegar a ser atípicos⁷⁹;

iii) Extrema superior: productores cuya valoración unitaria de la externalidad comprende valores extremos y atípicos superiores, y

iv) Faltante: productores que no responden a las preguntas de valoración de la externalidad.

Considerando la expansión de los datos muestrales según los parámetros poblacionales del CNA 2002, se tiene la distribución de categorías de valoración unitaria de la externalidad que se presenta en la Tabla F.1.

Tabla F.1. Distribución de productores de las cuencas del Río Cuarto y de los Arroyos Menores según categorías de valoración unitaria de la externalidad

Categorías de Val. Unitaria de la Externalidad	Número de Productores	%
Nula	550	18%
Intermedia	1536	49%
Extrema Superior	244	8%
Faltante	783	25%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de EA 2007 y el CNA 2002

A continuación se analiza la vinculación entre estas cuatro categorías de valoración unitaria de la externalidad y un conjunto de variables que se considera que podrían incidir diferencialmente sobre ésta : i) la superficie en operación de la EAP, ii) el valor de la producción agrícola total, iii) la residencia en el predio; iv) la UAH en la que se ubica la EAP, v) el nivel de afectación por la externalidad declarado por los productores para su

⁷⁹ La definición de este concepto y el de valores extremos puede encontrarse en la Nota al Pie N° 58 del capítulo 4.

EAP y su región, vi) el conocimiento de la externalidad, y vii) el grado de importancia que los encuestados le asignan a la problemática bajo estudio

A los efectos de encarar esta tarea, inicialmente se realiza un análisis de la estadística descriptiva y tablas de contingencia - según se trate de variables cuantitativas o cualitativas respectivamente - de acuerdo a las categorías de valoración unitaria de la externalidad previamente definidas. Posteriormente, se indaga por medio de distintos test de independencia estadística la existencia de vinculaciones entre las categorías de valoración unitaria de la externalidad y estas variables que resulten estadísticamente significativas. Finalmente, se realizan dos estimaciones alternativas del valor económico de la externalidad: i) contemplando únicamente los casos de valoración intermedia y ii) considerando todas las categorías de valoración unitaria de la externalidad salvo los valores faltantes. A través de la primera de estas estimaciones se pretende evaluar en qué medida inciden las categorías de valoración unitaria nula y extrema superior en la estimación del valor económico de la externalidad. Por su parte, la segunda estimación pretende dar cuenta del efecto del reemplazo de los valores perdidos en la estimación original.

Estadística descriptiva

En la Tabla F.2 se presenta la media aritmética de la superficie total de la EAP y el valor de la producción agrícola según categoría de valoración unitaria de la externalidad.

Tabla F.2. Superficie, valor de la producción agrícola (promedio anual) según categorías de valoración unitaria de la externalidad

Categorías val. unitaria externalidad	Superficie (ha/EAP)	Valor Prod. Agrícola (\$c/EAP)
Nula	635	439.862
Intermedia	433	551.111
Extrema Sup.	807	1.363.713
Faltante	596	703.848
Total	540	633.790

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Superficie total EAP

Los productores que asignan una valoración unitaria de la externalidad *extrema superior* presentan una superficie promedio de la EAP bastante más elevada a la correspondiente a la totalidad del área de estudio (807 y 540 ha respectivamente). En el caso de los productores que asignan una valoración unitaria de la externalidad *nula* se advierte una situación similar a la anterior pero menos marcada (635 ha). En cambio, los productores que no responden las preguntas de valoración económica de la externalidad (categoría de valoración unitaria *faltante*) presentan una superficie promedio más próxima a la correspondiente a la totalidad del área de estudio, mientras que los productores cuya valoración unitaria de la externalidad resulta *intermedia* operan en EAP en promedio más pequeñas que el promedio para toda el área de estudio.

Por tanto, parecería que aquellos productores que trabajan superficies más extensas en promedio tienden a asignar una valoración *extrema superior* o *nula*. Por su parte, los productores con predios de menor superficie tienden en promedio a asignar una valoración *intermedia* a la externalidad. En este caso, cabe destacar que la superficie promedio de la EAP correspondiente a la categoría de valoración *faltante* es bastante similar a la media para toda el área de estudio.

