



RedNHE

Red Nacional de
Investigadores
en Economía

¿Cuánto impacta la viticultura sobre la calidad de los recursos hídricos? Un análisis de la Huella Hídrica Gris asociada al uso de pesticidas en una microrregión vitivinícola de Mendoza, Argentina

Verónica Farreras (CCT-CONICET-MZA/Universidad Nacional de Cuyo)

Belén Lana (CCT-CONICET-MZA/Universidad Nacional de Cuyo)

Oscar Astorga (Instituto de Sanidad y Calidad Agropecuaria de Mendoza)

DOCUMENTO DE TRABAJO N° 306

Febrero de 2024

Los documentos de trabajo de la RedNIE se difunden con el propósito de generar comentarios y debate, no habiendo estado sujetos a revisión de pares. Las opiniones expresadas en este trabajo son de los autores y no necesariamente representan las opiniones de la RedNIE o su Comisión Directiva.

The RedNIE working papers are disseminated for the purpose of generating comments and debate, and have not been subjected to peer review. The opinions expressed in this paper are exclusively those of the authors and do not necessarily represent the opinions of the RedNIE or its Board of Directors.

Citar como:

Farreras, Verónica, Belén Lana y Oscar Astorga (2024). ¿Cuánto impacta la viticultura sobre la calidad de los recursos hídricos? Un análisis de la Huella Hídrica Gris asociada al uso de pesticidas en una microrregión vitivinícola de Mendoza, Argentina. Documento de trabajo RedNIE N°306.

¿Cuánto impacta la viticultura sobre la calidad de los recursos hídricos? Un análisis de la Huella Hídrica Gris asociada al uso de pesticidas en una microrregión vitivinícola de Mendoza, Argentina

Verónica Farreras^{1,2}, Belén Lana^{1,3} y Oscar Astorga⁴
vfarreras@mendoza-conicet.gob.ar. Autora correspondiente.

¹Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (CCT-CONICET-MZA)

²Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Económicas

³Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

⁴Instituto de Sanidad y Calidad Agropecuaria de Mendoza (ISCAMEN)

RESUMEN

Distintas plagas y enfermedades pueden dañar los cultivos de vid. El uso de pesticidas garantiza una producción de alta calidad con menos daño a los cultivos y rendimientos constantes. Sin embargo, estas sustancias pueden migrar hacia los cuerpos de agua superficiales o subterráneas a través de la escorrentía y lixiviación, constituyendo una fuente de contaminación difusa. A partir de información específica sobre productos fitosanitarios comercializados en una microrregión vitícola de Mendoza, se evaluó el impacto de los viñedos sobre la calidad de los recursos hídricos. Para ello, se estimó la Huella Hídrica Gris (HHG) de la viticultura asociada a una amplia gama de pesticidas—24 fungicidas, 7 insecticidas y 7 herbicidas—comúnmente utilizados en las prácticas vitícolas locales. Nuestros resultados indican que, durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020, la HHG de la viticultura fue de $1.10 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ó $1.87 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Más específicamente, se necesitan de 1.10 m^3 de agua por kg de uva o algo más de 187 millones de m^3 de agua por año para diluir los contaminantes hasta tal punto que la calidad del agua se mantenga por encima de los estándares de calidad establecidos. Al aumentar la resolución espacial del análisis, se observó una variabilidad de HHG no solo por la diversidad de los principios activos con los que estaban asociadas sino también por la amplitud en el rango de valores que presentaban—de 0.04 a $18.4 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Nuestros resultados, además de resaltar la utilidad de un análisis a escala local de la HHG, arrojan luz sobre la importancia de considerar en el análisis la amplia gama de pesticidas comúnmente utilizados en las prácticas locales. Esta información puede ser de particular utilidad para diferentes partes interesadas—desde viticultores hasta responsables en la formulación de políticas o en la gestión del territorio—en el desempeño ambiental de la viticultura en el ámbito de la gestión sostenible de los recursos hídricos. Este estudio proporciona un marco que puede guiar evaluaciones similares en otras regiones vitícolas.

1. Introducción

Al pie de los Andes Centrales, los viñedos mendocinos cubren una superficie total de cultivo de 147,379 ha, la más grande de Argentina (INV, 2022). Sus verdes y extensos viñedos son bien conocidos no solo por sus valores culturales e identitarios, sino también por el *goût de terroir*—o “sabor local”—que determina el carácter de la inmensa mayoría de sus vinos y que han posicionado a Mendoza como una de las regiones vitivinícolas más importantes a nivel mundial (Lacoste *et al.*, 2014).

Esta región, caracterizada por un clima árido y semiárido, está experimentando variaciones significativas en las temperaturas y precipitaciones, resultado del calentamiento global (IPCC,

2013; Boninsegna, 2014; Masiokas *et al.*, 2020). Debido al impacto en la productividad de los viñedos y en la calidad de sus vinos, el aumento en las temperaturas medias anuales y los cambios en los patrones de lluvia generan preocupación sobre el futuro de la vitivinicultura en la región (Castex *et al.*, 2015; SAyDS, 2019). La escasez de agua de riego por las variaciones en los componentes del clima no es el único motivo de preocupación, los cultivos de vid pueden además verse afectados por una mayor incidencia de plagas y enfermedades (Villalba, 2009; Deis *et al.*, 2015).

En numerosos estudios se ha demostrado que el calentamiento global junto con la concentración de CO₂ pueden incrementar los problemas fitosanitarios en los cultivos y reducir los estándares de producción (Hamada y Ghini, 2011; Vázquez, 2011; Karuppaiah y Sujayanad, 2012; entre otros). En Mendoza, este fenómeno puede agravarse como consecuencia de un aumento de las precipitaciones estivales (Boninsegna, 2014; Deis *et al.*, 2015). Distintas plagas y enfermedades pueden dañar los cultivos de vid, por lo que a menudo se requiere de un manejo de productos químicos para cumplir con los estándares de producción. El uso de pesticidas (o productos fitosanitarios) garantiza una producción de alta calidad con menos daño a los cultivos y rendimientos constantes (Saraiva *et al.*, 2019). Sin embargo, a menudo, menos del 0.1% de los pesticidas aplicados a los cultivos llegan a los organismos objetivo, quedando el resto en el ambiente (Pimentel, 1995). Así, los pesticidas pueden ingresar al sistema de aguas superficiales o subterráneas a través de la escorrentía y lixiviación, constituyendo una fuente de contaminación difusa de los recursos hídricos (Sasakova *et al.*, 2018). Frente a los riesgos que plantean estos compuestos al ambiente, los agricultores necesitan de herramientas que les permitan evaluar la eficiencia tanto del manejo como de la aplicación de los pesticidas para garantizar una producción de alta calidad minimizando la carga difusa de estas sustancias en los cuerpos de agua.

Disponer de información precisa y fiable sobre la presión que ejercen los pesticidas sobre la calidad de los recursos hídricos puede ser útil para diferentes partes interesadas. Por ejemplo, si un viticultor deseara minimizar el riesgo de contaminación difusa de los recursos hídricos, ¿qué pesticidas debería priorizar? o ¿qué acciones debería tener en cuenta para reducir la cantidad de pesticidas que llega a un cuerpo de agua?, o si el interesado en minimizar el riesgo de contaminación difusa fuera un responsable en la formulación de políticas o en la gestión del territorio ¿qué puntos críticos deberían priorizar en el ámbito de la política hídrica? O ¿qué sustancias críticas deberían considerar prioritarias para impulsar una regulación eficiente de estos compuestos frente a los riesgos que plantean a la gestión sostenible de los recursos hídricos? Estas son preguntas que el indicador de la Huella Hídrica Gris (HHG) puede ayudar a responder.

La HHG se ha propuesto como un cálculo teórico que indica los impactos del sistema productivo sobre la calidad de los recursos hídricos (Herath *et al.*, 2013). Se define como el volumen de agua que se requiere para asimilar los residuos, cuantificado como el volumen de agua necesario para diluir los contaminantes hasta tal punto que la calidad del agua natural se mantenga por encima de los estándares de calidad del agua establecidos (Hoekstra *et al.*, 2011). Como indicador de la apropiación de los recursos hídricos a través de la contaminación, proporciona una herramienta para evaluar el uso sostenible, eficiente y equitativo de los recursos hídricos (Franke *et al.*, 2013). La primera evaluación de HHG fue realizada por Chapagain *et al.* (2006) para el consumo mundial de algodón, posteriormente unos años más tarde Mekonnen y Hoekstra (2011) la estimaron para la producción vitícola mundial. A partir de este impulso inicial, la HHG del vino desde la viticultura hasta vitivinicultura ha sido evaluada en diferentes regiones vitivinícolas (Morabito *et al.*, 2012, Ene *et al.*, 2013; Herath *et al.*, 2013; Lamastra *et al.*, 2014; Novoa *et al.*, 2019; entre otros). La

mayoría de estos estudios han estimado la HHG asociada a fertilizantes, especialmente nitrógeno, ignorando los posibles impactos de los pesticidas sobre la calidad de los recursos hídricos.

El objetivo de nuestro estudio es evaluar la HHG de la viticultura asociada a una amplia gama de sustancias críticas para el ambiente—24 fungicidas, 7 insecticidas y 7 herbicidas—comúnmente utilizadas en las prácticas vitícolas locales. A partir de información específica sobre los productos fitosanitarios comercializados durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020, se aplicó la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011) para estimar la HHG de los cultivos de vid de una microrregión vitícola de Mendoza. Esta información puede ser de particular utilidad para diferentes partes interesadas—desde viticultores hasta responsables en la formulación de políticas o en la gestión del territorio—en el desempeño ambiental de la viticultura en el ámbito de la gestión sostenible de los recursos hídricos.

2. Materiales y Métodos

2.1. Caso de Estudio

La presente investigación cubre una microrregión de 2,775km² en la que, a escala comercial, se cultiva uva para la producción de vino. Ubicada en el centro oeste de Argentina, comprende 9 distritos: Costa de Araujo, El Carmen, El Central, El Divisadero, El Plumer, Ing. Gustavo André, La Holanda, Nueva California y Paramillos (Figura 1). Aunque, la variedad de cultivos que ofrecen sus paisajes agrícolas es importante, sólo los cultivos de vid—*vitis vinifera*—cobran protagonismo: de las 22,100 hectáreas cultivadas, 13,350 hectáreas están dedicadas a viñedos, ocupando algo más del 60% de su superficie cultivada.

