

GANADERÍA Y CONTAMINACIÓN DIFUSA, IMPLICANCIAS PARA EL SUR DE CHILE

Marta Alfaro* y Francisco Salazar*. 2005. Agricultura Técnica, Chillán, Chile, 65(3):330-340.
*Instituto de Investigaciones Agrop., Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno, Chile.

www.produccion-animal.com.ar

Volver a: [Sustentabilidad](#)

RESUMEN

Producto de los tratados de libre comercio firmados por Chile, que auguran la apertura de mercados para la exportación de productos lácteos y cárnicos, se espera que la actividad ganadera del Sur del país se incremente e intensifique. A pesar del conocimiento técnico disponible para el incremento de la productividad del rubro, poco se sabe con certeza sobre el impacto ambiental de esta actividad, en especial sobre cursos de agua, a pesar de que los ríos y lagos de la región son además la base de otras actividades económicas de importancia, como la acuicultura y el turismo. En países desarrollados se ha demostrado que existe una fuerte relación causa-efecto entre la actividad ganadera y la polución difusa de cursos de agua superficiales, en especial de su eutroficación por altas concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P). Realizando un análisis de los mecanismos que controlan dichas pérdidas, es posible plantear un escenario futuro para la Región de Los Lagos, en el sur de Chile. El mayor uso de insumos, el incremento de la carga animal, la falta de normas de manejo mejoradas y la incorporación de zonas de mayor pendiente o con implementación de drenaje artificial a la actividad permiten prever un bajo nivel de eficiencia en el uso del N y P que ingresan como fertilizantes a los sistemas ganaderos de la región, incrementándose sus pérdidas y pudiendo generarse con ello la subsecuente eutroficación de los cursos de agua aledaños.

Palabras clave: nitrógeno, fósforo, producción de leche, producción de carne, impacto ambiental.

INTRODUCCIÓN

En Chile la masa ganadera bovina alcanza a 4,1 millones de cabezas (INE, 1997), habiéndose mantenido relativamente constante en los últimos años (INE, 2003). Sin embargo, los nuevos acuerdos comerciales logrados con la Unión Europea, Estados Unidos, México y otros países, representan un potencial de desarrollo para este sector productivo. En este marco, el Programa de Desarrollo Ganadero planteado por el Gobierno de Chile planea actuar en tres ejes de acción: i) aumentar la existencia de ganado y la producción de carne, ii) desarrollar y diversificar atributos de su calidad, y iii) focalizar la producción y realizar alianzas estratégicas (Iraira et al., 2004). Se espera que el cumplimiento del primer lineamiento demande los mayores cambios tecnológicos de los sistemas de producción de carne tradicionales. Dichos cambios se relacionan con la incorporación de prácticas ganaderas mejoradas que aseguren el incremento de la productividad de los sistemas, considerando aspectos medioambientales, y con la incorporación de zonas hasta hora consideradas marginales tales como sectores de mayor pendiente topográfica o aquellos con requerimientos de drenaje artificial.

Hasta el año 1997, en la Región de Los Lagos (39° a 43° lat. Sur y 71° a 74° long. Oeste), se concentraba el 39% del total de cabezas de ganado bovino existentes en el país, con 1,7 millones (INE, 1997). Hacia el año 2001, este valor se había incrementado a 2,4 millones de cabezas, con una producción de carne que representaba el 45% del total nacional (INE, 2001). Esta zona se caracteriza además por poseer una creciente industria acuícola y recursos naturales hídricos de alto valor turístico.

La producción ganadera de esta área se basa en las praderas, que ocupan un 71% de la superficie total regional (INE, 2001). Los sistemas pecuarios de esta zona se han intensificado en la última década a través de un mayor uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados, incrementándose la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea. También se ha registrado un incremento de la carga animal y de la frecuencia de utilización de la pradera en pastoreo. En los sistemas intensivos se han logrado los mejores resultados en la utilización del forraje y en producción animal, sin embargo en ellos también se ha observado un mayor deterioro de la pradera en periodos de alta precipitación (Goic y Rojas, 2004). Esto podría incidir en las pérdidas de suelo por erosión y el consecuente arrastre de sedimentos. Lo anterior supone que un manejo más intensivo produciría efectos adversos en la calidad de los cursos de agua superficiales cercanos a los sitios de pastoreo, aunque esto no ha sido evaluado en el país.

