



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE VETERINARIA

Programa de Posgrados

**ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN PARA SISTEMAS LECHEROS
PASTORILES EN URUGUAY: ANÁLISIS BIOFÍSICO Y DEL POTENCIAL
IMPACTO AMBIENTAL**

Sofía Stirling

TESIS DE DOCTORADO EN PRODUCCIÓN ANIMAL

**URUGUAY
2021**



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE VETERINARIA

Programa de Posgrados

**ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN PARA SISTEMAS LECHEROS
PASTORILES EN URUGUAY: ANÁLISIS BIOFÍSICO Y DEL POTENCIAL
IMPACTO AMBIENTAL**

Sofía Stirling

Santiago Fariña
Director de Tesis

Ronaldo Vibart
Codirector de Tesis

Alejandro Mendoza
Codirector de Tesis

URUGUAY
2021

INTEGRACIÓN DEL TRIBUNAL DE DEFENSA DE TESIS

COPIA DEL ACTA DE DEFENSA DE TESIS



ACTA DE TESIS DE DOCTORADO

ORIENTACIÓN: Producción Animal

LUGAR Y FECHA DE LA DEFENSA: Por sala Zoom, 24/02/22 hora 16.

TRIBUNAL:

CI	NOMBRE	CALIFICACIÓN	NOTA
4.472.060-8	Stirling Santos, María Sofía	S.S.S.	12

TRIBUNAL

FIRMA

Francisco Dieguez

Julio Galli

Sergio C. García

NOTA: La calificación mínima para aprobar la defensa es B.B.B (6)

*A Marcelo y Matilde,
quienes me acompañaron en este camino,
llenando los días de alegría y amor.*

AGRADECIMIENTOS

Mi primer y gran agradecimiento es para Santiago, mi director de Tesis, con quien tuve el privilegio de trabajar durante estos años. Gracias por guiarme y acompañarme en este camino, y al mismo tiempo por dejarme volar y confiar en mí.

A Ronaldo (Ronnie), infinitas gracias por abrirme las puertas de AgResearch y al universo del “*modelling*” y por haber contribuido en mi formación. Ha sido un placer para mí compartir estos dos últimos años en Grasslands contigo.

A Alejandro Mendoza, Luc Delaby, David Pacheco, Fernando Lattanzi y Gustavo Gastal con quienes tuve el privilegio de trabajar en las diferentes publicaciones de esta tesis. Gracias por contribuir a este trabajo y a mi formación.

En Uruguay

Al gran equipo humano del Programa Producción de Leche de INIA La Estanzuela, con quienes tuve el gusto de trabajar y quienes colaboraron enormemente en el trabajo de campo de esta tesis. A Marcelo Pla, por guiarme y acompañarme en lo profesional y en lo personal. A Rocío Martínez, con quien compartimos muchas horas de trabajo y siempre estuvo disponible para dar una mano en lo que fuera. A todo el personal del Tambo: Eduardo, Marcelo, Daniel, Víctor, Martín, Carlos, Alejandro, Abel, José, Tommy, Bruno y Lobo, por todo el apoyo en las tareas de campo.

A todos los estudiantes y pasantes que ayudaron enormemente a las mediciones y recolección de datos del estudio de campo. En especial a mis tesistas: Solange Gareli, Ignacio Dumestre y Leandro Fiuri. A mis compañeros becarios de posgrado: Alicia, Emiliano, Ramiro, Diego, Irene, Gabriela, Ibrahim, Bernardo, Juan Pablo, y muchos más, con quienes compartimos buenos momentos en esta etapa de formación.

A todos los vecinos y amigos de INIA La Estanzuela y El Semillero, donde tuvimos la suerte de vivir, gracias por hacernos sentir parte de este lugar tan especial. A los amigos de Colonia que de una forma u otra fueron parte de este proceso y con quienes compartimos lindos momentos: Marcelo, Elena y Rodri; Vicky y Fede; Caffa y Mariana; Santi y Magda.

También quiero agradecer a aquellas personas que de una forma u otra me condujeron a la realización de esta tesis. A Cecilia y Joselo, y todos mis colegas del IPAV, con quienes inicié mi carrera en el mundo

de la investigación. A todos mis compañeros de OLAM y en especial a Juan de Mello y Magda Gil, gracias por haber confiado en mí y haberme dado la oportunidad de aprender y crecer con ustedes.

A mis padres, por ser mi mayor ejemplo de vida y los mejores abuelos que Matilde pueda tener. Por tener las puertas de su hogar siempre abiertas y por ayudarme y apoyarme, incluso con las más locas ideas. A mis hermanas queridas: Victoria, Jimena, Martina e Inés y a mis pequeños sobrinos: Alejo, Marcos, Carlota, Sara, Iñigo, Casilda y Tomás. Nos debemos mucho tiempo juntos, ¡que pronto llegará!

