



Incrementar uso de pasturas reduce los impactos ambientales en sistemas lecheros

Elisa Darré ^a, Eduardo Llanos ^b, Laura Astigarraga ^c y Valentín Picasso ^d

^a *Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay, e.darre.castell@gmail.com*

^b *Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay, ellanos@fagro.edu.uy*

^c *Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay, astigarr@gmail.com*

^d *Agronomy Department, University of Wisconsin – Madison, USA, picassorriso@wisc.edu*

RESUMEN: El incremento de la productividad en los sistemas lecheros implica un mayor uso de granos e insumos, lo que conduce a impactos ambientales negativos. El uso de pasturas podría al menos duplicar la productividad animal, reduciendo los impactos ambientales. Modelamos el uso de energía fósil, las emisiones de gases de efecto invernadero, la ecotoxicidad del agua, el balance de nitrógeno y fósforo y el potencial de eutrofización del agua de 277 granjas lecheras en Uruguay, para siete grupos de producción de leche con diferentes estrategias de manejo. Los insumos de agroquímicos y combustibles representaron el 80% de la energía fósil consumida en las granjas. El metano representó el 60%, el óxido nitroso el 38% y el dióxido de carbono el 2% de las emisiones de gases de efecto invernadero. Los concentrados (principalmente grano de maíz y sorgo) representaron el 89% de la ecotoxicidad total. La mayor contribución de la eutrofización acuática total se debió a los fertilizantes. El porcentaje de ingesta de pasturas se asoció negativamente con los indicadores ambientales. El alto consumo de pasto en la dieta animal, a partir de un uso eficiente de concentrados, puede aumentar la productividad de la leche y reducir los impactos ambientales.

PALABRAS CLAVE: Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, Ecotoxicidad, Eutrofización, Energía Fósil, Sistemas Lecheros

1 INTRODUCCIÓN

La producción de leche ha crecido constantemente un 2.2% cada año desde el 2000 [1], donde uno de los principales impulsores ha sido el cambio en las dietas que lleva al consumo de más productos pecuarios [2]. Como consecuencia de esta mayor demanda, los sistemas de producción lecheros han cambiado, el manejo aumentando el número de ganado lechero por hectárea de tierra, la cantidad de concentrados y pasturas en la dieta [3].

Este aumento en la productividad implica inevitablemente: alto uso de energía fósil y de insumos tales como fertilizantes y pesticidas, y como consecuencia, se han hecho visibles efectos ambientales: degradación del suelo, salinización de áreas irrigadas, lixiviación de nutrientes, contaminación del agua, eutrofización, aumento de emisiones de gases de efecto invernadero, entre otros [2,4,5]

En Uruguay, la producción láctea es un sector económico importante con gran diversidad en los diferentes sistemas según sus niveles de producción y gestión [6]. La creciente producción de este sector se basa en un alto uso de alimentos concentrados y reservas [7] que, a su vez, y junto con las prácticas agronómicas involucradas, generan repercusiones ambientales negativas, como las emisiones de gases de efecto invernadero, la ecotoxicidad y la eutrofización del agua, como así como un uso inadecuado de la energía fósil [4,8,9,10,11]. Este estudio tuvo como objetivo evaluar los impactos ambientales asociados con la producción lechera, comparando un conjunto de indicadores ambientales por unidad de área y por unidad de producto, como unidades funcio-

nales. La hipótesis probada establece que los sistemas con alta productividad de leche afectan el medio ambiente de manera negativa, respecto a los de baja productividad de leche; y por otro lado, que un mayor uso de pasturas en la dieta animal disminuye los impactos ambientales.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se utilizaron datos de 277 predios lecheros de Uruguay, a partir de una encuesta realizada en 2014 por expertos técnicos del Instituto Nacional de la Leche [6]. Los predios están ubicados en los departamentos de Canelones, Colonia, Flores, Florida, Paysandú, Río Negro, San José y Soriano, los cuales representan el 91% de la producción de leche, el 89% de la cantidad de vacas, el 86% de los predios lecheros y el 83% del área lechera en Uruguay. Los indicadores ambientales se expresaron en kg de leche y hectáreas. Los límites del sistema se definieron "desde la cuna hasta la puerta de la granja" utilizando una Evaluación del Análisis del Ciclo de Vida (ACVp) parcial [12].