A pesar de la importancia del rubro pecuario y del conocimiento técnico disponible sobre el mismo, en el Sur de Chile existe escasa información sobre el impacto ambiental de esta actividad, especialmente de su efecto en los cursos de agua, aunque además de la ganadería, el turismo y la acuicultura constituyen algunas de las actividades económicas más importantes de la Región de Los Lagos. El objetivo de este trabajo fue revisar los antecedentes

disponibles, tanto en la literatura nacional como internacional, sobre la contaminación difusa de cursos de agua asociada a la ganadería, y analizar sus implicancias para el sur de Chile.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS GANADEROS DE LA REGIÓN DE LOS LAGOS

En muchos países la modalidad de pastoreo directo de praderas ha sido un tema polémico, con opiniones encontradas sobre los méritos del pastoreo continuo y las diferentes formas de pastoreo rotativo, y el impacto ambiental de esta actividad (Volesky, 1994). Se reconoce al pastoreo como una actividad de alto potencial contaminante debido a la cantidad de nutrientes, principalmente nitrógeno (N), y fósforo (P), transferidos al medio ambiente, tanto al aire como al agua (Jarvis, 2002). Varios estudios han demostrado que las pérdidas de N por lixiviación (infiltración del agua en profundidad) y arrastre (movimiento del agua en favor de la pendiente, ya sea superficial o subsuperficialmente) pueden ser hasta cinco veces más alta bajo pastoreo que en praderas utilizadas bajo corte, debido parcialmente al efecto de las manchas de orina y la destrucción de la pradera (Ryden et al., 1984; Heathwaite et al., 1990). Por ejemplo, Ryden et al. (1984) midieron pérdidas por lixiviación equivalentes a 29 y 162 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en praderas bajo corte y pastoreo, respectivamente. Heathwaite et al. (1990) encontraron que en sectores pastoreados fuertemente, unos de los primeros efectos observados es el cambio en la densidad aparente del suelo por una disminución del número de plantas presentes en la pradera, lo que a su vez provoca cambios en la proporción de lluvia que se arrastra superficialmente o se infiltra. Estudios realizados en Inglaterra indican que del total de lluvia caída, un 53% se pierde por arrastre superficial en sectores pastoreados intensamente (densidad aparente de 1,18 g cm⁻³), mientras que tan sólo un 23% lo hace de esta forma en sectores pastoreados extensivamente (densidad aparente de 1,12 g cm⁻³).

En los sistemas ganaderos de la Región de Los Lagos basados en el pastoreo directo, la principal entrada de nutrientes la constituye el uso de fertilizantes y de concentrados, como alimento utilizado estratégicamente (Dumont y Alfaro, 1998). La principal salida de nutrientes es la exportación de nutrientes en forrajes como el ensilaje y el heno, y no la generación de productos animales terminales como leche y carne, que ocupa un lugar secundario (Dumont y Alfaro, 1998). En la última década, en sistemas orientados a producción de carne y leche se ha intensificado el uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados, orgánicos e inorgánicos, incrementándose la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea, pasándose de aplicaciones que no superaban los 45 kg N ha⁻¹ año⁻¹ a aplicaciones que superan los 150 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Teuber, N. 2004, INIA, Remehue. Comunicación personal). Asimismo, en predios orientados a la producción de carne, se ha llegado a proponer sistemas intensivos de pastoreo, en que la rotación del sector en pastoreo se realiza de manera diaria en vez de los siete días utilizados tradicionalmente. Esta modalidad ha logrado los mejores resultados productivos (i.e. 1000 kg carne ha⁻¹ año⁻¹), pero ha generado efectos adversos sobre la longevidad de la pradera debido a la destrucción de plantas ocasionada durante el periodo de invierno (Goic y Rojas, 2004). Esto se refiere a la pérdida de plantas por unidad de superficie o disminución de la cobertura de la pradera, lo que podría incidir en un incremento en la producción de sedimento. En predios lecheros, el uso de animales especializados de mayor alzada y en cargas más altas genera limitaciones al pastoreo directo de estos animales en época invernal.

CONTAMINACIÓN DE CURSOS DE AGUA PRODUCTO DE LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA

Hasta hace algunos años, el foco mundial de atención en relación a la contaminación de cursos de agua era su contaminación directa o puntual, sin embargo, en la actualidad existe una creciente preocupación por la contaminación difusa, principalmente desde predios agrícolas (Jarvis, 2002). La contaminación difusa puede ser definida como la introducción de contaminantes a un curso de agua superficial o subterráneo, a través de vías indirectas y desde fuentes que no es posible establecer con exactitud y puntualmente, siendo muy difícil encontrar a los responsables directos. La contaminación difusa puede ser continua o intermitente, siendo esta última más común debido a que está relacionada a actividades estacionales propias de la agricultura, como la época de fertilización o fenómenos ocasionales como altas precipitaciones, que terminan provocando pérdidas de nutrientes por lixiviación y arrastre. Esto la hace difícil de controlar y regular, a diferencia de la contaminación directa (Carpenter et al., 1998).