In New Zealand

To the AgResearch corridor colleagues: Margaret, Alec, Ronaldo, Mike, Emma, Brian, Sue, Estelle, Kathryn, Isabelle, Tessa, and Gerald. Thank you for making me feel at home and sharing the beautiful time at Wednesday's cuppa (and baking!) at the Factory. Thank you for the excellent lunchtime conversations and wise advice to my friends Carlos, Ackim, Jeremy, Luis, and Dani. To the running group "*12.15 at the main gate*", for the fantastic runs, stairs, seven-ups, and swims in the Bledisloe Park. I learned that there I no good excuse. Doing exercise was crucial and filled me with energy during the writing stage of this thesis.

To the Westview family. A special thanks to Nicola and Shane for the opportunity of being part of such a special place. To our neighbours up in the Ruahine Ranges: Mathews, Maddy and little Eduard, and to our kiwi friends with whom we have learned and get to know in deep the authentic kiwi culture: Selena and Tony, Mike and Claire, Ben, Joe, and Lucy.

A los amigos de Palmy y en especial a las "Gauchis". Fueron durante estos dos años en Nueva Zelanda la familia lejos del hogar, con quienes compartimos grandes momentos.

Y finalmente mi mayor agradecimiento es para mi marido Marcelo. Gracias por llenar mi vida de alegría, amor, música, surf, viajes y aventuras; por tus consejos y por recordarme todos los días que lo realmente importante en esta vida ¡es pasarla bien! Y a mi pequeña Matilde, tan especial, tan uruguaya y tan Kiwi al mismo tiempo, por hacerme mamá y ser mi mayor orgullo en esta vida.

INFORME DEL TRIBUNAL

INDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	1
SUMMARY.....	5
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	6
1.1. Identificación del problema, hipótesis y objetivos	9
1.2. Estrategia de investigación	9
1.3. Estructura de la tesis	10
1.4. Referencias bibliográficas.....	11
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES ESPECÍFICOS	16
2.1. Situación y perspectivas de la producción de leche en Uruguay 16	
2.2. Intensificación de los sistemas lecheros pastoriles.....	19
2.3. Sustentabilidad ambiental de sistemas pastoriles	25
2.4. Evaluación de sistemas: abordaje sistémico y participativo...	29
2.5. Conclusión	31
2.6. Referencias bibliográficas.....	33
CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN BASADAS EN EL AUMENTO DE LA PRODUCCIÓN DE SÓLIDOS Y COSECHA DE FORRAJE POR HECTÁREA: EFECTO DE LA ALIMENTACIÓN Y EL GENOTIPO ANIMAL (ESTUDIO 1).	43
3.1. Introducción	43
3.2. Materiales y métodos.....	44
3.3. Resultados.....	53
3.4. Discusión	62
3.5. Conclusiones	66
3.6. Referencias bibliográficas.....	67
CAPÍTULO 4. ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN ALTERNATIVAS: EVALUACIÓN DE UN MODELO DE SIMULACIÓN DE SISTEMAS LECHEROS Y ESCENARIOS (ESTUDIO 2).	74
4.1. Introducción	75
4.2. Materiales y métodos.....	76
4.3. Resultados.....	82
4.4. Discusión	91
4.5. Conclusiones	97
4.6. Referencias bibliográficas.....	98
CAPITULO 5. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL IMPACTO AMBIENTAL DE LAS ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN: PÉRDIDA DE	

NITROGENO Y EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (ESTUDIO 3).....	104
5.1. Introducción	105
5.2. Materiales y métodos.....	107
5.3. Resultados.....	111
5.4. Discusión	116
5.5. Conclusiones	124
5.6. Referencias bibliográficas.....	125
CAPITULO 6. DISCUSIÓN GENERAL	134
6.1. Introducción	134
6.2. Abordaje	135
6.3. Análisis productivo y económico de las estrategias de intensificación.....	135
6.4. Impacto ambiental de las estrategias de intensificación	141
6.5. Conclusiones generales.....	147
6.6. Referencias bibliográficas.....	147
ANEXOS.....	155