Valor de la Producción Agrícola

Con referencia al valor de la producción agrícola puede apreciarse que en promedio la categoría de valoración *extrema superior* alcanza una media mucho más elevada (\$c 1,3 millones) que las demás categorías (*faltante*: \$c 703 mil, *intermedia*: \$c 551 mil y *nula*: \$c 440 mil). En este caso, resulta llamativo que la media de la categoría de valoración *nula* resulta ser la más baja registrando una diferencia de casi \$c 200 mil respecto de la media para toda el área de estudio, considerando que esta categoría mostraba una superficie promedio que superaba al promedio para el área de estudio en alrededor de 100 ha. De hecho, los productores en la categoría *nula* dedicarían un menor porcentaje de tierras a la agricultura comparada con los demás productores⁸⁰.

Análisis de tabla de contingencia

En la Tabla F.3 se presenta el análisis de tabla de contingencia entre la valoración unitaria de la externalidad y demás variables categóricas: i) residencia en el predio, ii) UAH, iii) tenencia de la tierra, iv) nivel de afectación de la EAP por la externalidad, v) nivel de afectación de la región por la externalidad, vi) conocimiento de la externalidad declarado por el productor y vii) nivel de importancia asignado por los productores a la externalidad. En la parte central del cuadro (columnas tres, cuatro, cinco y seis) se presentan las frecuencias marginales en porcentaje (%) que representan cada una de las categorías de valoración unitaria de la externalidad respecto de las categorías de las variables analizadas. En la última columna se presenta la cantidad de productores (N) que corresponde a cada una de las categorías de las variables presentadas en las filas. En la última fila se presentan el porcentaje de productores que representan las distintas categorías de valoración unitaria de la externalidad en total. Cabe destacar que las categorías de no respuesta de las variables analizadas no fueron incluidas en este cuadro debido a que posteriormente se analizará en particular su vinculación con la categoría de valoración unitaria de la externalidad *faltante* (ver Tabla F.4 más adelante).

Residencia

Con respecto a la residencia en el predio, se aprecia que la participación de las distintas categorías de valoración unitaria de la externalidad entre los productores que residen en el predio y aquellos que no lo hacen no difiere sustancialmente respecto del porcentaje total de productores que cada una de éstas representa (ver última fila). Por tanto, tal como se anticipó en el capítulo 4 no se advierte un comportamiento diferenciado en relación con la valoración unitaria de la externalidad de acuerdo a la residencia en el predio.

80 La participación de los cultivos en las distintas categorías de valoración es casi la misma, por lo que lo más factible es que aquí se registre mucha ganadería.

Tabla F.3. Tabla de contingencia de la valoración unitaria de la externalidad y demás variables discretas

VARIABLES	CATEGORÍAS	Valoración unitaria de la externalidad				Total (N)
		Nula	Intermedia	Ext. Sup.	Faltante	
		%	%	%	%	
Residencia en el predio	Si	18	50	7	25	1.058
	No	17	49	8	26	1.930
UAH	Ondulada	28	47	21	4	544
	Plana	18	50	7	25	1.565
	Medanosa	11	28	0	61	258
	Deprimida	13	54	2	31	747
Tenencia	Arrendadores	28	49	2	21	1.317
	Arrendatarios	12	51	15	22	1.321
	Ambas pos.	6	84	9	1	233
Afectación EAP	Mucho	18	60	3	19	1.114
	Poco	24	53	3	20	641
	Nada	20	41	17	22	911
Afectación Región	Mucho	18	59	3	20	1.426
	Poco	20	39	18	23	874
	Nada	21	55	6	18	375
Conocimiento	Si	19	50	7	24	2.677
	No	8	37	8	47	266
Importancia	Muy Alta	14	50	5	31	1.051
	Alta	19	55	6	20	1.430
	Media	30	25	16	29	424
	Baja	30	25	16	29	65
	Ninguna	0	32	0	68	68
Total		18	49	8	25	3.113

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

UAH

En cuanto a la UAH, se observan resultados llamativos particularmente en la Ondulada. En primer lugar, se advierte una importante participación de la categoría de valoración unitaria *nula* (28%) en dicha UAH: que se ubica alrededor de diez puntos porcentuales por encima de la participación promedio (Ver última fila de la Tabla F.3). Asimismo, se advierte una elevada participación de la categoría de valoración *extrema superior* (21%), mientras que la participación de la categoría de valoración *faltante* en esta UAH resulta muy inferior al promedio (4%).

En tanto, en la UAH Plana no se observan divergencias respecto de la participación de las categorías de valoración en el total de la población, mientras que las UAH restantes, Deprimida y Medanosa, sí muestran ciertas diferencias.