2.1 *Sistema de clasificación de explotaciones lecheras (en base a INALE):*

- Granjas de producción baja (L): producción de menos de 154 mil litros de leche por año.
- Granjas de producción media baja (ML): granjas que producen entre 154 y 480 mil litros de leche por año. Esta categoría también se divide en grupos: medio bajo (1) y medio bajo (2), por el nivel de productividad: menos o más de 3,800 litros por hectárea de masa de vaca.
- Granjas de producción media alta (MH): granjas que producen entre 480 mil y 1 millón de litros de leche por año. Se dividen en grupos: medio alto (1) y medio alto (2), por el nivel de productividad: inferior o superior a 4.600 litros por hectárea de masa de vaca.
- Granjas de alta producción (HP): corresponden a granjas con alta gestión de habilidades que producen más de 1 millón de litros de leche por año. Los diferentes grupos: alta producción (1) y alta producción (2) dependen del consumo de pasto: menos o más de 3,000 kg de materia seca por área de superficie de masa de vaca.

2.2 *Modelos de estimación de impactos ambientales*

Se empleó el modelo Agroenergía [13] para calcular datos sobre Energía Fósil. El modelo estima la energía en términos de entradas y salidas utilizando coeficientes de energía de la literatura internacional y coeficientes locales ajustados a las condiciones de Uruguay.

La contribución de cada Emisión de Gases de Efecto Invernadero se integra utilizando el potencial de calentamiento global expresado en kg de CO₂ equivalente (kgCO₂eq) para un horizonte de tiempo de 100 años. Los coeficientes de conversión de equivalencia son: 1 kgCO₂= 1 kg CO₂eq, 1 kgCH₄= 28 kgCO₂eq y 1 kgN₂O= 265 kgCO₂eq [14]. A su vez, estos valores se expresan en kg-CO₂eq por litro de leche. Se realizó una clasificación del ganado para desarrollar los cálculos de metano, donde las emisiones se estimaron de acuerdo con el procedimiento del IPCC [15]. Las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso (N₂O) se calcularon siguiendo las ecuaciones descritas en las directrices del IPCC [15]. Las estimaciones de dióxido de carbono se elaboraron bajo las directrices del IPCC [15].

El potencial de Ecotoxicidad para cada cultivo en agua se calculó de acuerdo con la ecuación: $ICI = \sum (S \times CF)$ donde: ICI es el indicador de categoría de impacto; S: corresponde a la dosis en



Asociación de Universidades
GRUPO MONTEVIDEO



kg ha⁻¹ de cada herbicida utilizado por cultivo, multiplicado por la cantidad de ingrediente activo presente en el herbicida; y CF: corresponde al factor de caracterización, que representa la fracción de especies potencialmente afectadas por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto o contaminante emitido [16]. Estos factores de caracterización se obtuvieron mediante la metodología USEtox (www.usetox.org).

El análisis del Balance de Nutrientes de los sistemas siguió la metodología de Koelsch y Lesoing [17]. El exceso de nutrientes del sistema se calculó como la diferencia entre entradas y salidas. Los insumos incluyen la proporción de N y P presente en los fertilizantes utilizados para producir los cultivos en los predios (así como los comprados en otros predios), los cuales se multiplican por la dosis de fertilizante aplicado en kg ha⁻¹. A su vez se consideró la fijación biológica del cultivo de soja y la deposición atmosférica natural del N en kg ha⁻¹ [18].