Siguiendo la clasificación de Géoviticulture Multicriteria Climatic Classification System (*Géoviticulture MCC System*), la microrregión vitícola bajo estudio posee un clima árido, cálido y de noches frescas (Tonietto y Carbonneau, 2004), predominando en la zona suelos clasificados como torrifluventes típicos de textura franca (INTA, 1990).

Ambos factores, clima y tipo de suelo, explican gran parte de la diversidad de variedades de uva cultivadas, calidad y tipología de los vinos en lo que respecta a sus características organolépticas (Tonietto y Carbonneau, 2004; Pose-Juan *et al.*, 2015). De las 78 variedades de uva que se cultivan en sus suelos, 4 se encuentran en el 50% de sus viñedos—Bonarda (16.7%), Cereza (12.8%), Syrah (10%), Pedro Gimenez (9.5%), siendo la producción de uva, en promedio, de 170,633 toneladas anuales durante el periodo de 2018 a 2020. En la Tabla 1 se presenta el promedio anual de producción de uva y hectáreas destinadas a viñedos de tres años (2018-2020), distinguiendo los datos a nivel microrregión y distrital (INV, 2023).

Debido a las escasas precipitaciones medias (220 mm anuales), el sistema de producción agrícola se ha desarrollado mediante una compleja red de canales de riego que conducen a los viñedos el agua proveniente de los ríos de montaña—cuyo caudal es el resultado de la fusión de las nevadas y glaciares andinos (Morábito *et al.*, 2007)—y perforaciones locales que lo subsidian con agua subterránea. En el 80% de las unidades agrícolas con cultivo de uva, las plantas son irrigadas mediante el sistema de surcos, melgas o manto (censo 2018). Este sistema no solo es uno de los sistemas de riego menos eficientes en el uso del agua (Schilardi *et al.*, 2015) sino que además comparado con, por ejemplo, el sistema de riego por goteo presenta un mayor riesgo de que los pesticidas que no alcanzaron los organismos objetivo se muevan por el ambiente, contaminando los recursos hídricos (Franke *et al.*, 2013).

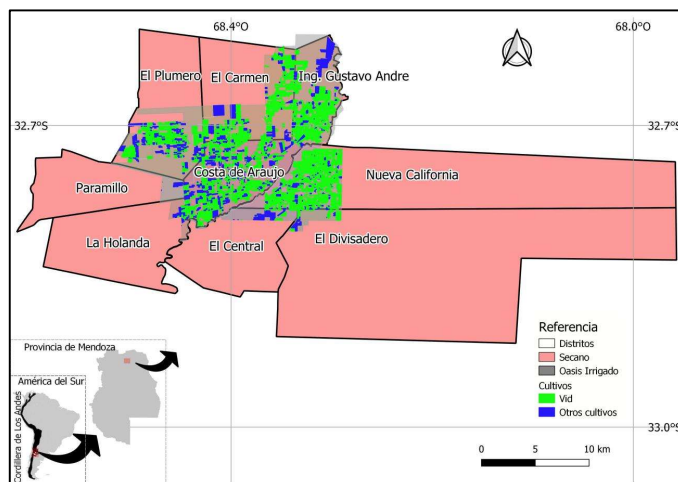


Figura 1. Superficie agrícola con cultivos de vid en la microrregión vitícola de la provincia de Mendoza (Fuente: Elaboración propia en base a datos obtenidos del Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios (RENSPA), Instituto Nacional de Vitivinicultura (INV) y cartografía del Sistema de Información Ambiental Territorial (SIAT) e Instituto Geográfico Nacional (IGN). Las áreas verdes señalan la superficie agrícola con cultivos de vid.)

En lo que respecta a la conducción de los viñedos¹, el sistema más tradicional y más utilizado en los cultivos de vid de la microrregión—57%—es el sistema de parral; de acuerdo con el informe del Ministerio de Economía y Energía (2023) este sistema de conducción está asociado a mayores rendimientos tanto a nivel planta como por hectárea. En el resto de los viñedos se utiliza la técnica del espaldero, un sistema cada vez más adoptado dado que posibilita la incorporación de nuevas tecnologías como la cosecha mecanizada y, a su vez, presenta una menor probabilidad de incidencia de plagas y enfermedades (Ministerio de Economía y Energía, 2023). Aunque ambas prácticas agrícolas—riego y conducción—explican parte de la carga difusa de una sustancia crítica en los cuerpos de agua, cabe señalar como se verá más adelante que sólo el sistema de conducción de los viñedos puede tener incidencia en la HHG, debido a la diferencia de rendimientos reportada entre los sistemas de conducción.

¹ Existen dos sistemas de conducción de la vid, denominado “parral” el cual el tallo de la planta se desarrolla en forma vertical, mientras que en la parte superior las ramas (nombre local “sarmientos”) son conducidas formando una cubierta y el racimo se sostiene de forma perpendicular a éstas; y el sistema de “espaldero” donde tallos y ramas se conducen de forma vertical y el racimo crece y desarrolla en igual sentido. El sistema de conducción adoptado por las unidades productivas depende principalmente del varietal (expresión vegetativa), aunque también las condiciones climáticas y el grado de tecnificación pueden influir.

Tabla 1: Promedio anual de producción de uva y hectáreas destinadas a viñedos, según distritos de la microrregión vitícola (2018-2020).

	Hectáreas	Quintales	Kg/Ha
Costa de Araujo			
2018	4179.1	526979.4	12609.7
2019	4126.6	584918.3	14174.5
2020	4106.0	473519.3	11532.2
Promedio	4137.3	528472.3	12772.2
El Carmen			
2018	147.2	23312.8	15835.5
2019	122.2	22350.4	18287.2
2020	122.2	17978.0	14709.7
Promedio	130.6	21213.7	16277.4
El Central			
2018	1427.1	211993.8	14854.5
2019	1381.6	231712.0	16771.4
2020	1364.2	174830.6	12815.9
Promedio	1391.0	206178.8	14813.9
El Divisadero			
2018	1389.9	149825.5	10779.8
2019	1408.4	170362.9	12096.6
2020	1408.4	119941.5	8516.4
Promedio	1402.2	146709.9	10464.2
El Plumero			
2018	864.2	78125.1	9040.2
2019	861.5	80764.8	9374.9
2020	861.5	52643.3	6110.7
Promedio	862.4	70511.1	8175.3
Ing. Gustavo André			
2018	2520.7	344760.0	13677.0
2019	2525.1	371015.9	14692.8
2020	2524.3	311164.0	12326.7
Promedio	2523.4	342313.3	13565.5
La Holanda			
2018	88.6	18598.2	20983.0
2019	88.6	14554.4	16420.7
2020	88.6	12227.0	13794.8
Promedio	88.6	15126.5	17066.2
Nueva California			
2018	2250.4	318529.5	14154.3
2019	2271.0	391870.4	17255.6
2020	2261.4	293707.6	12987.6
Promedio	2260.9	334702.5	14799.1
Paramillos			
2018	580.0	49099.8	8466.0
2019	547.0	42075.9	7692.6
2020	533.0	32132.4	6029.0
Promedio	553.3	41102.7	7395.9
Microrregión	13349.6	1706330.9	12781.8

2.1.1 Productos Fitosanitarios

En Argentina, todos los pesticidas son productos regulados y deben pasar por un proceso de evaluación para su registro en el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) antes de ser comercializados en el mercado. La presente investigación se focaliza en los productos fitosanitarios registrados para su aplicación en los cultivos de vid.

Los productos fitosanitarios son empleados en los cultivos de vid como en los demás cultivos para controlar plagas, enfermedades y malezas que, en caso de no ser controladas, dañarían el viñedo, poniendo en riesgo el volumen y la calidad de la producción de uva. Según los organismos objetivo a controlar, los principales productos fitosanitarios se pueden clasificar en herbicidas, insecticidas y fungicidas. El uso de pesticidas según el tipo de organismo a controlar en los cultivos de vid de la microrregión es algo diferente a las tendencias registradas a nivel mundial para los cultivos en general. En la microrregión bajo estudio el uso de herbicidas y fungicidas se ubican por debajo del promedio mundial, siendo respectivamente del 43.19% y 17.89% (ISCAMEN, 2021). Mientras que, a nivel mundial alcanzan el 52% y 23%, respectivamente. En el caso de los fungicidas la tendencia se invierte, siendo el 38,92% frente al 25% a nivel mundial (FAO, 2023).

Ahora bien, los productos fitosanitarios en la mayoría de los casos son una mezcla de sustancias, no todas ellas críticas para el ambiente (Franke *et al.*, 2013). Las sustancias críticas, las de nuestro interés, se conocen como “principios activos” y sus concentraciones son reportadas en las etiquetas de los productos comercializados. Las otras sustancias, denominadas ingredientes inertes, acompañan a los principios activos añadiéndoles cualidades que mejoran la eficiencia del producto como, por ejemplo, aumento de la vida útil, atracción de la plaga, dispersión más uniforme sobre las superficies, entre otras (Cáseres, 2018).

En este estudio se analizan 48 principios activos—24 fungicidas, 7 insecticidas y 7 herbicidas—correspondientes al conjunto de productos fitosanitarios comercializados en la microrregión durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020. La información sobre las cantidades y concentraciones de estos principios activos aplicados en los cultivos de vid fue brindada por el ISCAMEN. Más específicamente, los datos provienen de registros de ventas de productos fitosanitarios comercializados en cada uno de los distritos que componen la microrregión (ISCAMEN, 2021). Por consiguiente, los datos utilizados en esta investigación son de calidad por su trazabilidad y de representatividad tanto temporal como geográfica. Los compuestos registrados en las bases de datos del ISCAMEN responden a las clases toxicológicas correspondientes a las bandas roja, amarilla y azul para el etiquetado de los productos, respectivamente (SENASA, Res. N°302/12)².