En países desarrollados, la producción agropecuaria es considerada como una de las principales actividades productivas responsables de la contaminación difusa de cursos de agua, debido a que genera el enriquecimiento de éstas con nutrientes, principalmente N y P (Jarvis, 2002), y su contaminación biológica con patógenos (Freitas y Burr, 1996; Powlson, 2000). En países de Europa occidental se ha estimado que entre un 37 y 82% del N y entre un 27 y 38% del P que llega a las aguas proviene de actividades agropecuarias (Isermann, 1990). Esto se acentúa cuando existe una alta correlación entre la intensidad de producción del sistema ganadero (alto número de animales por unidad de superficie) y los niveles de eutroficación de los cursos de agua (Djodic et al., 2002). Se ha llegado a establecer que la combinación entre población animal (alta o baja) y la aplicación de fertilizantes (bajas o altas dosis), en especial de fertilizantes fosforados, son los factores claves que controlan la entrega de nutrientes a cursos de agua superficiales a nivel de cuencas hidrográficas. En áreas donde se desarrollan sistemas intensivos

de producción animal y se aplican altas cantidades de fertilizantes fosfatados, las pérdidas de P a cursos de agua pueden superar los 31 kg P ha⁻¹ año⁻¹, esto es, 70 kg de P₂O₅ ha⁻¹ año⁻¹ (Gerber et al., 2002) y en áreas donde la eficiencia del N utilizado como fertilizante es baja, existiendo una sobredisponibilidad de este elemento, las pérdidas de N pueden llegar a ser equivalentes a 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Jarvis, 2002).

Además del efecto animal, las pérdidas de N por lixiviación en sistemas ganaderos pueden variar dependiendo del tipo de pradera que se trate y del manejo que se haga de ellas. Scholefield et al. (1993) demostraron que cuando las praderas permanentes son fertilizadas con 400 kg N ha⁻¹ año⁻¹, las pérdidas pueden llegar a ser 2,5 veces más altas que cuando éstas se fertilizan con 200 kg N ha⁻¹ año⁻¹, y que el factor fertilización genera pérdidas 1,4 veces más altas que la intervención como regeneración. Cuando no se fertiliza, las pérdidas pueden variar entre 2 y 5 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en sectores sin y con drenaje artificial, respectivamente (Cuadro 1). Independientemente del manejo empleado en estas praderas, y considerando que la fertilización fosfatada aplicada anualmente fue de 20 kg P ha⁻¹ año⁻¹, las pérdidas por lixiviación de este elemento sólo variaron entre 2 y 3 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Haygarth et al., 1998).

Cuadro 1. Pérdidas de nitrógeno (N) por lixiviación desde praderas bajo pastoreo en el suroeste de Inglaterra.

Manejo de la pradera	Fertilización nitrogenada (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	Pérdidas por lixiviación (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	
		Máximo-Mínimo	Promedio
Pradera permanente establecida (>30 años)	200	21-54	38
Pradera permanente establecida (>30 años)	400	67-186	134
Pradera natural, sin drenaje	0	1-3	2
Pradera natural, con drenaje	0	3-8	5
Pradera regenerada	400	35-69	56

Adaptado de Scholefield *et al.*, 1993.

Al mismo tiempo, y en orden a proteger el medio ambiente, legisladores a distintos niveles (estatales y locales) están demandando mayores restricciones y requerimientos para predios ganaderos europeos y para productos pecuarios importados (EC, 1991; Grusenmeyer y Cramer, 1997), lo que obligaría a una mayor eficiencia en la producción y/o mayores costos de los sistemas locales, con el fin de implementar medidas de control y/o remediación (Grusenmeyer y Cramer, 1997; Oenema y Van den Pol-Van Dassel, 1999).

La contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos con residuos de origen doméstico, industrial y agropecuario, es uno de los principales problemas ambientales del sur de Chile, debido a que en esta área las aguas superficiales y subterráneas son una importante fuente de agua de bebida y de otras actividades económicas como la acuicultura y el turismo (CONAMA, 1998). En el caso específico de algunos cauces como el río Damas, que atraviesa la ciudad de Osorno, se han observado casos puntuales de contaminación directa, lo que ha llevado a la sanción en más de una oportunidad de los agentes causantes (SSO, 2003). Estudios de Debels *et al.* (1998) muestran que en la cuenca de este río (514 km²) existe una relación directa entre la presencia de bosque nativo (y su grado de deforestación) y la producción hídrica del cauce durante la estación seca del año. Cabe considerar que en esta cuenca el 71% de la superficie corresponde a praderas sembradas destinadas a la ganadería de leche y carne (Debels *et al.*, 1998).

Estudios realizados por Oyarzún *et al.* (1997) en microcuencas del Lago Rupanco, muestran una mayor pérdida de N y P desde microcuencas con praderas destinadas a la ganadería, en comparación con aquellas en que prevalecen praderas con rotaciones de cultivos extensivos, praderas con matorrales o bosque nativo, respectivamente. Es así como la exportación anual de N en microcuencas con bosque nativo alcanzó a 676 mg m⁻² año⁻¹, mientras que en microcuencas con praderas ganaderas ésta fue de 1.510 mg m⁻² año⁻¹, y en microcuencas con cultivos extensivos ésta fue de 1.135 mg m⁻² año⁻¹. En el caso del P, la exportación anual de P en microcuencas con bosque nativo, microcuencas con praderas con rotaciones de cultivos extensivos y microcuencas con praderas con matorrales o bosque nativo alcanzó a 65; 66; y 94 mg m⁻² año⁻¹, respectivamente, siendo significativamente distinta de la exportación de P desde microcuencas con praderas destinadas a la ganadería intensiva, que alcanzó a 118 mg m⁻² año⁻¹. Estos resultados demuestran que también a nivel local, al incrementarse la intensidad del uso del suelo aumenta el potencial de contaminación con nutrientes hacia los cursos de agua.