En la UAH Medanosa se puede apreciar baja participación de las categorías de valoración *nula*, *intermedia* y *extrema superior* (11, 28 y 0% respectivamente), al mismo tiempo que la categoría de valoración *faltante* muestra un porcentaje sustancialmente más alto al promedio (61%).

Finamente, la UAH Deprimida presenta bajos porcentajes de participación de las categorías de valoración *nula* (13%), y en especial, *extrema superior* (2%), mientras que las

categorías de valoración *intermedia* y *faltante* se ubican ligeramente por encima del promedio (54 y 31% respectivamente).

En consecuencia, la UAH Ondulada al ser una de las más afectadas por la externalidad presenta una importante participación de valoraciones unitarias *nulas* y *extremas superiores* y una menor proporción de *no respuesta* que las demás UAH. La mayor participación de las valoraciones unitarias extremas pudo advertirse en el diagrama de cajas y bigotes (Figura 12) presentando en el capítulo 4. En lo que refiere a la menor participación de la categoría de valoración *faltante*, la misma podría estar atribuirse al carácter más fácilmente perceptible que presenta esta problemática en la UAH Ondulada respecto de las demás.

Tenencia de la tierra

En lo que refiere a la tenencia declarada por los productores al responder las preguntas de valoración, se observa que entre los arrendadores existe una elevada participación de la categoría de valoración *nula* (28%) y una muy baja participación de la categoría *extrema superior* (2%).

Por su parte, en el caso de los arrendatarios se observa el fenómeno contrario, hay una participación más importante de la categoría de valoración *extrema superior* (15%) respecto del promedio y una bastante menor de la categoría de valoración *nula* (12%).

Estos resultados diferenciales ya fueron advertidos al analizar la estadística descriptiva de la valoración unitaria de la externalidad en el capítulo 4. En esa oportunidad, se expresó que estos resultados podrían responder a algún tipo de comportamiento estratégico, mediante el cual los oferentes de tierra declaran un diferencial de DAA bajo y los tomadores de tierra en alquiler hacen lo contrario con su DAP.

En el caso de la categoría de valoración *faltante*, se observa una participación similar entre los productores que toman y ceden tierra en alquiler (22 y 21% respectivamente) no muy alejada de la participación de esta categoría para la totalidad del área de estudio.

Por otra parte, se observa una importante participación de la categoría de valoración *intermedia* en el grupo de productores que han respondido desde ambos roles, como arrendadores y arrendatarios (84%), y una bastante baja de la categoría de valoración *nula* (6%). Este hecho puede atribuirse en gran medida a la forma en que fue estimada la valoración unitaria de la externalidad correspondiente a estos productores.

Nivel de Afectación de la EAP por la externalidad

Con respecto a la afectación de la EAP por la externalidad, se puede apreciar entre los productores que manifiestan mucha afectación en su predio que existe una importante participación de la categoría de valoración *intermedia* (60%) y una participación más baja de la categoría de valoración *extrema superior* (3%).

Entre los productores que declaran poca afectación se advierte la misma participación que en el caso anterior de la categoría de valoración *extrema superior* y una ligeramente mayor participación de la categoría de valoración *nula* (24%) respecto de su participación en el total.

Por el contrario, entre los productores que declaran que la afectación de su predio por la externalidad es nula, la participación de la categoría de valoración *extrema superior* es bastante más alta (17%) al promedio total.

Estos resultados confirman lo advertido en el capítulo 4: aquellos productores que no se ven afectados en su predio por la externalidad tienden a asignar en promedio una valoración unitaria de la misma más elevada que el resto. En estos casos, entonces, el productor rechazaría fuertemente situaciones desventajosas que no lo afectan propiamente a él declarando un diferencial de DAP/DAA elevado para evitar experimentar las mismas. Por otro lado, en lo que refiere a la categoría de valoración *faltante* su participación en las distintas categorías de afectación de la EAP es ligeramente inferior a su participación respecto del total de productores.

Nivel de Afectación de la región por la externalidad

En lo que hace a la afectación de la región por la externalidad declarada por los productores se advierte un fenómeno parcialmente parecido al descripto con relación a la afectación de la EAP: entre los productores que declaran mucho afectación de su región por la externalidad, cae la participación de la categoría de valoración *extrema superior* y se incrementa la participación de la categoría de valoración *intermedia* respecto de su respectiva participación para toda el área de estudio.