La Tabla 2 presenta los principios activos comercializados en la microrregión bajo análisis junto con sus respectivos coeficientes de adsorción de carbono orgánico (Koc), días de persistencia en el ambiente (DT50) y concentraciones máximas permitidas, agrupados de acuerdo con el organismo objetivo a controlar. Ambas propiedades son útiles para predecir la movilidad por el ambiente de los pesticidas que no llegan a las plagas objetivo. Así, cuanto menor sea el valor de Koc, menor será la afinidad de adsorción de la sustancia crítica y, por ende, mayor será el potencial de lixiviación-escorrentía. Mientras que, cuanto más larga sea la vida media de una sustancia, será más persistente y, por lo tanto, mayor será el potencial

² El herbicida glifosato incluido en la base de datos del ISCAMEN responde a la clase toxicológica correspondiente a la banda azul, según el criterio adoptado por SENASA, Res. N°302/12.

de lixiviación-esorrentía. Las concentraciones máximas permitidas serán tratadas en el próximo apartado.

Tabla 2: Propiedades físico-químicas y concentraciones máximas permitidas de los principios activos correspondientes al conjunto de productos fitosanitarios comercializados en la microrregión durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020.

Pesticides	Soil Degradation (days) DT50 (typical)	K _{oc} (L/kg)	Maximum Allowable (µg L ⁻¹)	Referenced Guideline
Fungicides				
Azoxystrobin	78	589	1.8	Rodrigues <i>et al.</i> , 2017
Benomyl	67	1900	90	90 ug/L en drinking waters† 500 ug L en aguas superficiales‡
Boscalid	484,4	0	0.1	Drinking water 0.1 µg/L EU drinking water limit surface water 125 µg/L NOEC of <i>Oncorhynchus mykiss</i> as most sensitive specie*
Captan	0,8	200	1.3	Franke <i>et al.</i> , 2013
Carbendazim	40	0	100	IPCS, 1993
Chlorothalonil	3,53	2632	0.18	Franke <i>et al.</i> , 2013
Copper (II) hydroxide	0,1	12000	2000	PPDB, 2006
Copper oxychloride	0,1	1000	2000	PPDB, 2006
Copper sulphate	0,1	9500	2000	PPDB, 2006
Difenoconazole	130	0	0.1*	PPDB, 2006
Fenhexamid	0,43	475	2000*	EPA, 1999
Folpet	4,7	304	0.1*	PPDB, 2006
Fosetyl-aluminium	0,018	0	0.1*	PPDB, 2006
Iprodione	36,2	700	100*	Australian Government, 2011
Metalaxyl	36	162	100*	New Zealand Ministry of Health. 2019
Myclobutanil	560	0	0.1*	PPDB, 2006
Penconazole	117	0	0.1*	PPDB, 2006
Procyimidone	7	378	700*	New Zealand Ministry of Health. 2019
Pydiflumetofen	2416	0	0.1*	European Commission, 2008
Pyraclostrobin	41,9	9304	0.1*	Oficina Federal de Protección del Consumidor y Seguridad Alimentaria. 2021
Tebuconazole	63	0	0.1*	PPDB, 2006
Thiram	4,89	0	7	Australian Government, 2011
Triadimefon	26	300	90	Australian Government, 2011
Zineb	30	1000	9*	Australian Government, 2011
Herbicides				
Fluroxypyr	13,1	0	0.1	Khan <i>et al.</i> , 2020
Fluroxypyr-meptyl	1	19550	0.1	Khan <i>et al.</i> , 2020
Glyphosate	15	1424	800	Franke <i>et al.</i> , 2013
Linuron	57,6	842,8	7	Franke <i>et al.</i> , 2013
Paraquat	3000	1000000	20	Australian Government, 2011
Paraquat dichloride	365	100000		Franke <i>et al.</i> , 2013
Trifluralin	133,7	15800	0.03	Franke <i>et al.</i> , 2013
Insecticides				
Beta-cyfluthrin	28	104491	50*	Australian Government, 2011
Dimethoate	2,5	0	6.2	Franke <i>et al.</i> , 2013
Fenamiphos	0,9	446,2	0.5*	Australian Government, 2011
Imidacloprid	191	0	0.23	Franke <i>et al.</i> , 2013
Pirimiphos-methyl	39	1100	90*	Australian Government, 2011
Propargite	56	0	7*	Australian Government, 2011
Spirotetramat	0,19	289	200*	Australian Government, 2011

*Drinking water

†Australian Drinking Water Guidelines (nhmrc.gov.au)

‡ https://inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg81_e.htm

2.1.2 Marco Legislativo

La HHG indica el volumen de agua necesario para asimilar una carga contaminante hasta el punto que la calidad del agua se mantenga por encima de los estándares de calidad de agua establecidos; por consiguiente, para el cálculo de la HHG se necesita conocer las concentraciones máximas permitidas de las sustancias críticas en el cuerpo de agua receptor. Argentina en su legislación nacional no establece concentraciones máximas permitidas en los cuerpos de agua naturales; sólo el Código Alimentario Argentino establece límites máximos para los pesticidas *Aldrin*, *DDT* y *Paratión* cuando el agua sea destinada a uso potable (CAA, 1969). Sin embargo, estas sustancias están prohibidas para su uso y comercialización dentro del territorio nacional (SENASA, Res. 32/2019), evidenciando lo imperativo de actualizar la legislación vigente o elaborar nuevas normas sobre calidad del agua.

En la Tabla 2 se muestran las concentraciones máximas permitidas para los principios activos correspondientes al conjunto de productos fitosanitarios comúnmente utilizados en la microrregión. Debido a la ausencia de estándares locales de calidad del agua, en el marco del presente trabajo, se realizó una revisión de la normativa internacional con respecto a las concentraciones máximas permitidas en los cuerpos de agua naturales. Para algunos compuestos cuyos límites máximos no han sido reglamentados en los sistemas naturales, se tomó como referencia las reglamentaciones internacionales dictadas para la regulación de agua potable de suministro público y agua potable de uso domiciliario. En la Tabla 2 se indican las fuentes consultadas para establecer, en el área objeto de estudio, las concentraciones máximas permitidas para cada compuesto específico. Por principio activo, se seleccionó la concentración más estricta de las fuentes consultadas.

2.2. Metodología de la Huella Hídrica Gris

La estimación de la HHG de la viticultura se realizó siguiendo la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011). Al evaluar, bajo este procedimiento, la HHG general asociada a una amplia gama de principios activos comúnmente utilizados en las prácticas vitícolas locales, la HHG específica de cada compuesto se debe calcular por separado. A continuación, se describen por orden cronológico las actividades metodológicas que se realizaron para estimar la HHG específica de cada principio activo.

En primer lugar, se calculó la carga de contaminación difusa que ingresa al sistema de aguas superficiales o subterráneas (L , kg year^{-1}). Asumiendo que una fracción de las sustancias críticas finalmente llega a un cuerpo de agua dulce, la carga contaminante para cada principio activo se estimó como una fracción de la cantidad de la sustancia crítica aplicada en los cultivos de vid ($Appl$, kg year^{-1}).

$$L(\text{kg year}^{-1}) = \alpha \times Appl [1]$$

Donde α , un factor adimensional, representa la fracción de lixiviación-escorrentía, definida como el porcentaje de un determinado componente que se pierde en las aguas subterráneas a través de la lixiviación o en las aguas superficiales a través de la escorrentía (Franke *et al.*, 2013). El valor de α para cada principio activo de interés se estimó por separado siguiendo las recomendaciones del panel de expertos de Water Footprint Network (WFN) presentadas en Franke *et al.* (2013).

Bajo este enfoque, el valor de la fracción de lixiviación-escorrentía se deriva de diversos factores relacionados con las propiedades físico-químicas de los principios activos, el ambiente y las prácticas agrícolas. Cada factor por separado influye, en mayor o menor medida, en el valor de α . Por ejemplo, cuanto menor sea el valor de K_{oc} , menor será la afinidad de adsorción del principio activo y mayor será el potencial de lixiviación-escorrentía. En el presente estudio, la determinación de la fracción de lixiviación-escorrentía para cada principio activo se infirió aplicando los pesos y puntuaciones para cada factor de influencia sugeridos en Franke *et al.* (2013).

Los factores utilizados para el cálculo de la fracción de lixiviación-escorrentía fueron seleccionados y agrupados en línea con las recomendaciones del panel de expertos de WFN. Dichos factores se agruparon en: (1) propiedades físico-químicas del pesticida—más específicamente, del coeficiente de adsorción de carbono orgánico (K_{oc}) y vida media del principio activo (DT50), (2) factores ambientales—propiedades del suelo (textura del suelo, contenido de materia orgánica) y clima (intensidad de lluvia, precipitación) y (3) prácticas agrícolas—manejo y aplicación del compuesto en el cultivo, sistema de riego, entre otros.

En la presente investigación, los valores de los factores utilizados para el cálculo de las fracciones de escorrentía-lixiviación se derivaron de datos locales disponibles y bases de datos globales. Para las propiedades físico-químicas de los principios activos, se optó por utilizar PPDB (2006) (ver Tabla 2). Mientras que, para inferir el estado de la textura del suelo, intensidad de lluvia y precipitación se utilizaron datos locales de INTA (1990), Haylock *et al.* (2006), Morábito *et al.* (2009), respectivamente. Finalmente, dada la falta de datos locales disponibles sobre el contenido de materia orgánica y prácticas agrícolas, se utilizó la información de apoyo brindada en Franke *et al.* (2013). En el anexo se muestra un ejemplo de cálculo del valor de α .

Posteriormente, se infirió la variable $Appl$ de la ecuación [1], la cual representa la aplicación del principio activo de interés en los cultivos de un área determinada (kg year^{-1}). La variable $Appl$ para un área determinada, se calcula multiplicando la Tasa de Aplicación (TA , $\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) por el área objeto de análisis (A , ha):

$$Appl (\text{kg year}^{-1}) = TA \times A$$

Nuestro análisis, como se presenta más adelante en este trabajo, se realiza en dos escalas espaciales. En la primera escala, el área objeto de estudio (A , ha) la conforma todo el territorio de la microrregión vitícola—13,350 hectáreas—y, en la segunda, el área objeto de análisis (A , ha) se extiende por separado a cada uno de los nueve distritos que conforman la microrregión.

En la Figura 2 se describe el proceso de estimación de las tasas de aplicación de cada principio activo comercializado en la microrregión durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020.