BALANCES DE NUTRIENTES Y CONTAMINACIÓN DIFUSA

Según Van Noordwijk (1999) se entiende por balance de nutrientes la diferencia aritmética entre las entradas y salidas de un nutriente a un sistema determinado (predio, potrero, cuenca, etc.). Los más comunes son los balances de suelo y puerta, donde el primero otorga una visión sobre la acumulación o sobreexplotación del recurso suelo, otorgando con ello antecedentes sobre potenciales de pérdida o enriquecimiento del mismo, mientras que el segundo, entrega información sobre el manejo del área y la eficiencia de conversión en producto

de los nutrientes utilizados (eficiencia de utilización de un nutriente), y que por su facilidad de cálculo es el más usado en la determinación de políticas y reglamentos ambientales (Jarvis y Oenema, 2000).

Los balances de N son buenos indicadores del impacto de la producción ganadera en el flujo de nutrientes, tanto a nivel predial como de cuenca hidrográfica (Jarvis, 1993). Los balances de P (Jarvis, 2002) o de anhídrido fosfórico (P_2O_5) (Gerber *et al.*, 2002) constituyen un buen indicador del potencial de contaminación para un área determinada.

Uno de los aspectos que más afecta un balance es la contribución del nutriente en fertilizantes y alimentos al sistema productivo. En sistemas ganaderos intensivos, la aplicación de fertilizante nitrogenado determina la acumulación de este elemento (balance positivo), mientras que en sistemas de cultivos, la eficiencia de utilización de este elemento aumenta debido a la extracción que realizan las plantas (balance neutro). Sistemas extensivos, sin incorporación de fertilizantes, arrojarán balances negativos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Balances de nitrógeno (N) del suelo en distintos sistemas agropecuarios ($kg\ N\ ha^{-1}\ año^{-1}$).

	Sistema con rotación de cultivos, Ruanda	Sistema con rotación de cultivos, Holanda	Sistema ganadero, Inglaterra
Entradas			
Fertilización química	1	160	420
Fertilización orgánica (estiércol, purines)	2	20	0
Deposición atmosférica	5	50	15
Fijación biológica	9	20	0
Total entradas	17	250	435
Salidas			
Productos finales	22	120	30
Residuos de cultivos	5	40	0
Lixiviación	4	50	160
Emisiones gaseosas	12	40	160
Erosión	29	0	0
Total salidas	72	250	350
Balance	-53	0	85

Adaptado de Janssen, 1999.

Algo similar ocurre en el caso del P, aunque en este caso, incluso con aplicaciones muy bajas de fertilizantes, se obtiene la acumulación de este nutriente en los sistemas ganaderos, debido a su ingreso en alimentos extraprediales o concentrados y a su escasa movilidad y, por ende, baja salida del predio en producto final (Cuadro 3).

Cuadro 3. Balances prediales de puerta de fósforo (P) en lecherías de algunos países de la Unión Europea ($kg\ P\ ha^{-1}\ año^{-1}$).

	España	Inglaterra	Suiza
Entradas			
Fertilización química	22	16	0
Alimentos	11	27	47
Deposición atmosférica	1	0	0
Total entradas	34	43	47
Salidas			
Cosecha de granos	11	0	0
Producto animal (leche)	5	16	12
Animales	0	0	15
Total salidas	16	16	27
Balance	18	27	20

Adaptado de Jarvis, 2002.

En la Región de Los Lagos, y de acuerdo a estudios de casos preliminares realizados durante 1998-1999 entre predios ganaderos de la Provincia de Osorno con distinto nivel de intensidad productiva ($n = 10$), se determinó

que existían distintos grados de utilización de los nutrientes aplicados como fertilizantes, de acuerdo al grado de intensificación del sistema (cantidad de nutrientes ingresados por unidad de superficie y alternancia de pastoreo y estabulación). Los resultados indicaron que los balances de puerta de N y P son siempre positivos, esto es, que se está generando una acumulación de estos nutrientes en los sistemas ganaderos. Los valores obtenidos variaron de 15 a 120 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y de 88 a 134 kg P ha⁻¹ año⁻¹. La alta variabilidad de estos valores estuvo asociada principalmente a la cosecha de forraje para ensilaje en ambos casos, y a la utilización de altas cantidades de concentrados y fertilizantes en el caso del P. Para estos predios se estableció, además, que la eficiencia de uso promedio de N y P era de 20 y 15%, respectivamente. Estos valores se incrementaban en aquellos predios en que en los potreros destinados a conservación de forraje se complementaba la fertilización inorgánica con orgánica (aplicaciones de purines y efluentes de lechería), reduciendo los montos de fertilizante inorgánico incorporados al predio (Dumont y Alfaro, 1998).