Por otro lado, entre los productores que declaran que su región se encuentra poco afectada por la externalidad, la participación de la categoría de valoración *extrema superior* crece (18%) respecto del promedio, mientras que la categoría de valoración *intermedia* disminuye su participación (39%).

Por último, entre los productores que declaran una afectación nula en su región por la externalidad se advierte una participación de las distintas categorías de valoración unitaria bastante próxima a la participación promedio de las mismas para todos los productores del área de estudio.

Conocimiento de la externalidad

Con referencia al conocimiento que declaran tener los productores acerca de la externalidad, entre los productores que manifiestan conocerla se aprecia una participación de las distintas categorías de valoración unitaria de la externalidad muy similar al promedio.

En contraposición, al analizar los productores que manifiestan desconocer la misma se observa que las categorías de valoración *nula* e *intermedia* poseen una participación bastante inferior al promedio (8 y 37% respectivamente), mientras que la categoría de valoración *faltante* muestra una marcadamente superior participación (47%).

Por tanto, este resultado estaría indicando que aquellos productores que dicen desconocer el problema de la externalidad tienden en promedio a no declarar una valoración unitaria *nula* o *intermedia* de la externalidad, inclinándose en mayor medida a no responder estas preguntas.

Importancia de la externalidad

En cuanto a la importancia asignada por los productores a la externalidad, se advierten ligeras diferencias respecto del promedio en la participación de las distintas categorías de valoración unitaria de la externalidad entre los productores que consideran que la importancia de la misma es alta o muy alta. Sin embargo, entre los grupos de productores que asignan importancia media, baja o nula se advierten ciertas divergencias respecto del promedio. No obstante, teniendo en cuenta la baja cantidad de productores que conforman estos grupos - en conjunto representan el 20% de todos los productores - no puede tomarse como determinantes estos resultados. Por tanto, no se advierte una asociación clara entre las distintas categorías de importancia que los productores asignan a la externalidad y la valoración unitaria de la misma.

Vinculación entre categorías de no respuesta

En la Tabla F.4 se analiza la vinculación entre la categoría de valoración unitaria *faltante* y la no respuesta de las variables: i) residencia en el predio; ii) tenencia de la tierra, iii) afectación de la EAP por la externalidad; iv) afectación de la región por la externalidad; v) conocimiento de la externalidad e vi) Importancia asignada a la externalidad por parte de los productores.

A partir de esta tabla se pretende analizar las frecuencias marginales expresadas en porcentaje (%) de las categorías de valoración unitaria *faltante* y *no faltante* (esta última conformada por las categorías de valoración *nula*, *intermedia* y *extrema superior*) respecto de las categorías de respuesta y no respuesta de las variables categóricas analizadas. Estos porcentajes se exponen en las columnas tres y cuatro de la tabla. En la última columna se presenta el total de productores (N) que corresponde a las categorías de respuesta y no respuesta de las variables categóricas estudiadas. En la última fila, por su parte, se presenta el porcentaje que representan las categorías de valoración unitaria *faltante* (24%) y *no faltante* (76%) respecto del total de productores del área de estudio (3113 productores).

Tabla F.4. Vinculación entre la no respuesta de distintas variables categóricas y la valoración unitaria de la externalidad faltante

VARIABLES	CATEGORÍAS	Valoración Unitaria de la Externalidad		Total (N)
		Faltante	No faltante	
Residencia	Contesta	26%	74%	2.988
	No contesta	35%	65%	125
Tenencia	Contesta	20%	80%	2.872
	No contesta	100%	0%	241
Afectación EAP	Contesta	20%	80%	2.666
	No contesta	61%	39%	447
Afectación Región	Contesta	21%	79%	2.675
	No contesta	60%	40%	438
Conocimiento	Contesta	26%	74%	2.943
	No contesta	37%	63%	170
Importancia	Contesta	26%	74%	3.037
	No contesta	51%	49%	76
Total		25%	75%	3.113

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

En primer lugar, puede apreciarse que la participación de la categoría de valoración unitaria *faltante* en todas las categorías de no respuesta de las variables analizadas es siempre superior al promedio (24%).