El Potencial de Eutrofización Acuático (AEP) considera las pérdidas de N y P del sistema [19], y la estimación incluye la cantidad de una sustancia tóxica S multiplicada por un factor de caracterización de esa sustancia [16]. El valor de S comprende el exceso de nutrientes de N y P (kg ha⁻¹) de la materia seca del rendimiento total de grano del cultivo (producido y comprado) y la cantidad de N y P (kg ha⁻¹) de las excreciones del ganado. Los factores de caracterización de la N y P se obtuvieron de la metodología IMPACT 2002+. Los efluentes lácteos de la granja se calcularon siguiendo la guía DairyNz [20].

Los Análisis Estadísticos incluyeron análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de comparación múltiple de LSD Fisher, así como modelos de regresión lineal simple. El software usado fue: InfoStat [21], y el nivel de significación fue $\alpha = 0.05$.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestran los resultados obtenidos para los diferentes grupos respecto a las variables productivas y ambientales. El uso de la energía fósil para las actividades dentro de los predios (66%) fue mayor que el del alimento comprado. El grupo HP1 tuvo el valor más alto por kg de leche (37%) y el grupo ML2 el más bajo (26%), debido a la compra de alimentos ($p < 0.01$). Los agroquímicos y los combustibles representaron el 80% de la energía consumida, donde se destacó la categoría HP y el grupo ML1 ($p < 0.01$).

Las emisiones de metano tuvieron la mayor contribución al cambio climático (65.9%) seguidos por las del N₂O (32.1%). La categoría L presentó la mayor emisión de metano por kg de leche así como la menor productividad de leche por vaca. El MH1 es el grupo con mayores emisiones de gas N₂O por kg de leche y el que utiliza más fertilizantes para la producción de alimentos producidos. Sin embargo por hectárea, el HP2 es el grupo con los valores más altos de emisión de metano y productividad de la leche por vaca, y el MH2 con respecto a las emisiones de N₂O. Los grupos MH2, HP1 y HP2 generaron la mayoría de las emisiones de CO₂: 108, 99, 99 (kg⁻¹ de CO₂ ha⁻¹) respectivamente, lo cual se asocia al uso de maquinaria.

Hubo diferencias respecto a la ecotoxicidad total por hectárea ($p < 0.01$) y por kg de leche ($p = 0.03$), donde el grupo MH2 presentó los valores más altos y el grupo L los más bajos. El uso de cultivos anuales como el sorgo y el maíz para alimentar al ganado, contribuyó con alrededor del 62% al 81% del efecto de ecotoxicidad total por hectárea. Entre los herbicidas utilizados para la producción de cultivos, las dosis más altas correspondieron a glifosato (entre 71 y 90%) para todos los cultivos.

El balance de nutrientes y las estimaciones del potencial de eutrofización acuática presentaron diferencias significativas ($p < 0.01$) con respecto al exceso de N y P entre los grupos, destacándose: MH1, HP1 y HP2 por kg de leche, y MH2, HP1 y HP2 por hectárea. Las contribuciones de N

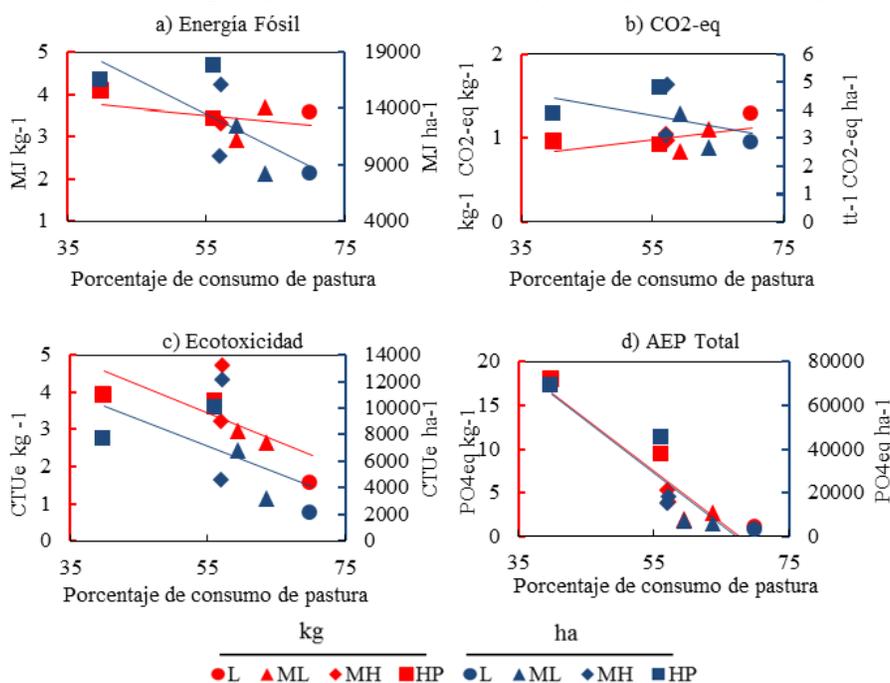
(50%) y P (82%) se dieron principalmente por los fertilizantes utilizados para la producción de cultivos ($p < 0.01$).