Cuando en unidades ganaderas el concentrado a utilizar en las dietas es producido en el mismo predio, a través de la producción de cereales como triticale (*X Triticosecale* Wittmack) y avena (*Avena sativa* L.), se incrementa la eficiencia de utilización de N y P del mismo, debido a que la eficiencia de utilización por los cultivos del N y P aportado por los fertilizantes varía entre 80 a 120% y 25 a 35% para N y P, respectivamente (Alfaro, M. y Navarro, H. 1999. INIA, Remehue. Comunicación personal), lo que eleva la eficiencia predial.

A través de los estudios de casos se ha logrado establecer que los predios poseen dos secciones en relación a la eficiencia de conversión de nutrientes en productos: la producción de forraje y la producción animal (carne, leche), siendo la primera la más eficiente. Las praderas poseen una alta eficiencia de absorción de los nutrientes aplicados, cuando se incorporan en la época de mayor crecimiento. Una de las grandes limitaciones en predios destinados a la producción de leche es la falta de capacidad para el almacenaje adecuado de los residuos (purines, efluentes de lechería), lo que se traduce en su utilización como fertilizantes en la época inadecuada (invierno), favoreciéndose la pérdida de nutrientes y reduciéndose su eficiencia de utilización.

MECANISMOS DE PÉRDIDAS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN SISTEMAS GANADEROS

El principal mecanismo de pérdida de N asociado al movimiento de agua es la lixiviación de N inorgánico, principalmente como nitrato. La contaminación del agua de bebida con nitrato es un fenómeno conocido que tiene efectos adversos en la salud animal y humana (Heathwaite et al., 1996). El nitrato es un ion móvil que se encuentra normalmente en la solución del suelo. La cantidad presente dependerá del balance entre la cantidad de N aplicada como fertilizante, reciclaje o fijación biológica, la depositación atmosférica y la extracción de las plantas (Jarvis y Aarts, 2000). Todo el N que al final del período de mayor crecimiento de las plantas (primavera-verano), no haya sido utilizado por éstas, permanece en el suelo con riesgo de perderse por lixiviación a través del drenaje del exceso de agua que ocurre durante el invierno (Jarvis, 2002).

Ensayos realizados utilizando lisímetros con suelo no disturbado en praderas de ballica de rotación (*Lolium multiflorum*) de la zona sur de Chile, no han mostrado diferencias significativas en las pérdidas de N post aplicación de fertilizantes nitrogenados en diferentes épocas de aplicación y bajo distintas dosis de fertilizante aplicadas (Salazar, 2002), lo que convierte al manejo productivo y a la variación e intensidad de la precipitación en los factores más determinantes de las pérdidas totales por lixiviación de N y otros nutrientes (Alfaro et al., 2004). Asimismo, en un experimento utilizando lisímetros con suelo no disturbado realizado en el valle longitudinal de la Provincia de Osorno, entre 11 y 20 kg N ha⁻¹ año⁻¹ se perdieron por lixiviación luego de la aplicación de entre 0 y 140.000 kg de purín ha⁻¹ año⁻¹ durante la época de crecimiento de las plantas ($P > 0,05$; Dumont, J.C. 2000. INIA, Remehue. Comunicación personal), lo que indica que cuando estas aplicaciones se realizan de manera adecuada las pérdidas de N por lixiviación no son significativamente distintas a aquellas medidas desde sectores sin intervención.

Estudios recientes (Hawkins y Scholefield, 2000; Murphy et al., 2000) realizados en el Reino Unido, indican que en praderas de alta producción bajo pastoreo, hasta un 30% del total de N perdido por lixiviación puede perderse como N-orgánico, asociado a partículas de materia orgánica (89-272 kg N ha⁻¹). En sistemas no intensivos (con bajo uso de fertilizantes nitrogenados) estas pérdidas pueden llegar hasta un 50% del total de N perdido debido al movimiento del agua (Jarvis, 2002). Observaciones preliminares (de los autores, no publicadas) para pérdidas de N orgánico en sistemas pratenses de la Región de Los Lagos, indican que en suelos andisoles estos valores podrían alcanzar hasta un 60% del total de N lixiviado, aún en sectores sin aplicación de fertilizante, siendo al parecer una característica intrínseca de los suelos de la zona, aunque esto requiere mayores estudios. En este estudio, la lixiviación de N inorgánico (nitrato+amonio+nitrito) alcanzó a 35 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en sectores sin aplicación de fertilizantes y a 133 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en sectores con aplicación de 150 kg N ha⁻¹ como fertilizante inorgánico (KNO₃), antes del inicio del periodo de lluvias, cuando se aplicó el equivalente a una precipitación anual de 1260 mm, bajo condiciones controladas. Estas cifras constituyen el 49 y 50% del N total perdido por lixiviación, respectivamente.