Este hecho resulta muy marcado para las variables: tenencia de la tierra, nivel de afectación de la EAP y de la región por la externalidad e importancia de la externalidad en las que la categoría de valoración *faltante* tiene una participación del 100, 61, 60 y 51% respectivamente entre los productores que no responden sobre estas variables. En el caso, de la tenencia ambas condiciones se encuentran directamente emparentadas, no responder sobre la tenencia implica tampoco haber respondido las preguntas de valoración económica de la externalidad. En cambio, la asociación de la categoría de valoración unitaria *faltante* y la no respuesta de las variables de afectación e importancia de la externalidad puede estar denotando cierto desinterés por parte de los productores que no respondieron dichas preguntas.

En el caso del conocimiento de la externalidad y la residencia en el predio, se observa el mismo fenómeno pero menos marcado que en el caso de las otras cuatro variables analizadas anteriormente, con una participación de la categoría de valoración *faltante* entre los productores que no respondieron sobre estos tópicos del 37 y 35% respectivamente. En el caso conocimiento este menor porcentaje quizás pueda atribuirse a la alta asociación existente entre los productores que manifestaban desconocer la externalidad y aquellos que no respondieron las preguntas de valoración unitaria de la externalidad (ver Tabla F.3).

En síntesis, estos resultados muestran la existencia de una relación estrecha entre las categorías de la valoración unitaria *faltante* y la no respuesta a otro conjunto de variables socioeconómicas y sobre la percepción de la externalidad.

Pruebas de Independencia Estadística

En el presente apartado se procede a efectuar pruebas de independencia estadística entre variables que representan distintas combinaciones de las categorías de valoración unitaria de la *externalidad* (a los fines de distinguir entre los valores extremos y faltantes) y las variables previamente analizadas con el objeto de evaluar si las relaciones observadas a partir de la estadística descriptiva y el análisis de tabla de contingencia son significativas en términos estadísticos⁸¹.

Las pruebas de independencia estadística que se realizan son: i) *Pruebas de tipo Chi cuadrado* (Estadístico Chi-Cuadrado de Pearson, Razón de Verosimilitud y Asociación Lineal por Lineal), ii) *Medidas basadas en la reducción proporcional del error* (Lambda, Tau de Goodman y Kruskal y Coeficiente de Incertidumbre) y iii) *Medidas basadas en Chi cuadrado* (Phi, V de Cramer y Coeficiente de Contingencia) (para más detalles sobre éstas consultar apartado 3.3.4).

En primer lugar, se realizan pruebas de independencia estadística para una variable categórica que considera los valores *faltantes* en contraste con las valoraciones *intermedias*. En la Tabla F.5 puede observarse que se rechaza en varias pruebas la hipótesis nula de independencia estadística con un nivel de significación del 5% para: i) el valor de la producción agrícola, ii) la UAH, iii) la tenencia de la tierra, iv) la afectación de la EAP por la externalidad y v) la afectación de la región por la externalidad.

Luego, se realizan pruebas de independencia estadística para una variable categórica que distingue las valoraciones unitarias *intermedias* respecto de las valoraciones unitarias *nulas* y *extremas superiores* (ver Tabla F.6), cuyos resultados indican que únicamente existiría dependencia estadísticamente significativa entre esta variable y la tenencia de la tierra.

Consiguientemente, a partir de los resultados de las diversas pruebas de independencia estadística realizadas pueden sacarse algunas conclusiones importantes con relación a los patrones de valores extremos y faltantes.

En primer lugar, con relación a los valores extremos, en base a la información presentada en la Tabla F.6 y el resultado del análisis de tabla de contingencia se puede decir que existe una relación estadísticamente significativa entre las valoraciones unitarias de la externalidad extremas y la tenencia declarada por los productores al momento de responder las preguntas de valoración económica. Por tanto, la relación que existe entre arrendadores que tienden a

⁸¹ En los casos de variables continuas, se procedió a convertirlas en variables categóricas. Para el valor de la producción agrícola las categorías corresponden a cuartiles. En el caso de la superficie de la EAP, se definieron cuatro categorías: 1: 50-150 ha; 2: 150.01-500 ha; 3: 500.01-1000 ha; y 4: Más de 1000 ha.

registrar valoraciones unitarias de la externalidad *nulas* y arrendatarios que tienden a presentar valoraciones unitarias extremas *superiores* sería estadísticamente significativa.