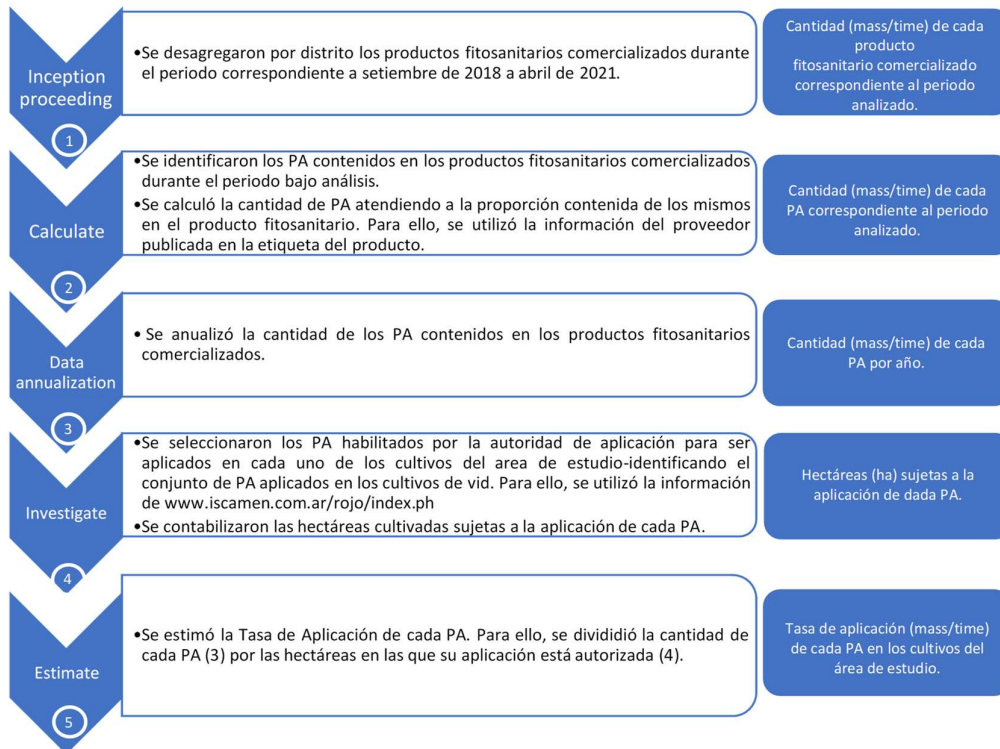


Figura 2. Diagrama de proceso para el cálculo de la dosis de aplicación de pesticidas en los cultivos de vid. (Fuente: Elaboración propia en base a datos obtenidos del RENSPA, INV e ISCAMEN).

Estimada la carga contaminante (L , kg year^{-1}) mediante la ecuación [1], se procedió a estimar la HHG específica de cada principio activo. Para ello, L se dividió por el producto de la diferencia entre la concentración máxima permitida (C_{max} , kg m^{-3}) y natural (C_{nat} , kg m^{-3}) del principio activo en el cuerpo de agua receptor por la producción del cultivo en el área objeto de estudio (P , kg year^{-1}), formalmente:

$$HHG(\text{m}^3 \text{kg}^{-1}) = \frac{L}{(C_{max} - C_{nat}) P} \quad [2]$$

Se asumió que las concentraciones naturales (C_{nat}) eran cero en el área cultivada ya que los pesticidas no se encuentran naturalmente presentes en el ambiente. Las concentraciones máximas permitidas (C_{max}) de los compuestos en cuerpos de agua fueron obtenidas de una revisión legislativa sobre los máximos permitidos en diferentes países (Tabla 2).

La HHG del cultivo de vid también se puede expresar por volumen por periodo de tiempo (HHG , $\text{m}^3 \text{year}^{-1}$) y se calcula como la HHG ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)—estimada a partir de la Ecuación [2]—multiplicada por la producción del cultivo en el área objeto de estudio (P , kg year^{-1}), formalmente:

$$HHG(\text{m}^3 \text{year}^{-1}) = \frac{L}{(C_{max} - C_{nat})} \quad [3]$$

Finalmente, la HHG general ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) de la vitivinicultura resultó ser la más grande encontrada al comparar las HHG específicas asociadas al conjunto de principios activos comúnmente utilizados en las prácticas vitícolas locales durante el periodo bajo análisis.

3. Resultados y Discusión

En esta sección se presentan los resultados de la investigación en dos niveles de análisis. En el primero de ellos se cuantifica la carga contaminante difusa, mientras que en el segundo la HHG de la viticultura. Ambos análisis se realizan en dos escalas espaciales: a nivel microrregión y a nivel de distrito. Se discuten las implicaciones prácticas de los resultados en el ámbito de la gestión sostenible de los recursos hídricos.

3.1. Carga Contaminante

3.1.1. Carga Contaminante a Nivel Microrregional

Asumiendo que los productos fitosanitarios comercializados y habilitados para su uso en los cultivos de vid (ver Tabla 2) fueron aplicados en su totalidad en el periodo bajo análisis, en la Tabla 3 se presenta la carga contaminante difusa (L , kg year^{-1}) que ingresó, de acuerdo a los cálculos teóricos—Ecuación [1]—, a los cuerpos de agua proveniente de la superficie cultivada con vid de la microrregión—13,350 ha—. Se presenta, además, una aproximación de las dosis aplicadas de pesticidas ($Appl$, kg year^{-1}) con sus respectivos coeficientes de lixiviación-escorrentía (α_{H} , adimensional) estimados de acuerdo con Franke *et al.* (2013).

A nivel microrregión la carga total contaminante difusa de los 48 principios activos comercializados durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020 se estimó en $294.8 \text{ kg year}^{-1}$ o su equivalente a $0.02 \text{ kg year}^{-1}\text{ha}^{-1}$ (Figura 3). Es decir, en el periodo bajo análisis, se determinó que, por año, aproximadamente, 294.8 kg de pesticidas aplicados a los cultivos de vid llegaron a las aguas subterráneas a través de la lixiviación o a las aguas superficiales a través de la escorrentía.

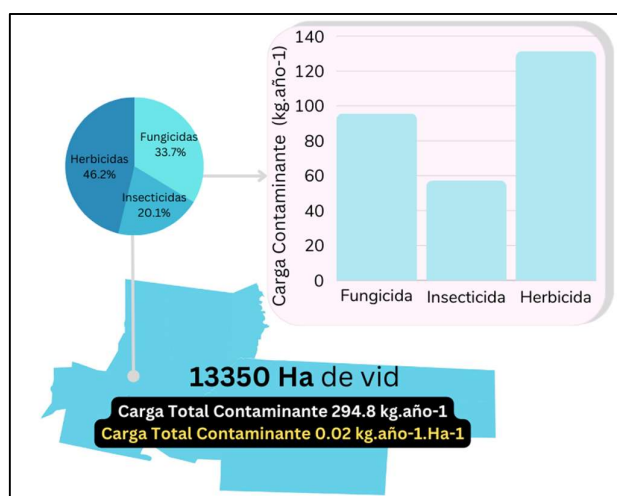


Figura 3. Carga total contaminante de la microrregión (Fuente: Elaboración propia en base a datos de ISCAMEN, RENSPA, INV y cartografía del SIAT e IGN).

La Figura 3 muestra además la contribución a la carga total contaminante de los 48 principios activos según los organismos objetivo a controlar—24 fungicidas, 7 insecticidas y 7 herbicidas. En la microrregión, se estimó que el 46.2% de la carga contaminante que ingresó a los cuerpos de agua procedía de herbicidas, frente al 33.7% que provenía de fungicidas y 20.1% de los insecticidas. En otras palabras, se determinó que la carga difusa que llega a los cuerpos de agua proveniente de los herbicidas fue mayor que la aportada individualmente

por los fungicidas e insecticidas, con una magnitud de 1.37 y 2.30 veces, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3: Carga contaminante difusa, dosis aplicadas y coeficientes de lixiviación-escorrentía de los principios activos correspondientes al conjunto de productos fitosanitarios comercializados en la microrregión durante el periodo de setiembre de 2018 a abril de 2020.

Pesticides	Application for a given farm (Appl) [mass/time]	Leaching – runoff fraction (α)	Pollutant load reaching water bodies (L) [mass/time]
Fungicides			
Azoxystrobin	41.69	0.05844	2.44
Benomyl	22.73	0.05185	1.18
Boscalid	22.27	0.07008	1.56
Captan	2.04	0.04171	0.08
Carbendazim	23.55	0.06184	1.46
Chlorothalonil	1.54	0.03511	0.05
Copper (II) hydroxide	410.71	0.03511	14.42
Copper oxychloride	225.37	0.04171	9.40
Copper sulphate	980.00	0.03511	34.41
Difenoconazole	18.02	0.07008	1.26
Fenhexamid	0.36	0.04171	0.01
Folpet	2.63	0.04171	0.11
Fosetyl-aluminium	226.97	0.04510	10.24
Iprodione	1.51	0.05844	0.09
Metalaxyl	13.63	0.06523	0.89
Myclobutanil	9.65	0.07008	0.68
Penconazole	1.77	0.07008	0.12
Procymidone	5.38	0.04171	0.22
Pydiflumetofen	0.39	0.07008	0.03
Pyraclostrobin	49.13	0.05185	2.55
Tebuconazole	80.83	0.06184	5.00
Thiram	0.62	0.04510	0.03
Triadimefon	0.19	0.04995	0.01
Zineb	270.90	0.04995	13.53
Total	2,411.88		95.68
Herbicides			
Fluroxypyr	10.42	0.05335	0.56
Fluroxypyr-meptyl	539.13	0.03511	18.93
Glyphosate	657.10	0.04336	28.49
Linuron	935.98	0.05844	54.70
Paraquat	243.35	0.06525	15.88
Paraquat dichloride	287.17	0.06009	17.26
Trifluralin	2.72	0.06009	0.16
Total	2,675.87		131.4
Insecticides			
Beta-cyfluthrin	6.53	0.04336	0.28
Dimethoate	463.24	0.04510	20.89
Fenamiphos	8.61	0.04171	0.36
Imidacloprid	231.43	0.07008	16.22
Pirimiphos-methyl	1.78	0.05185	0.09
Propargite	229.09	0.06184	14.17
Spirotetramat	167.79	0.04171	7.00
Total	1,108.47		57.13

Si bien es cierto que, en la microrregión, la distribución de las dosis estimadas de herbicidas (43.19%), fungicidas (38.92%) e insecticidas (17.89%) a los cultivos de vid presentó el mismo comportamiento que la contribución de los pesticidas a la carga total contaminante según el

tipo de organismo a controlar (Figura 3), cabe señalar que la carga contaminante no depende linealmente de la tasa de aplicación los pesticidas. Si consideramos, por ejemplo, dos principios activos con similares tasas de aplicación como el fungicida *sulfato de cobre* (980 kg year⁻¹) y el herbicida *linuron* (935.98 kg year⁻¹), se observa que las cargas contaminantes de ambos compuestos son distintas, siendo la carga contaminante del *linuron* de 1.59 veces mayor que la carga contaminante del *sulfato de cobre* (Tabla 3). Por consiguiente, dado que las condiciones ambientales son las mismas en todo el territorio de la microrregión, la carga de contaminación difusa que ingresó al sistema de aguas superficiales o subterráneas depende tanto de la tasa de aplicación como de las propiedades físico-químicas de los pesticidas. Este resultado pone el foco en que la eficiencia de un manejo de productos químicos no debería ser únicamente evaluada por su capacidad de garantizar una producción de calidad sino además por su capacidad de minimizar la carga difusa que ingresa a los cuerpos de agua. En tal sentido, el respeto por el ambiente y sus recursos naturales debería ser considerado un aspecto a tener en cuenta en la evaluación de la eficiencia de los manejos de productos químicos. Esto puede ser útil para diferentes partes interesadas en prácticas de cultivo que promuevan una gestión sostenible de los recursos hídricos, mejorando el desempeño ambiental de la viticultura.