En el caso del P, resultados de los últimos años muestran que las pérdidas más importantes de este elemento se deben al arrastre de P particulado y no a la lixiviación de P soluble o reactivo (Haygarth et al., 1998). El P particulado es el P asociado a partículas de suelo, tanto orgánicas como minerales, que se perdería por arrastre superficial o subsuperficial de agua en todos los suelos (Haygarth y Jarvis, 1999; McDowell et al., 2001; Preedy et al., 2001) o por flujo preferencial o a través de grietas en suelos arcillosos (Turner y Haygarth, 2000; Uusitalo et al., 2001) o en aquellos con predominancia de flujo de macroporos, cuando este elemento se ha acumulado en el suelo (Whitehead, 2002). Es así como existe una fuerte dependencia entre el nivel de P transferido a cursos de agua y el comportamiento hidrológico del suelo, asociada a cantidad e intensidad de precipitación (Preedy et al., 2001), además del contenido inicial de P en el suelo y de la disponibilidad de fertilizantes (Withers y Bailey, 2003) o excretas en la superficie del mismo (Jarvis, 2002). Esto hace que el control de las pérdidas de P a cursos de agua deba hacerse a través del manejo de las actividades productivas diarias, tales como el manejo de la carga animal, de la presión de pastoreo y la no realización de fertilizaciones en períodos de lluvia (Haygarth y Jarvis, 1999).

De manera coincidente, en suelos andisoles de la Región de Los Lagos, Dumont, no encontró valores superiores a los 0,02 kg P ha⁻¹ perdidos por lixiviación luego de la aplicación de hasta 140.000 kg purín ha⁻¹, durante la época de mayor crecimiento de la pradera (Dumont, J.C. 2000. INIA, Remehue. Comunicación personal). Esto estaría asociado al origen volcánico de los suelos andisoles que, debido a su alta capacidad de fijación de P, retienen más del 85% del P aplicado como fertilizante (Pinochet, 1999). A diferencia del N, basta con pequeñas cantidades de P para generar la eutroficación de aguas superficiales, cuando existen concentraciones acuáticas de N que faciliten el desarrollo de algas, es así como pérdidas de 2 kg de P ha⁻¹ año⁻¹ pueden resultar altamente significativas (Haygarth et al., 2000). De acuerdo a lo discutido anteriormente, y considerando que cerca del 50% del P total de los suelos volcánicos del sur de Chile corresponde a P asociado a la materia orgánica (Borie et al., 1989), es posible prever que en suelos andisoles de la Región de Los Lagos un alto porcentaje del P llega a cursos de agua por arrastre de P particulado.

La mayor proporción de los estudios internacionales existentes ha sido realizado en suelos de textura franco-arcillosa o arcillosa, con bajos contenido de materia orgánica (c. < 5%), lo que hace suponer variaciones en resultados obtenidos en condiciones de suelos francos o franco-limosos con altos contenidos de materia orgánica (c. 15 %) como los presentes en la Región de Los Lagos. Estudios realizados en áreas de bosque de la Cordillera de la Costa de la Provincia de Valdivia, indican que la concentración de N y P de lixiviados es superior a aquella concentración de la precipitación caída en el área de estudio, no realizándose aplicaciones de fertilizantes artificialmente en esta área, existiendo por tanto un enriquecimiento del agua al circular a través del suelo (Oyarzún et al., 1998). En este caso, la cantidad total de N y P aportado por la lluvia fue equivalente a 1,7 kg N total ha⁻¹ año⁻¹ y 0,2 kg P ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, mientras que la descarga total del sistema alcanzó a 4,1 kg N total ha año y a 0,4 kg P ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente.

CONCLUSIONES

En base a lo discutido es posible concluir que, debido a la intensificación de los sistemas ganaderos de la Región de Los Lagos existe un potencial de eutroficación de cursos de agua, que se puede incrementar en el futuro. El mayor riesgo de contaminación estaría dado por la falta de manejos prediales adecuados. Asimismo, queda en evidencia la falta de información nacional y de investigación en esta área de estudio. Finalmente, se deben implementar en el corto y mediano plazo sistemas “ambientalmente concientes”, ya que la eutroficación de ríos y lagos en el Sur de Chile puede aumentar, con mayores costos de producción de los sistemas ganaderos, debido a la menor eficiencia en el uso de los fertilizantes nitrogenados y fosfatados, y a la necesidad de incorporar medidas de remediación y/o medidas de buenas prácticas ganaderas y agrícolas, a nivel predial.