Luego, en lo referente a los valores faltantes, existe un conjunto de variables con las que se relacionaría de manera estadísticamente significativa. Empero buena parte de estas relaciones estadísticamente significativas puede atribuirse a la vinculación que existe entre la valoración unitaria *faltante* y las categorías de no respuesta de las demás variables (Ver Tabla F.4), tal es el caso de: la afectación de la EAP y la región por la externalidad y la tenencia de la tierra. Con relación a esta última, se vio que el 100% de los productores que no responden con relación a la tenencia tampoco responden las preguntas de valoración económica de la externalidad, lo que resulta lógico, dado que este grupo directamente no responde este conjunto de preguntas completo.

Por otro lado, la UAH es una variable que incide en la decisión de los productores de responder o no las preguntas de valoración. En este sentido, pudo verse que en la UAH Ondulada donde la externalidad de corte de caminos por erosión hídrica es más fácilmente perceptible resulta muy inferior la proporción de productores que no responden las preguntas de valoración económica de la externalidad respecto de las UAH Deprimida y Medanosa en las que se percibió el fenómeno contrario.

Por último, se pudo apreciar que la categoría de valoración *faltante* concentra en promedio productores con niveles de ingreso agrícola más altos en comparación con las categorías de valoración *nula* e *intermedia*.

Tabla F.5. Pruebas de independencia estadística para variable categórica que distingue entre valoración *faltante e intermedia*

VARIABLES	Pruebas Chi Cuadrado				Medidas reducción proporcional del error								Medidas b. en Chi-Cua.		
	Chi-Cuad. Pearson	Razón de Veros.	Asoc. Lineal	Asoc.	Lambda		Tau de G. y K.		Coef. De Incertidumbre		Phi	V de Cramer	Coef. Cont.		
					Sim.	Expl. Dep.	Val. Dep.	Expl. Dep.	Val. Dep.	Sim.				Expl. Dep.	Val. Dep.
Residencia	0,703	0,713	0,795	a	a	a	0,705	0,878	0,713	0,713	0,703	0,703	0,703		
Superficie EAP	0,079	0,091	0,191	0,344	a	a	0,139	0,081	0,091	0,091	0,079	0,079	0,079		
Valor de la Prod Agr.	0,006*	0,003*	0,890	0,271	0,11	0,11	0,006*	0,006*	0,003*	0,003*	0,006*	0,006*	0,006*		
UAH	0,009*	0,006*	0,002*	0,162	a	a	0,162	0,101	0,009*	0,006*	0,009*	0,009*	0,009*		
Tenencia	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	a	a	0,003*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*		
Afectación de la EAP	0,006*	0,007*	0	0,242	0,123	0,123	0,548	0,013*	0,006*	0,007*	0,006*	0,006*	0,006*		
Afectación de la región	0,007*	0,008*	0,074	0,104	a	a	0,007*	0,007*	0,008*	0,008*	0,007*	0,007*	0,007*		
Conocimiento	0,282	0,299	0,421	0,763	a	a	0,165	0,285	0,299	0,299	0,282	0,282	0,282		
Importancia	0,126	0,095	0,879	0,385	0,59	0,59	0,067	0,129	0,095	0,095	0,126	0,126	0,126		

Fuente: Elaboración propia.

Nota: * se rechaza la hipótesis nula de independencia estadística con un nivel de significación del 5%. a= No se puede efectuar el cálculo porque el error típico asintótico es igual a cero.

Tabla F.6. Pruebas de independencia estadística para variable categórica que considera valoraciones *intermedias, extremas superiores y nulas*

VARIABLES	Pruebas Chi Cuadrado				Medidas reducción proporcional del error								Medidas b. en Chi Cuad		
	Chi-Cuad. Pearson	Razón de Veros.	Asoc. Lineal	Asoc.	Lambda		Tau de G. y K.		Coef. De Incertidumbre		Phi	V de Cramer	Coef. Cont.		
					Sim.	Expl. Dep.	Val. Dep.	Expl. Dep.	Val. Dep.	Sim.				Expl. Dep.	Val. Dep.
Residencia	0,924	0,935	0,95	0,95	a	a	0,958	0,974	0,935	0,935	0,924	0,924	0,924		
Superficie EAP	0,142	0,18	0,522	0,827	0,705	0,705	0,208	0,119	0,18	0,18	0,142	0,142	0,142		
Valor de la Prod Agr.	0,459	0,417	0,93	0,695	0,695	0,695	0,5	0,618	0,417	0,417	0,459	0,459	0,459		
UAH	0,265	0,236	0,372	1	1	1	0,285	0,285	0,236	0,236	0,265	0,265	0,265		
Tenencia	0,006*	0,004*	0,002*	0,255	a	a	0,001*	0,032*	0,004*	0,004*	0,006*	0,006*	0,006*		
Afectación de la EAP	0,104	0,114	0,283	0,054	0,054	0,054	0,039	0,178	0,114	0,114	0,104	0,104	0,104		
Afectación de la región	0,086	0,104	0,733	0,054	0,054	0,054	0,007	0,17	0,104	0,104	0,086	0,086	0,086		
Conocimiento	0,928	0,927	0,947	a	a	a	0,872	0,955	0,927	0,927	0,928	0,928	0,928		
Importancia	0,12	0,125	0,558	0,563	a	a	0,181	0,062	0,125	0,125	0,12	0,12	0,12		