3.1.2. Carga Contaminante a Nivel Distrital

A nivel distrital, se observa que la carga total contaminante no fue uniforme en todo el territorio de la microrregión (Figura 4). De los 294.8 kg year⁻¹ de pesticidas aplicados a los cultivos de vid que ingresaron a los cuerpos de agua de la microrregión, 171.6 kg year⁻¹ provenían de los viñedos de Costa de Araujo. Si bien es cierto que este distrito posee la mayor superficie cultivada con vid—31% de los viñedos—de la microrregión cabe señalar que la carga contaminante superó entre 1-3 órdenes de magnitud la carga contaminante que aportaron individualmente el resto de los distritos, contribuyendo con el 58.21% de la carga total contaminante que llegó a los cuerpos de agua de la microrregión (Figura 4 y Tabla 3).

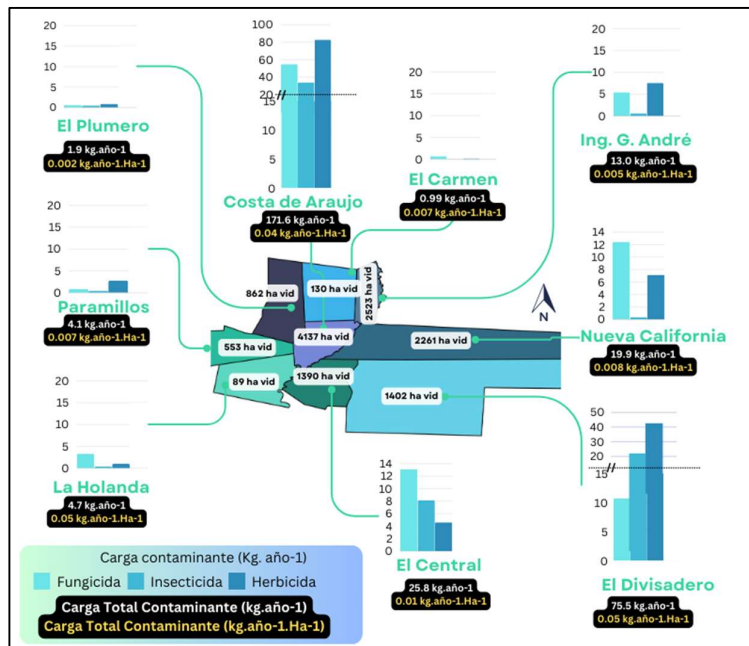


Figura 4. Carga total contaminante por distrito. (Fuente: Elaboración propia en base a datos de ISCAMEN, RENSPA, INV y cartografía del SIAT e IGN).

Es así como, al analizar la carga contaminante por hectárea cultivada con vid, se observa que el aporte individual de la mayoría de los distritos estuvo por debajo de la carga contaminante— $0.02 \text{ kg year}^{-1}\text{ha}^{-1}$ —estimada a nivel microrregión. De los 9 distritos que componen la microrregión, sólo 3—El Divisadero ($0.05 \text{ kg year}^{-1}\text{ha}^{-1}$), La Holanda ($0.05 \text{ kg year}^{-1}\text{ha}^{-1}$) y Costa de Araujo ($0.04 \text{ kg year}^{-1}\text{ha}^{-1}$)—presentaron cargas contaminantes mayores a la microrregional (Figuras 3 y 4).

En lo que respecta a la contribución de los pesticidas a la carga contaminante según el tipo de organismo a controlar, se observa que solo 4 de los 9 distritos que componen la microrregión—Paramillos, El Plumero, Costa de Araujo e Ing. G. André—presentaron el mismo patrón de comportamiento que el presentado a nivel microrregión (Figuras 3 y 4).

A pesar de encontrarse bajo las mismas condiciones ambientales, los diferentes distritos que componen la microrregión implementaron una diversidad de manejos de productos químicos, algunos de ellos con mayores cargas difusas que otros. Por consiguiente, aumentar la resolución espacial del análisis brinda información con un alto grado de detalle que puede resultar útil para una identificación a escala local de críticos manejos de productos químicos frente a los riesgos que plantean a la gestión sostenible de los recursos hídricos.

3.2. Huella Hídrica Gris

3.2.1. Huella Hídrica Gris a Nivel Microrregional

A continuación, se cuantifica el impacto de los pesticidas sobre los cuerpos de agua de la microrregión durante el periodo bajo análisis, siguiendo para su estimación la ecuación [2]. La Figura 5 muestra las HHG específicas asociadas al conjunto de principios activos comúnmente utilizados en las prácticas vitícolas locales (enumerados en las Tablas 2 y 3). Al comparar las HHG específicas de estos compuestos, la mayor HHG resultó ser la del herbicida *Fluroxypyr-meptyl* ($1.10 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$), seguida por la del fungicida *Fosetyl-aluminium* ($0.59 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) y la del insecticida *Imidacloprid* ($0.41 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$). A partir de estas consideraciones y en línea con Hoekstra *et al.* (2011), la HHG de la viticultura se estimó en $1.10 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ó $1.87 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$. En efecto, se necesitaría de 1.10 m^3 de agua por kg de uva o algo más de 187 millones de m^3 de agua por año para diluir el herbicida *Fluroxypyr-meptyl* hasta tal punto que la calidad del agua natural se mantuviera por encima de los estándares de calidad del agua establecidos.

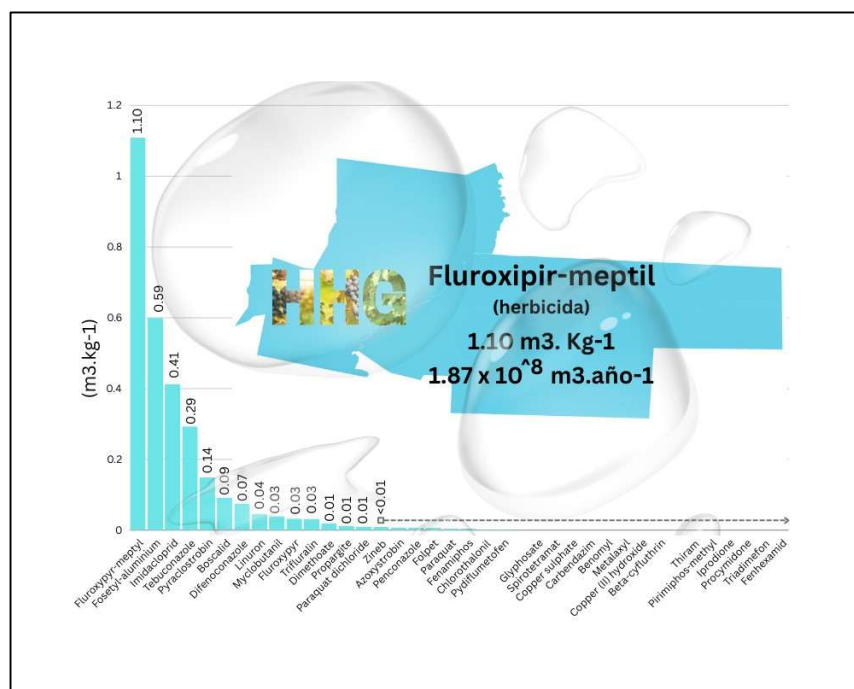


Figura 5. Huella Hídrica Gris vitícola de la microrregión. (Fuente: Elaboración propia en base a datos de ISCAMEN, RENSPA, INV y cartografía del SIAT e IGN).

Ahora bien, a pesar de que, la HHG varía en función del lugar, pesticidas aplicados, prácticas agrícolas, escala de análisis, entre otros factores, resulta interesante presentar algunos hallazgos reportados en la literatura que tratan sobre la HHG vitícola. Así, para la misma zona de estudio, Farreras *et al.* (2022) evaluaron para el periodo de 2018 a 2019 la HH azul—volumen de agua de riego—y HH verde—agua de lluvia—según los requerimientos hídricos de los cultivos de vid en $0.682 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ y $0.126 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. A partir de estas consideraciones y los resultados obtenidos en la presente investigación se puede inferir que la HHG vitícola representa, aproximadamente, el 56% de la Huella Hídrica Total (HHTotal) del cultivo de vid en el área objeto de estudio. Para la misma área de estudio, Morabito *et al.* (2012) estimaron las HH azul, HH verde y HHG asociada al nitrógeno para dos variedades de uva en $1.13 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, $0.11 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ y $0.097 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. Así, la HHG representa el 7.23% de la HHTotal. Siguiendo esta línea, en la cuenca del Río Cachapoal (Chile), Novoa *et al.* (2019) estimaron en $0.12 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ relacionada con el nitrógeno para cultivo de la vid, siendo la contribución de la HHG de, aproximadamente, 30%. A escala mundial, Mekonnen y Hoekstra (2011) evaluaron la HHG del nitrógeno en cultivos de vid en $0.124 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, representando aproximadamente, el 14% de la HHTotal. Otros estudios han estimado la HHG del proceso de elaboración del vino (Ene *et al.*, 2013; Lamastra *et al.* 2014; Rinaldi *et al.*, 2016, entre otros). La mayoría de estos estudios han estimado el volumen de agua que se necesita para asimilar una carga contaminante asociada a fertilizantes, especialmente nitrógeno, ignorando la posible contaminación por pesticidas. Esto podría resultar en una subestimación de la HHG y, por lo tanto, incrementar su contribución a la HHTotal de la vitivinicultura.