LITERATURA CITADA

- Alfaro, M.A., P.J. Gregory, and S.C. Jarvis. 2004. Dynamics of potassium leaching on a hillslope grassland soil. *J. Environ. Qual.* 33:192-200.
- Borie, F., H. Zunino, and L. Martínez. 1989. Macromolecule-P associations and inositol phosphates in some Chilean volcanic soils of temperate regions. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 20:1881-1894.
- Carpenter, S., N. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecol. Soc. Am., Issues in Ecology No.3*. Available at <http://esa.sdsc.edu/>. Accessed 5th January 2000.
- CONAMA. 1998. Política ambiental de la Región de los Lagos. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Disponible en <http://www.conama.cl/portal/1255/article26198.html>. Leído el 21 de abril de 2003.
- Debels, P., R. Barra, E. Jaque, y O. Parra. 1998. Diagnóstico de la calidad del agua del río Damas: uso del suelo y producción hídrica. VI Jornadas del CONAPHI-Chile. Disponible en <http://www.unesco.org.uy/phi/libros/VIJornadas/B21.pdf>. Leído el 21 de abril de 2003.

- Djodic, F., H. Montas, A. Shirmohammadi, L. Bergström, and B. Ulén. 2002. A decision support system for phosphorus management at a watershed scale. *J. Environ. Qual.* 31:937-945.
- Dumont, J.C., y M.A. Alfaro. 1998. Balance de nutrientes en sistemas lecheros de Osorno con distintas intensidades de producción. p. 89. *In* IV Congreso Internacional en Gestión en Recursos Naturales, Sustentabilidad del Siglo XXI, Puyehue, Chile. 23-27 de nov. Soc. Chilena de Biología, Santiago, Chile.
- EC (European Community). 1991. Council directive concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Community* (91/676/EEC), Legislation 1375/1-375/8.
- Freitas, R.J., and M.D. Burr. 1996. Animal wastes. p. 237-251. *In* Pepper, I.L., C.P. Gerba and M.L. Brusseau (eds.). *Pollution Science*, Academic Press, New York, USA.
- Gerber, P., G. Franceschini, and H. Menzi. 2002. Livestock density and nutrient balances across Europe. FAO. *Livestock Environment & Development Initiative (LEAD)*. Available at <http://lead.virtualcenter.org/en/frame.htm>. Accessed 27th February 2003.
- Goic, L. y C. Rojas. 2004. Sistemas de crianza, de recría y engorda en la zona sur. p. 107-120. *In* Rojas, C., M. Doussoulin y A. Olivares (eds.). *Manual de producción de bovinos de carne para la VIII, IX y X regiones*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Carillanca y Fundación para la Innovación Agraria, Temuco, Chile.
- Grusenmeyer, D.C., and T.N. Cramer. 1997. A system spproach. *J. Dairy Sci.* 80:2651-2654.
- Hawkins, J., and D. Scholefield. 2000. Leaching of dissolved organic N from grass-white clover pasture in SW England. p. 378-380. *In* Sjøgaard, K., C. Ohlsson, J. Shested, N.J. Hutchings and T. Kristensen, T. (eds.). *Grassland farming, balancing environmental and economic demands*. Proc. 18th General Meeting of the European Grassland Federation (EGF), Aalborg, Denmark. 22-25 May. EGF, Aalborg, Denmark.
- Haygarth, P.M., A.L. Heatwaite, S.C. Jarvis, and T. Harrod. 2000. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Adv. Agron.* 69:153-178.
- Haygarth, P.M., L. Hepworth, and S.C. Jarvis. 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *Eur. J. Soil Sci.* 49: 65-72.
- Haygarth, P.M. and S.C. Jarvis. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Adv. Agron.* 66: 95-249.
- Heathwaite, A.L., T.P. Burt, and S.T. Trudgill. 1990. Land-use controls on sediment production in a lowland catchment, south-west England. p. 69-86. *In* Boardman, J., D.L. Foster, and J.A. Dearing (eds.). *Soil erosion on agricultural land*. John Wiley & Sons Ltd., London, UK.
- Heathwaite, A.L., P.J. Johnes, and N.E. Peters. 1996. Trends in nutrients. *Hydrol. Proc.* 10: 263-293.
- INE. 1997. Resultados preliminares VI Censo Agropecuario. Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 443 p. Impresos Universitarios S.A., Santiago, Chile.
- INE. 2001. Estudio de la ganadería bovina en las Provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue. 65 p. Instituto Nacional de Estadísticas, Santiago, Chile.
- INE. 2003. Población de ganado vacuno por regiones. Instituto Nacional de Estadísticas. Disponible en: <http://www.ine.cl/16-agrope/ffebf01.htm>. Leído el 24 de abril de 2003.
- Iraira, S., R. Bravo, G. Holmberg, y C. Cristi. 2004. Objetivos y acciones del plan ganadero regional para la agricultura familiar campesina. p. 15-24. Serie Actas N° 12. *In* Bravo, R. y N. Teuber (eds). *Plan ganadero para la agricultura familiar campesina de la X Región de Los Lagos*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno, Chile.
- Isermann, K. 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertil. Res.* 26: 253-269.
- Jarvis S.C. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use Manage.* 9: 99-105.
- Jarvis, S.C. 2002. Environmental impacts of cattle housing and grazing. p. 10-23. *In* Kaske, M., H. Scholz and M. Höltershinken (eds.). *Recent developments and perspectives in bovine medicine. Keynotes lectures of the 22nd World Buiatrics Cong. (WBC)*, Hannover, Germany. 18-23 August. WBC, Hannover, Germany.
- Jarvis, S.C., and H.F.M. Aarts. 2000. Nutrient management from a farming system perspective. p. 363-373. Proc. 18th General Meeting of the European Grassland Federation (EGF). *Grassland farming, balancing environmental and economic demands*, Aalborg, Denmark. 22-25 May. EGF, Aalborg, Denmark.
- Jarvis, S.C., and O. Oenema. 2000. Measuring and monitoring nitrogen and phosphorus flows and losses in grassland systems. p. 305-325. *In* Manetteje, L't and R.M. Jones (eds.). *Field and laboratoty methods for grassland and animal production research*. CAB International, Cambridge, UK.
- Janssen, B.H. 1999. Basics of budgets, buffers and balances on nutrients in relation to sustainability of agroecosystems. p. 27-56. *In* Smaling, E.M.A., O. Oenema, and L.O. Fresco (eds.). *Nutrient disequilibria in agroecosystems, concepts and case studies*. CAB International, Cambridge, UK.
- McDowell, R.W., A.N. Sharpley, and G. Folmar. 2001. Phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *J. Environ. Qual.* 30:1587-1595.
- Murphy, D.V., A.J. Macdonald, E.A. Stockdale, K.W.T. Goulding, S. Fortune, J.L. Gaunt, *et al.* 2000. Soluble organic nitrogen on agricultural soils. *Biol. Fertil. Soils* 30:374-387.
- Oenema, O. and A. Van den Pol-Van Dasselaar. 1999. Managing nutrients budgets of grassland farming systems; options and perspectives. p. 107-116. *In* Corral, A.J. (ed). *Accounting for nutrients, A challenge for grassland farmers in the 21st Century*. 33th British Grassland Society Occasional Symposium, Great Malvern, UK. 22-23 November. Antony Rowe Ltd., Reading, UK.
- Oyarzún, C.E., H. Campos, y A. Huber. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupancho, X Región). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70:507-519.