Tabla 1. Indicadores productivos y ambientales de los 277 predios. Los valores de las medias que presentan iguales letras no son estadísticamente diferentes (LSD Fisher $p < 0.05$). El p valor corresponde al test de ANOVA

Variables	Grupos							p-valor
	L	ML1	ML2	MH1	MH2	HP1	HP2	
<i>Indicadores Productivos</i>								
Cantidad de predios	20	23	24	28	25	87	70	
Área de los predios (ha)	44 c	122 c	82 c	243 bc	165 c	793 a	541 b	<0.01
Productividad de leche por ha (kg ha ⁻¹)	2406 d	2420 d	4702 bc	3052 d	5049 ab	4090 c	5345 a	<0.01
Productividad de leche por vaca (kg vaca ⁻¹)	3621 d	3485 d	5240 bc	4731 c	5725 ab	5769 a	6046 a	<0.01
Carga animal (vaca ha ⁻¹)	1.16 ab	1.18 ab	0.87 c	1.24 a	0.93 c	1.07 b	0.83 c	<0.01
Concentrado por kg de leche. (kg kg ⁻¹)	0.21 bc	0.25 ab	0.16 c	0.28 a	0.18 c	0.30 a	0.19 c	<0.01
Ingesta total de materia seca (kg vaca ⁻¹)	4698 de	4345 e	5349 bc	5126 cd	5736 ab	5690 ab	5904 a	<0.01
Porcentaje de ingesta de pasturas	70.3 a	63.7 ab	59.5 bc	57.0 bc	57.2 bc	40.0 d	56.2 c	<0.01
Porcentaje de ingesta de silos	16.4 c	19.0 bc	22.9 b	22.9 b	23.9 ab	31.3 a	20.4 bc	<0.01
Porcentaje de ingesta de concentrados	13.4 d	17.3 cd	17.8 cd	20.0 bc	18.8 c	28.8 a	23.4 b	<0.01
<i>Indicadores ambientales (por kg de leche)</i>								
Consumo de energía fósil (MJ)	3.54 ab	3.70 ab	2.95 b	3.32 b	3.29 b	4.04 a	3.37 b	<0.01
Emissiones totales de GEI (kg ⁻¹ EqCO ₂)	1.26 a	1.11 b	0.85 d	1.04 bc	0.96 cd	0.95 cd	0.90 d	<0.01
Ecotoxicidad (CTUe)	1.54 c	2.62 bc	2.93 abc	3.22 abc	4.74 a	3.88 ab	3.73 ab	0.03
AEP Total (PO _{4eq})	0.98 c	2.75 c	1.86 c	5.15 bc	3.96 c	17.8 a	9.38 b	<0.01
<i>Indicadores ambientales (por hectárea)</i>								
Consumo de energía fósil (MJ)	8074 c	8306 c	12393 b	9827 bc	16084 a	16421 a	17719 a	<0.01
Emissiones totales de GEI (ton ⁻¹ of CO ₂ -eq)	2.77 c	2.66 c	3.87 b	3.10 c	4.87 a	3.83 b	4.76 a	<0.01
Ecotoxicidad (CTUe)	1943 e	3160 de	6908 bcd	4559 cde	12132 a	7642 bc	9904 ab	<0.01
AEP Total (PO _{4eq})	2166 c	6092 c	7013 c	14633 c	18201 c	68438 a	44716 b	<0.01