Si bien varios estudios han calculado la HHG asociada a pesticidas de una variedad de productos agrícolas como caña de azúcar (Paraiba *et al.*, 2014; Lavôr Paes Barreto *et al.*, 2020), legumbres, cereales, forrajes, entre otros (Karandish, 2019), té (Ariyani *et al.*, 2022), hasta la

fecha a conocimiento de los autores, no se han reportado HHG que involucren la amplia gama de principios activos examinada en el presente estudio.

Siguiendo esta línea, Paraiba *et al.* (2014) motivados por la contaminación potencial de la mezcla de pesticidas propusieron un modelo alternativo al modelo de Hoekstra *et al.* (2011). Este modelo alternativo considera en sus cálculos el volumen de agua necesario para diluir las concentraciones de la mezcla de pesticidas en el agua dulce—superficial o subterránea— a un nivel que conduzca a la protección de organismos acuáticos. Unos años más tarde, Lavôr Paes Barreto *et al.* (2020) demostraron que los dos modelos son igualmente robustos para estimar la HHG.

3.2.2. Huella Hídrica Gris a Nivel Distrital

Finalmente, se evalúa el impacto de los pesticidas sobre los recursos hídricos en cada uno de los distritos que componen la microrregión durante el periodo bajo análisis. La Figura 6 muestra las HHG vitícolas a nivel distrital, especificando el volumen de agua por kg de uva requerido para diluir el compuesto del cual se derivan. Al aumentar la resolución espacial del análisis, se observa una variabilidad de HHG no solo por la diversidad de los principios activos con los que se asocian—*Fluroxypyr-meptyl*, *Fluroxypyr*, *Fosetyl-aluminium*, *Pyraclostrobin*, *Tebuconazole* e *Imidacloprid*—sino también por la amplitud en el rango de valores que presentan—de 0.04 a 18.4 m³ kg⁻¹. Esta variabilidad local puede, además, ser mayor si se contemplan otros factores que impactan en el cálculo de la HHG como, por ejemplo, prácticas agrícolas que pueden incrementar la producción—Ecuación [2]—. Por ejemplo, distritos con mayor proporción de viñedos conducidos por parral presentarán menores HHG vitícolas, aumentando aún más la variabilidad de las HHG vitícolas locales.

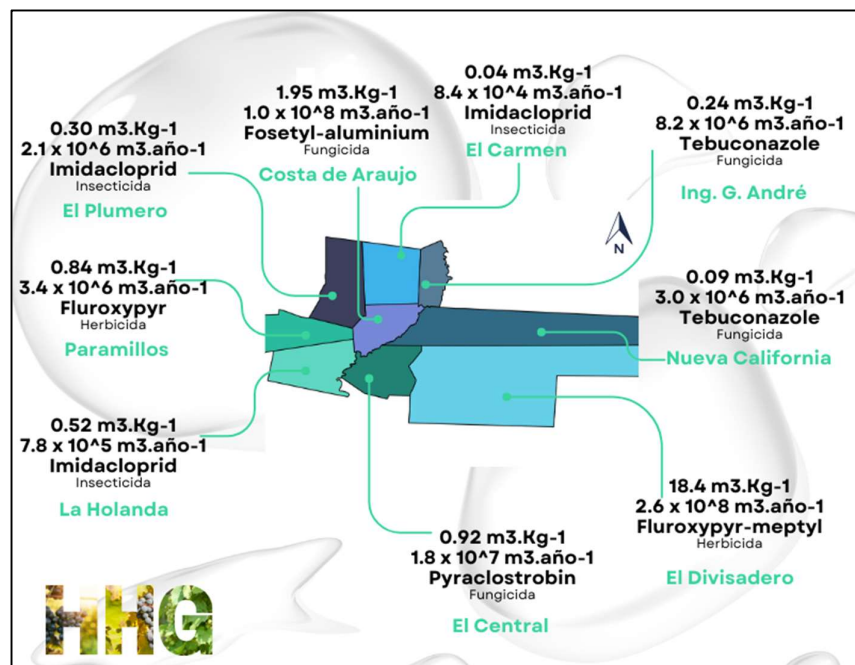


Figura 6. Huella Hídrica Gris vitícola de la microrregión. (Fuente: Elaboración propia en base a datos de ISCAMEN, RENSPA, INV y cartografía del SIAT e IGN).

Cabe señalar que el herbicida *Fluroxypyr-meptyl*, que resultó estar asociado a la HHG vitícola a nivel de la microrregión, únicamente estuvo asociado a la HHG vitícola del distrito El Divisadero. Hay que señalar también que, a pesar de que las HHG vitícolas de los distritos El Plumero, El Central y La Holanda estuvieron asociadas al mismo principio activo—el insecticida *Imidacloprid*—se observa diferencias entre los valores que presentaron sus huellas. La HHG asociada al *Imidacloprid* fue de casi 2 veces mayor en La Holanda que en El Plumero y algo más de 10 veces que en El Central. En consecuencia, dado que para el cálculo de la HHG vitícola se consideraron los mismos factores ambientales y prácticas agrícolas en todo el territorio de la microrregión, este resultado indica que la tasa de aplicación no resultó ser la misma al menos en estas tres unidades de análisis, señalando diferentes manejos de productos químicos con respecto a la misma sustancia crítica. Este hallazgo también se observa al examinar la HHG asociada al fungicida *Tebuconazole*, la cual fue 2.6 veces mayor en Ing. Gustavo André que en Nueva California.

Por lo tanto, presentar la HHG vitícola por distrito, en lugar de un número agregado a nivel microrregión, puede ser útil para diferentes partes interesadas en el desarrollo efectivo de protocolos de manejo y aplicación de productos fitosanitarios que prioricen acciones tendientes a reducir el impacto de la producción local en la calidad de los recursos hídricos, mejorando la competitividad en el mercado mundial de vinos.

Finalmente, si bien es cierto que los pesticidas impactan sobre los cuerpos de agua, también es cierto que este impacto no necesariamente supone contaminación del recurso hídrico. En línea con Heralth *et al.* (2013) esto dependerá, entre otros factores, de las dinámicas y condiciones hidrológicas locales de los cuerpos de agua receptores, ya que sus tasas de recarga podrían proporcionar una dilución suficiente de las cargas difusas. En efecto, en algunos distritos, las tasas de recarga podrían suministrar un volumen de agua suficiente para diluir la carga contaminante, evitando la contaminación de los recursos hídricos; mientras que, frente a la misma carga contaminante, otros distritos no podrían evitar la contaminación de sus cuerpos de agua debido a sus dinámicas y condiciones hidrológicas locales. Estas consideraciones resaltan la importancia de un diseño a escala local de la gestión sostenible de los recursos hídricos.

4. Conclusiones

Una característica distintiva de nuestro estudio es que no sólo proporciona resultados del análisis de la HHG de la viticultura asociada a una amplia gama de pesticidas, sino también que proporciona el análisis en dos escalas espaciales. Aumentar la resolución espacial del análisis brinda información con un alto grado de detalle que puede resultar útil para una identificación a escala local de manejos críticos de productos químicos frente a los riesgos que plantean a la gestión sostenible de los recursos hídricos. Esto puede ser de particular utilidad para diferentes interesados. Por ejemplo, si se enfrentasen con una mayor incidencia de plagas y enfermedades en varias regiones, los responsables en la gestión del territorio tal vez deseen diseñar diferentes manejos de productos químicos que garanticen producciones locales de calidad al tiempo que minimicen la carga difusa que ingresa a los cuerpos de agua receptores. De la misma manera, los responsables en la formulación de políticas pueden estar interesados en evaluar la eficiencia de un determinado protocolo de manejo y aplicación de productos fitosanitarios en regiones con dinámicas y condiciones hidrológicas distintas de manera de diseñar a escala local manejos de productos químicos que disminuyan los riesgos que plantean estos compuestos al ambiente.

Nuestro estudio encontró que a nivel microrregión, en el periodo bajo análisis, 294.8 kg year⁻¹ de pesticidas aplicados a los cultivos de vid —24 fungicidas, 7 insecticidas y 7 herbicidas— llegaron, de acuerdo a los cálculos teóricos—Ecuación [1]—, a las aguas subterráneas a través de la lixiviación o a las aguas superficiales a través de la escorrentía. Se estimó que el 46.2% de la carga contaminante que ingresó a los cuerpos de agua procedía de herbicidas, frente al 33.7% que provenía de fungicidas y 20.1% de insecticidas (Figura 3). A nivel distrital, se observó que la carga total contaminante no fue uniforme en todo el territorio de la microrregión (Figura 4). Por ejemplo, al analizar la carga contaminante por ha cultivada con vid, se observó que el aporte individual de la mayoría de los distritos estaba por debajo de la carga contaminante por ha cultivada con vid—0.02 kg year⁻¹ha⁻¹—estimada a nivel microrregión. Por su parte, al comparar las HHG específicas de estos compuestos a nivel microrregión, la mayor HHG resultó ser la del herbicida *Fluroxypyr-meptyl* (1.10 m³ kg⁻¹), seguida por la del fungicida *Fosetyl-aluminium* (0.59 m³ kg⁻¹) y la del insecticida *Imidacloprid* (0.41 m³ kg⁻¹). A partir de estas consideraciones y en línea con Hoekstra *et al.* (2011), la HHG de la viticultura se estimó en 1.10 m³ kg⁻¹ ó 1.87x10⁸ m³ year⁻¹. En efecto, se necesitaría de 1.10 m³ de agua por kg de uva o algo más de 187 millones de m³ de agua por año para diluir el herbicida *Fluroxypyr-meptyl* para que la calidad del agua natural se mantuviera por encima de los estándares de calidad establecidos (Figura 5). Sin embargo, al aumentar la resolución espacial del análisis, se observó una variabilidad de HHG no solo por la diversidad de los principios activos con los que estaban asociadas—*Fluroxypyr-meptyl*, *Fluroxypyr*, *Fosetyl-aluminium*, *Pyraclostrobin*, *Tebuconazole* e *Imidacloprid*—sino también por la amplitud en el rango de valores que presentaban—de 0.04 a 18.4 m³ kg⁻¹(Figura 6). Estos hallazgos enfatizan la importancia de considerar a escala local la apropiación de los recursos hídricos por parte de la contaminación originada en el manejo y aplicación de pesticidas.