Fuente: Elaboración propia.

Nota: * se rechaza la hipótesis nula de independencia estadística con un nivel de significación del 5%. a= No se puede efectuar el cálculo porque el error típico asintótico es igual a cero.

Estimaciones alternativas del valor económico de la externalidad

Habiendo analizado la vinculación entre las distintas categorías de valoración unitaria de la externalidad y distintas variables que caracterizan a los productores encuestados, se encontró que los valores extremos estarían relacionados de manera estadísticamente significativa con la tenencia de la tierra declarada por los encuestados al responder las preguntas de valoración de la externalidad. Por otra parte, los valores faltantes mostraron una asociación significativa en términos estadísticos con un conjunto de variables, particularmente en lo que refiere a las categorías de no respuesta de las mismas. Consecuentemente, en el presente apartado se procede a realizar estimaciones del valor de la externalidad sin tener en consideración los valores extremos, por un lado, y faltantes, por otro, a los fines de evaluar si existen diferencias importantes con las estimaciones realizadas originalmente⁸².

En primer lugar, la estimación del valor de la externalidad considerando solo los valores *intermedios* (ver tercera columna de la Tabla F.7) de acuerdo al nivel de afectación de la EAP se ubica en un 8 % por encima del valor estimado originalmente, pasando de \$c 140 millones a \$c 151 millones.

Tabla F.7. Comparación estimaciones del valor económico de la externalidad

Unidades	Valor Económico de la Externalidad		
	Original	Val. intermedios	s/Imput. Faltantes
Estimación según Nivel de Afectación de la EAP			
\$c/Año	140.403.249	151.631.648	109.982.742
\$c/ha/Año	70	76	55
% Valor prod. agrícola	6%	7%	5%
Estimación según Nivel de Afectación de la Región			
\$c/Año	214.830.606	176.338.199	195.720.324
\$c/ha/Año	107	88	98
% Valor prod. agrícola	10%	8%	9%

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la EA 2007 y el CNA 2002.

Por su parte, para este caso la estimación del valor de la externalidad según el nivel de afectación de la región resulta sustancialmente menor – en alrededor de un 18% - respecto de la estimación original, pasando de \$c 215 millones a \$c 176 millones de pesos. Por tanto, considerando únicamente las valoraciones unitarias intermedias se achica el rango que existe entre ambas estimaciones del valor de la externalidad.

Por otro lado, si se hubieran realizado las estimaciones sin realizar imputaciones a los casos faltantes - pero sí incluyendo los casos extremos - de la valoración unitaria de la externalidad, las estimaciones obtenidas serían bastante más bajas que la original. En la cuarta columna de la Tabla F.7 se puede observar que el valor de la externalidad de acuerdo a la afectación de la EAP sería de \$c 109 millones por año (casi un 21% más baja que la estimación original), mientras que la estimación según el nivel de afectación declarado por los productores para su región sería de \$c 195 millones de pesos por año (un 9 % inferior a la correspondiente estimación original).

⁸² Cabe aclarar que considerando una muestra compuesta únicamente por los casos que presentaban valoraciones unitarias de la externalidad *intermedias*, y otra en la que se consideraban también a las *nulas* y *extremas superiores*, se procedió a recalcular los respectivos ponderadores en base a los datos del CNA 2002 para realizar inferencia para toda el área de estudio.

Consiguientemente, considerando las alternativas de no imputación de valores a los casos faltantes y de eliminación de las valoraciones unitarias extremas, se advierte que el valor de la externalidad por hectárea se ubicaría entre los \$c 55 y \$c 107, representando entre un 5 y un 10% del valor de la producción agrícola de toda el área de estudio.