En la figura 1 se observa que el porcentaje de ingesta de pasturas presentó una asociación negativa con el consumo de energía fósil (a), las emisiones de CO₂ (b), la ecotoxicidad (c) y el potencial de eutrofización acuática (d) por hectárea, pero por kg de leche, el equivalente de CO₂ fue el único con una asociación positiva (b). Esto está asociado con la capacidad de digestión de la fibra en el alimento consumido por los animales, tipo de raza, volumen ruminal y el tipo de alimento, entre otros [22,23].

Figure 2. Indicadores ambientales (por kg de leche y hectárea) vs porcentaje de consumo de pastura.





El uso de alimentos concentrados juega un importante papel respecto al aumento en la producción de leche, como se observó en los grupos ML1, MH1 y HP1; pero el uso de pasturas como alimento para el ganado no solo contribuye a este mismo objetivo sino que genera menos impactos ambientales [24] como se observó en el grupo ML2. La respuesta a los suplementos para producir leche aumenta cuando el índice de reemplazo se vuelve más bajo, por lo que el uso de los pastos permite un uso más eficiente del alimento concentrado [25].

Estos resultados sugieren que para las condiciones productivas y climáticas de Uruguay, los predios lecheros de mayor producción, en términos de producción de kg de leche, pueden mejorar los efectos ambientales con una estrategia alimentaria asociada con el consumo de pastos, así como disminuir las dosis de los pesticidas usados. Por otro lado, en términos de hectáreas, los pequeños sistemas de producción son los que generan menos efectos ambientales, siempre y cuando mantengan una alta ingesta de materia seca a base de pasturas. Ésto también señala el mayor efecto negativo que tiene el uso de concentrados en el medio ambiente [24].

4 CONCLUSIONES

Los indicadores ambientales nos permitieron explorar diferentes escenarios respecto a la productividad de los predios estudiados, la gestión de sus estrategias y los posibles impactos ambientales implicados, revelando la opción más favorable. Es posible lograr una alta productividad a través de una mayor proporción de pasturas en la dieta animal, lo cual, junto con el menor uso de agroquímicos, generan menos efectos negativos en la calidad del agua entre otros impactos ambientales, lo que sería un ejemplo de estrategia productiva a nivel de país.

5 AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las siguientes fuentes de financiación: la Comisión Académica de Posgrados (CAP) y la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII) que nos permitieron llevar a cabo esta investigación como parte de nuestra tesis doctoral. También a los Departamentos de Sistemas Ambientales y Producción Animal y Pasturas de la Facultad de Agronomía - Uruguay. También a Gabriel Bagnato y Ana Bianco del Instituto Nacional de Leche (INALE) por compartir datos sobre los sistemas lecheros en Uruguay, así como a Albana Melognio y Amabelia del Pino por sus contribuciones técnicas y académicas a esta investigación

6 REFERENCIAS

- [1] International Dairy Federation (IDF), 2018. "Bulletin of the IDF N° 494/ 2018: The World Dairy Situation 2018". <https://store.fil-idf.org/wp-content/uploads/2018/10/WDS2018Preview-1.pdf>INALE. (2014). Encuesta lechera 2014- Resultados preliminares. Información y Estudios Económicos.
- [2] Alexandratos N. and Bruinsma J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. FAO Agricultural Development Economics Division. Rome, 154 pp.
- [3] Caviglia-Harris J.L., 2005. Cattle accumulation and land use intensification by households in the Brazilian Amazon. *Agricultural and Resource Economics Review*, 34(2): 145-162.
- [4] Picasso V., Modernel P., Becoña G., Salvo L., Gutiérrez L. and Astigarraga L., 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: A synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, 98(3): 346-354. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.07.005>
- [5] FAO, 2016. The State of Food and Agriculture, Climate Change, Agriculture and Food Security. Rome, 194 pp.
- [6] INALE, 2014. Encuesta lechera - Información y Estudios Económicos - Programas y Proyectos. 46 pp.