Nuestros cálculos de la HHG son contingentes a los estándares empleados con respecto a las concentraciones máximas permitidas. Debido a la ausencia de estándares locales disponibles, se utilizó normativa internacional siguiendo las recomendaciones de Franke *et al.* (2013). Sin embargo, la aplicación de estándares establecidos por otros países puede afectar —por subestimación o sobreestimación—el valor estimado de la HHG por no considerar dinámicas y condiciones hidrológicas locales. Por consiguiente, actualizar la legislación vigente o generar nuevas normas que incorporen estándares locales de calidad del agua puede fortalecer las contribuciones de la HHG en aplicaciones empíricas tendientes a reducir el impacto de la producción local en la calidad de los recursos hídricos, mejorando el desempeño ambiental de la viticultura.

Se tomaron precauciones para asegurar una aplicación del estado del arte del análisis de la HHG, siguiendo las recomendaciones de Hoekstra *et al.* (2011), Franke *et al.* (2013), Paraiba *et al.* (2014), entre otros. Por ejemplo, en el proceso de estimación de la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua receptor se utilizó como referencia la concentración natural y no la concentración real en el cuerpo de agua receptor. De manera que, se evaluó la capacidad de asimilación apropiada frente a la capacidad de asimilación restante. Asimismo, la fracción de escorrentía-lixiviación para fuentes de contaminación difusa se estimó a partir de información local disponible sobre prácticas agrícolas y datos asociados a las características del suelo y el clima. Esto permitió derivar estimaciones más específicas de las fracciones de escorrentía-lixiviación del sitio de estudio. Nuestras estimaciones, sin embargo, se basaron en datos estadísticos agregados. Esto obligó a introducir supuestos, algunos de los cuales fueron restrictivos, como por ejemplo asumir que los productos fitosanitarios comercializados y habilitados para su uso en los cultivos de vid fueron aplicados en su totalidad en el periodo bajo análisis. Por ello, nuestros resultados deben tomarse como meras

aproximaciones a los órdenes de magnitud de las HHG en el contexto de los supuestos adoptados.

En resumen, la aplicación empírica de la HHG tuvo como objetivo mostrar la utilidad de esta herramienta en la gestión de los recursos hídricos por brindar información sobre la apropiación de los recursos hídricos a través de la contaminación. Nuestros resultados, además de resaltar la utilidad de un análisis a escala local de la HHG, arrojan luz sobre la importancia de considerar en el análisis la amplia gama de pesticidas comúnmente utilizados en las prácticas locales. Un análisis restringido a pocos pesticidas genera un conocimiento limitado lo que puede afectar la eficiencia de la gestión sostenible de los recursos hídricos. Así, al considerar en nuestro caso de estudio una amplia gama de pesticidas y adquirir información más global se pudo comprobar que debería ser restringido y/o reemplazado el uso de pesticidas con mayores HHG como por ejemplo el *Fluroxypyr-meptyl*, *Fosetyl-aluminium*, *Tebuconazole* e *Imidacloprid* por el uso de otros pesticidas con menores HHG. Frente a las tendencias globales que predicen un aumento en el uso de pesticidas resultado del calentamiento global, es imperativo diseñar manejos de productos químicos que garanticen una producción de calidad minimizando los impactos del sistema productivo sobre la calidad de los recursos hídricos. Si el manejo de productos químicos no tiende a ser respetuoso con el ambiente y sus recursos naturales, las HHG de los pesticidas probablemente aumentarán afectando la disponibilidad y calidad futura de los recursos hídricos, impactando en el bienestar de las personas.

Referencias

Ariyani, M., Pitoi, M., Yusiasih, R., Maulana, H., Mastur, A., Koesmawati, T., Ridwan, Y. y S. Sunardi, 2022. Water Footprint Analysis of Indonesian Tea: Exploring the Impact of Pesticides on the Grey Water Footprint. *EnvironmentAsia* 15(1):47-59.

Australian Government, 2011. National Water Quality Management Strategy. Australian Drinking Water Guidelines 6
<https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf>

Boninsegna, J.A., 2014. Impacto del cambio climático en los oasis del oeste argentino. *Ciencia e Investigación* 64: 45–58.

Cáseres, D., 2018. Biotecnología y poder. ¿Usan los cultivos transgénicos menos agroquímicos? *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*, 48.
[CONICET Digital Nro.2142e466-8b1e-4cf2-985e-786ffe92c328 A.pdf](https://doi.org/10.2142e466-8b1e-4cf2-985e-786ffe92c328_A.pdf)

Castex, V., Morán, E. y M. Beniston, 2015. Water availability, use and governance in the wine producing region of Mendoza, Argentina. *Environmental Science & Policy* 48: 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.008>.

CCA, 1969. Código Alimentario Argentino. Ley Nacional 18284.
https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/anmat_cca_capitulo_xii_aguas_actualiz_2021-08.pdf

Chapagain, A., Hoekstra A., Savenije, H. y R. Gautam, 2006. The water footprint of cotton consumption: an assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products

on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics* 60 (1): 186–203.

Deis, L., de Rosas, M.I., Malovini, E. y M. Cavagnaro, 2015. Climate change impact in Mendoza. Climate variation on the last 50 years. A view to grapevine physiology. *Rev. FCA UNCuyo* 47: 67–92.

Ene, S., Teodosiu, C., Robu, B. y I. Volf, 2013. Water footprint assessment in the winemaking industry: a case study for a Romanian medium size production plant. *Journal of Cleaner Production* 43: 122–135.

EPA, 1999. Environmental Protection Agency. Pesticide Fact Sheet, Fenhexamid. https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/registration/fs_PC-090209_20-May-99.pdf

European Commission, 2008. Proposal for Harmonised Classification and Labelling (CLH Report) according to Regulation (EC) N° 1272/2008: PYDIFLUMETOFEN. <https://echa.europa.eu/documents/10162/4d8943f7-5028-4c59-7421-8938ff1ef9c3>

FAO, 2023. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Pesticides Use. In: FAOSTAT. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>

Franke, N., Boyacioglu, H. y A. Hoekstra, 2013. Grey Water Footprint Accounting: Tier 1. Supporting Guidelines. Value of Water Research Report Series No. 65, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.

Hamada, E. y R. Gini, 2011. Impacts of climate change on plant diseases and pests in Brazil. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 2: 195–205.

Haylock, M., Peterson, T., Alves, L., Ambrizzi, T., Anunciação, Y., Baez, J., Barros, V., Berlato, M., Bidegain, M., Coronel, G., Corradi, V., Garcia, V., Grimm, A., Karoly, D., Marengo, J., Marino, M., Moncunill, D., Nechet, D., Quintana, J., Rebello, E., Rusticucci, M., Santos, J., Trebejo, I. y L. Vincent, 2006. Trends in Total and Extreme South American Rainfall in 1960–2000 and Links with Sea Surface Temperature. *Journal of Climate* 19(8): 1490–1512. <https://doi.org/10.1175/JCLI3695.1>

Herath, I., Green, S., Singh, R., Horne, D., van der Zijpp, S. y B. Clothier, 2013. Water footprinting of agricultural products: a hydrological assessment for the water footprint of New Zealand's wines. *Journal of Cleaner Production* 41: 232–243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.10.024>.

Hoekstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M. y M. Mekonnen, 2011. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. Earthscan, London, UK. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/ina-cra-aguayproblematica-ambiente-mendoza.pdf>

INTA, 1990. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Atlas de Suelos de la República Argentina. <https://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>

INV, 2022. Instituto Nacional de Vitivinicultura. Informe anual de superficie 2022. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2018/10/informe_anual_de_superficie_2022.pdf

INV, 2023. Instituto Nacional de Vitivinicultura. EX-2023-40953663- APN-DD#INV. Inédito

IPCC, 2013. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2013: 2e physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. (eds). New York, USA: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.001>

IPCS, 1993. International Programme on Chemical Safety. Health and Safety Guide No. 82. Carbendazim Health and Safety Guide. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. World Health Organization, Geneva. https://inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg82_e.htm

ISCAMEN, 2021. Instituto de Sanidad y Calidad Agropecuaria de Mendoza. Informe técnico. Mendoza

Karandish, F., 2019. Applying grey water footprint assessment to achieve environmental sustainability within a nation under intensive agriculture: a high-resolution assessment for common agrochemicals and crops. *Environ Earth Sci* 78, 200. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8199-y>

Karuppiah, V. y G. Sujayanad, 2012. Impact of climate change on population dynamics of insect pests. *World J. Agric. Sci.* 8: 240–246.

Khan, M., Barros Costa, F., Fenton, O., Jordan, P., Fennell, C. y P. E. Mellander, 2020. Using a multi-dimensional approach for catchment scale herbicide pollution assessments. *Science of the Total Environment*, 747, 141232, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141232>.

Lacoste, P., Premat, E. y M. Aranda, 2014. La bodega como espacio dinámico: paisaje vitivinícola y arquitectura en tierra cruda en Cuyo y Chile, siglos XVI-XIX. *Colonial Latin American Historical Review* 19, 2: 131. <https://digitalrepository.unm.edu/clahr/vol19/iss2/3>

Lamastra, L., Suciú, N., Novelli, E. y M. Trevisan, 2014. A new approach to assessing the water footprint of wine: an Italian case study. *Science of the Total Environment* 490: 748–756.

Lavôr Paes Barreto, M. de, Netto, A., Siqueira da Silva, J., Amaral, A., Borges, E., de França, E. y R. Vale, 2020. Gray water footprint assessment for pesticide mixtures applied to a sugarcane crop in Brazil: A comparison between two models. *Journal of Cleaner Production* 276. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124254>.

Masiokas, M. H., Rabatel, A., Rivera, A., Ruiz, L., Pitte, P., Ceballos, J. L., ... y MacDonell, S. 2020. A review of the current state and recent changes of the Andean cryosphere. *Frontiers in Earth Science*, 8, 99. DOI: 10.3389/feart.2020.00099

Mekonnen, M. y A. Hoekstra, 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15: 1577–1600.