- Oyarzún, C.E., R. Godoy, and A. Sepulveda. 1998. Water and nutrient fluxes in a cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in southern Chile. *Hydrol. Proc.* 12:1067-1077.
- Pinochet, D. 1999. Fósforo y necesidades de fertilización fosfatada. Serie Remehue N° 71. p. 57-69. *In* Alfaro, M. (ed.). Curso de capacitación para operadores del Programa de Recuperación de Suelos Degradados, Zona Sur. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, CRI Remehue, Osorno, Chile.
- Powelson, D.S. 2000. Tackling nitrate from agriculture. *Soil Use Manage.* 16:141.
- Preedy, N., K. McTiernan, R. Matthews, L. Heathwaite, and P.M. Haygarth. 2001. Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. *J. Environ. Qual.* 30:2105-2112.
- Ryden, J.C., P.R. Ball, and E.A. Garwood. 1984. Nitrate leaching from grasslands. *Nature (London)* 311:50-53.
- Salazar, M.A. 2002. Lixiviación de nitrógeno proveniente de urea, en el periodo de mayor crecimiento de una pradera de *Lolium multiflorum* cv. Tama. Estudio en lisímetros. 71 p. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad de La Frontera, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, Temuco, Chile.
- Scholefield, D., K.C. Tyson, E.A. Garwood, A.C. Armostrong, J. Hawkins, and A.C. Stone. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertiliser input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *J. Soil Sci.* 44:601-614.
- SSO. 2003. Cronograma actividades sanitarias. Servicio Salud Osorno. Disponible en http://www.sso.cl/cronograma_actividades_sanitarias.htm. Leído el 21 de abril de 2003.
- Turner, B.L., and P.M. Haygarth. 2000. Phosphorus forms and concentrations in leachates under four grassland soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1090-1099.
- Uusitalo, R., E. Turtola, T. Kauppila, and T. Lilja. 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. *J. Environ. Qual.* 30:589-595.
- Van Noordwijk, M. 1999. Nutrient cycling in ecosystems versus nutrient budgets of agricultural systems. p. 1-26. *In* Smaling, E.M.A., O. Oenema, and L.O. Fresco (eds.). *Nutrient disequilibria in agroecosystems, concepts and case studies*. CAB International, Cambridge, UK.
- Volesky, J. 1994. Tiller defoliation patterns under frontal, continuous and rotation grazing. *J. Range Manage.* 47:215-219.
- Whitehead, P. 2002. Dynamics of phosphorus accumulation under heavy organic fertiliser applications. 220 p. Ph.D. thesis, The University of Reading, Faculty of Live Sciences, Reading, UK.
- Withers, P.J.A., and G.A. Bailey. 2003. Sediment and phosphorus transfer in overland flow from a maize field receiving manure. *Soil Use Manage.* 19:28-35.

[Volver a: Sustentabilidad](#)