- [7] Astigarraga L., 2004. Modelo de decisión lechero: análisis de alternativas productivas. “Intensificación en leche-ría: la alternativa rentable”. pp, 24-32. Montevideo, Uruguay. INIA-FUCREA-FAGRO. FPTA 101.
- [8] Perdomo C.H., Casanova O.N. y Ciganda V.S., 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia*, 1: 10-22.
- [9] DINAMA – CONAPROLE – IMFIA. 2008. Evaluación de los Sistemas de Tratamiento de Tambos. Resumen del trabajo de Campo, 22 pp. http://archivo.presidencia.gub.uy/_web/noticias/2008/05/eval_sist_%20trat_tambos.pdf
- [10] JICA-MVOTMA, 2011. Agencia de Cooperación Internacional del Japón y Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente - República Oriental del Uruguay. Proyecto sobre el control de la contaminación del agua y la gestión de la calidad del agua en la cuenca del río Santa Lucía. Informe final del Proyecto, 96 pp.
- [11] Pacheco J.P., Arocena R., Chalar G., García P., Gonzalez-Piana M., Fabián D., Olivero V. y Silva M., 2012. Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *AUGMDOMUS*, 4: 80-91
- [12] Cederberg C., Henriksson M. and Berglund M., 2013. An LCA researcher’s wish list-data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *Animal*, 7: 212–219. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000785>
- [13] Llanos E., Astigarraga L., Jacques R. and Picasso V., 2013. Eficiencia energética en sistemas lecheros del Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 17(2): 99-109.
- [14] Myhre G., Shindell D., Bréon F.M., Collins W., Fuglestedt J., Huang J., Koch D., Lamarque J.F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T. and Zhang H., 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change, 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker T.F., Qin D., Plattner G.K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V. and Midgley P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- [15] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006a. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, forestry and other land use. In De Klein C., Novoa R.S.A., Ogle S., Smith K.A., Rochette P., Wirth T.C., ... Rypdal K. (Working group). Emissions from livestock and manure management. Hayama, Kanawaga, Japan: IGES. Retrieved from http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf
- [16] Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Swirsky Gold L., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D. and Hauschild M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13: 532-546.
- [17] Koelsch R. and Lesoing G., 1999. Nutrient Balance on Nebraska Livestock Confinement Systems. *Journal of Animal Science*, 77: 63-71.
- [18] Carnelos D.A., Michel C.L., Portela S., Jobbágy E.G., Jackson R.B., Di bella C., Panario D., Fagúndez C., Grion L.C., Carreño L. y Piñeiro G., 2014. Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay. Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología, 2 pp.
- [19] Brentrup F., Küsters J., Kuhlmann H. and Lammel J., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20: 247-264.
- [20] DairyNz, 2007. A guide to managing Farm dairy effluent, 35 pp. www.wcrc.govt.nz
- [21] Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- [22] Basset-Mens C., Ledgard S. and Boyes M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, 68(6): 1615-1625. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>
- [23] Cunha C.S., Lopes N.L., Veloso C.M., Jacovine L.A.G., Tomich T.R., Pereira L.G.R. and Marcondes M.I., 2016. Greenhouse gases inventory and carbon balance of two dairy systems obtained from two methane-estimation methods. *Science of the Total Environment*, 571: 744–754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.046>
- [24] Aguirre-Villegas H.A., Passos-Fonseca T.H., Reinemann D.J. and Larson R., 2017. Grazing intensity affects the environmental impact of dairy systems. *Journal of Dairy Science*, 100: 6804-6821.
- [25] Bargo F., Muller L.D., Kolver E.S. and Delahoy J.E., 2003. “Invited Review: Production and Digestion of Supplemented Dairy Cows on Pasture.” *Journal of Dairy Science*, 86 pp. Elsevier:1–42. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(03\)73581-4](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(03)73581-4).