Ministerio de Economía y Energía, 2023. Estrategia provincial para el sector agroalimentario de Mendoza. Gobierno de Mendoza. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2023/05/mendoza_2023.pdf

Morábito, J., 2012. La huella hídrica. Una aproximación a su conocimiento en vid. Comparación con la eficiencia de uso del agua según distintos métodos de riego en Mendoza. Foro de Economía Verde y Agua. Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Económicas, 22 y 23 de agosto. Mendoza, Argentina.

Morábito, J., Mirábile, C. y S. Salatino, 2007. Eficiencia del riego superficial, actual y potencial, en el área de regadío del río Mendoza (Argentina). *Ingeniería del Agua* 14, 199–214. <https://doi.org/10.4995/ia.2007.2912>

Morábito, J., Alvarez, A., Drovandi, A., Hernández, J., Hernández, R., Martinis, N., Maza, J., Mirábile, C., Salatino, S. y A. Vargas, 2009. El agua en Mendoza y su problemática ambiental. Centro Regional Andino del Instituto Nacional del Agua (CRA-INA), Mendoza, Argentina. New Zealand Ministry of Health, 2019. <https://www.health.govt.nz/system/files/documents/publications/dwsnz-2005-revised-mar2019.pdf>

Novoa, V., Ahumada-Rudolph, R., Rojas, O., Sáez, K., De la Barrera, F., y Arumí, J., 2019. Understanding agricultural water footprint variability to improve water management in Chile. *Science of the Total Environment* 670, 188–199.

Oficina Federal de Protección del Consumidor y Seguridad Alimentari, 2021. Alemania. https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/02_eu_berichte/Pyraclastrobin-DAR.pdf?__blob=publicationFile&v=2

Paraíba, L., Pazianotto, R., Luiz, A., Maia, A. y C. Jonsson, 2014. A mathematical model to estimate the volume of grey water of pesticide mixtures. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12(2): 509-518.

Pimentel, D., 1995. Amounts of pesticides reaching target pests: Environmental impacts and ethics. *J Agric Environ Ethics* 8, 17–29. <https://doi.org/10.1007/BF02286399>

Pose-Juan, E., Sánchez-Martín, M., Andrades, M., Rodríguez-Cruz, M. y E. Herrero-Hernández, 2015. Pesticide residues in vineyard soils from Spain: Spatial and temporal distributions. *Science of The Total Environment* 514: 351-358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.076>.

PPDB, 2006. Pesticide Properties DataBase. Lewis, K. (Developer), Tzilivakis, J. (Developer), Green, A. (Developer), & Warner, D. (Developer). University of Hertfordshire. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Rinaldi, S., Bonamente, E., Scrucca, F., Cleofe Merico, M., Asdrubali, F. y F. Cotana, 2016. Water and Carbon Footprint of Wine: Methodology Review and Application to a Case Study. *Sustainability* 8 (7): 621. <https://doi.org/10.3390/su8070621>

Rodrigues, E., Pardal, M., Gante C., Loureiro, J. e I. Lopes (2017). Determination and validation of an aquatic Maximum Acceptable Concentration-Environmental Quality Standard (MAC-EQS) value for the agricultural fungicide azoxystrobin. *Environmental Pollution*, 221: 150-158, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.058>.

Saraiva, A., Rodrigues, G., Mamede, H., Silvestre, J., Dias, I., Feliciano, M., Oliveira e Silva, P. y M. Oliveira, 2019. The impact of the winery's wastewater treatment system on the winery water footprint. *Water Sci Technol*, 80 (10): 1823–1831. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.432>

Sasakova, N., Gregova, G., Takacova, D., Mojziso, J., Papajova, I., Venglovsky, J., Szaboova, T. y S. Kovacova, 2018. Pollution of surface and ground water by sources related to agricultural activities. *Front. Sustain. Food Syst.* 2: 1-11, 10.3389/fsufs.2018.00042

SAyDS, 2019. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Caracterización del sector vitivinícola. En Guía para una producción sustentable: sector vitivinícola. (1a ed.). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

https://www.oneplanetnetwork.org/sites/default/files/guia_sector_vitivinicola.pdf

Schilardi, C., Rearte, E., Martín, L. y J. Morábito, 2015. Diagnóstico prospectivo del desempeño de métodos de riego en la provincia de Mendoza. Puntos de atención y estrategias de optimización. Trabajo presentado en el XXV Congreso Nacional del Agua (CONAGUA 2015): “El agua como política de Estado”. 15-19 de junio Paraná, Entre Ríos. https://www.ina.gov.ar/archivos/publicaciones/Cra_3_Metodos_Riego.pdf

SENASA, 2012. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria. Res.302. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-302-2012-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA, 2019. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria. Res. 32. <https://www.boletinoficial.gob.ar/detalleAviso/primera/200417/201901212>.

Tonietto, J. y A. Carbonneau, 2004. A multicriteria climatic classification system for grape-growing regions worldwide. *Agricultural and Forest Meteorology* 124 (1-2): 81-97. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.06.001>.

Vázquez, L., 2011. Cambio climático, incidencia de plagas y prácticas agroecológicas resilientes. In H. Ríos, D. Vargas and F. Funes-Monzote. (eds.), Innovación agroecológica, adaptación y mitigación del cambio climático, 75–101. Mayabeque, Cuba: INCA.

Villalba, R., 2009. Cambios climáticos regionales en el contexto del calentamiento global. (IANIGLA). CONICET Internal Publication (1), 11–14. Argentina, Mendoza.

Anexo. Ejemplo de cómo calcular la fracción de lixiviación-escorrentía

En este ejemplo se calcula la fracción de lixiviación-escorrentía (α) del herbicida fluroxipir meptil según las pautas de Franke *et al.* (2013). Allí se sugiere que, si se dispone de datos locales sobre los factores que influyen en la fracción de lixiviación-escorrentía, el valor de α se puede inferir mediante la siguiente ecuación (Franke *et al.*, 2013, pag. 17):

$$\alpha = \alpha_{min} + \left(\frac{\sum_i s_i \times w_i}{\sum_i w_i} \right) \times (\alpha_{max} - \alpha_{min})$$

El valor de α , en el caso de pesticidas, estará en algún lugar entre la fracción mínima de lixiviación-escorrentía ($\alpha_{min} = 0.0001$) y la fracción máxima de lixiviación-escorrentía ($\alpha_{max} = 0.1$). Las fracciones mínima y máxima de escorrentía-lixiviación son las inferidas por el panel de expertos de WFN. Por factor i , la puntuación del potencial de escorrentía-lixiviación (s) se multiplica por el peso del factor (w). La Tabla 4 muestra, la puntuación y peso de cada factor de influencia. Un peso w por factor i denota la importancia del factor. El estado del factor i determina el potencial de lixiviación-escorrentía, expresado como puntuación (s) entre 0 y 1. Una puntuación de 0 significa un potencial de lixiviación-escorrentía muy bajo, una puntuación de 0.33 uno bajo, una puntuación de 0.67 uno alto y una puntuación de 1 significa un potencial de lixiviación-escorrentía muy alto.

Table 4. Factors influencing the leaching-runoff potential of pesticides.

Category	Factor	Pesticides					
		Leaching-runoff potential	Very low	Low	High	Very high	
		Score (s)	0	0.33	0.67	1	
		Weight (w)					
Chemical properties	<i>Koc</i> (L/kg)	20	>1000	1000 - 200	200 - 50	<50	
	Persistence (half-life in days) (relevant for leaching)	15	<10	10-30	30-100	>100	
	Persistence (half-life in days) (relevant for runoff)	10	<10	10-30	30-100	>100	
Environmental factors	Soil	Texture (relevant for leaching)	15	Clay	Silt	Loam	Sand
		Texture (relevant for runoff)	10	Sand	Loam	Silt	Clay
	Organic matter content (kg/m ²)	10	>80	41-80	21-40	<20	
	Climate	Rain intensity (relevant for runoff)	5	Light	Moderate	Strong	Heavy
		Precipitation (mm) (relevant for leaching)	5	0-600	600-1200	1200-1800	>1800
Agricultural practice	Management practice (relevant for runoff)	10	Best	Good	Average	Worst	

Fuente: Franke *et al.* (2013)

En base a la Tabla 4, se encontraron los siguientes puntajes para cada factor de influencia:

- El valor promedio de *Koc* del fluroxipir meptil es: 19,550 L/kg (Tabla 2). Por lo tanto, la puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía es 0.
- La persistencia es: 1 día (Tabla 2), lo que implica un puntaje para el potencial de lixiviación-escorrentía de 0.
- El tipo de suelo donde está localizada el área de estudio se clasifica como torrifluentes típicos de textura franca (INTA, 1990). Por lo tanto, la puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía es 1 para lixiviación y 0.33 para escorrentía. Por lo tanto, la probabilidad de que el fluroxipir meptil ingrese en aguas subterráneas antes que en aguas superficiales es mayor.

- El contenido de materia orgánica está entre 21 y 40 (Franke *et al.* 2013, map 8); por lo tanto, la puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía es 0.67.
- La intensidad de la lluvia es fuerte, por lo tanto, la puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía de 0,67 (Haylock *et al.*, 2006; Morábito *et al.*, 2009).
- La precipitación neta es de 220 mm por año (Haylock *et al.*, 2006; Morábito *et al.*, 2009), lo que equivale a una puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía de 0.
- Para la práctica de manejo agrícola no hay información disponible, estos lineamientos sugieren clasificar dependiendo del estado de desarrollo de la región. En nuestro caso, Argentina es un país en vías de desarrollo, por lo que asumimos que los agricultores del área de estudio tienen una capacitación promedio en prácticas de manejo. Por lo tanto, la puntuación para el potencial de lixiviación-escorrentía es 0.67.

Para obtener valor de α , las puntuaciones y los pesos de los factores de influencia se pueden insertar en la ecuación anterior de la siguiente manera:

$$\alpha = 0.0001 + \left[\frac{(0 \times 20) + (0 \times 15) + (0 \times 10) + (1 \times 15) + (0.33 \times 10) + (0.67 \times 10) + (0.67 \times 5) + (0 \times 5) + (0.67 \times 10)}{20 + 15 + 10 + 15 + 10 + 10 + 5 + 5 + 10} \right] \times (0.1 - 0.0001)$$

$$\alpha = 0.0001 + \left[\frac{35.05}{100} \right] \times (0.0999)$$

$$\alpha = 0.03511495$$