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro I. Descripción general de los sistemas, detalle del mérito genético de las vacas al comienzo del experimento y promedio anual de fertilización de pasturas y maíz.....	46
Cuadro II. Efecto de la estrategia de alimentación, genotipo y su interacción en la producción anual de leche/vaca, composición de la leche, condición corporal, PV y desempeño reproductivo.	56
Cuadro III. Consumo diario estimado (kg MS/vaca) y valor nutritivo de la dieta.	57
Cuadro IV. Efecto de la estrategia de alimentación, genotipo y su interacción en la utilización de pastura, manejo del pastoreo, biomasa pre y post pastoreo y composición química de la pastura durante el período experimental.	59
Cuadro V. Efecto de la estrategia de alimentación, el genotipo y su interacción en la producción total de leche, cosecha total de forraje producido en el sistema, suplementos consumidos, y balance de reservas durante el período experimental.....	61
Cuadro VI. Capacidad de predicción de Farmax Dairy Pro para producción de leche, grasa, proteína y sólidos totales a nivel individual y de rodeo durante los dos años de período experimental para los cuatro sistemas modelados (n = 24 observaciones por sistema).	86
Cuadro VII. Capacidad de predicción de Farmax Dairy Pro para consumo de materia seca (CMS), condición corporal (CC) y tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura para los cuatro sistemas modelados (n = 24 observaciones por sistema).....	87
Cuadro VIII. Predicción de las variables de utilización de pastura, producción de leche, desempeño animal, y consumo de alimento por hectárea para el sistema MP-HNZ: línea de base y los escenarios (E1, E2, E3) simulados.....	90
Cuadro IX. Balance predial de N (N) simulado por Overseer para las cuatro estrategias de intensificación.	112
Cuadro X. Emisiones totales de gases de efecto invernadero (GEI) simuladas por Overseer para los cuatro estrategias de intensificación.	115
Cuadro XI. Resultado económico y análisis de riesgo de las estrategias de intensificación en comparación con el tambo promedio de Uruguay (ML8). Datos extraídos de Artagaveytia & Fariña (2019).	137

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Rotación forrajera de las estrategias de alimentación Manda Dieta y Manda Pasto con una duración total de 5 años (año 1 – año 5). Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>), Dactylis (<i>Dactylis glomerata</i>), festuca (<i>Festuca arundinacea</i>), raigrás (<i>Lolium multiflorum</i>), maíz (<i>Zea mays</i>). O: otoño, I: invierno, P: primavera, V: verano.....	47
Figura 2. Posibles opciones de manejo de la alimentación en las estrategias Manda Dieta y Manda Pasto de acuerdo con la disponibilidad de pastura durante el año. Pastoreo: las vacas tenían acceso al pastoreo; Encierro: las vacas eran suplementadas en el comedero....	49
Figura 3. Evolución mensual de la temperatura media (°C) (A) y precipitaciones acumuladas (mm) (B) durante el período experimental: año 1 (junio 2017 - mayo 2018) y año 2 (junio 2018 - mayo 2019) comparado con el histórico de los últimos 10 años (2009-2018).	54
Figura 4. Evolución mensual de la tasa de crecimiento (TC) de pastura (kg MS/ha/día) durante los dos años de estudio. EA, Estrategia de alimentación; G, Genotipo; MD, Manda Dieta; MP, Manda Pasto; HNZ, Holando neozelandés; HNA, Holando norteamericano.....	58
Figura 5. Diagrama de flujo de la metodología llevada a cabo en el Estudio 2: Evaluación del modelo de simulación y simulación de escenarios.....	79
Figura 6. Relación entre observado (obs.) y predicho (pred.) para producción de leche, proteína, grasa y sólidos a nivel individual (A) y a nivel de rodeo (B) para los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ y MP-HNA).....	84
Figura 7. Evolución mensual de valores observados y predichos para producción de leche total (A) y producción de sólidos (B) para los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ y MP-HNA)..	85
Figura 8. Relación entre observado (obs.) y predicho (pred.) para condición corporal (CC), peso vivo, consumo de materia seca total (CMS) y tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura en los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA).	88
Figura 9. Evolución mensual de valores observados y predichos para la tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura en los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA)..	89
Figura 10. Evolución mensual de la producción total de sólidos (A) y cosecha de pastura mediante pastoreo (B) del sistema MP-HNZ línea de base y los escenarios simulados: E1 = Partos de invierno; E2 = Rotación 100% pasturas; E3 = Partos de invierno + Rotación 100% pasturas. ..	91
Figura 11. Evolución mensual de las precipitaciones acumuladas, evapotranspiración, temperatura media y balance hídrico durante el período histórico de los últimos 10 años (2009-2018).	110

Figura 12. Proporción del área total del predio (área vaca masa) ocupada por bloque de pasturas, bloque de maíz y el área no productiva para cada estrategia de alimentación. Eje x = área vaca masa; eje y = estrategia de alimentación (MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto).	110
Figura 13. Contribución del bloque de pasturas, bloque de maíz y del área no productiva a la lixiviación anual de nitratos por hectárea (A) y en % (B) en cada estrategia de intensificación (MP-HNZ, MP-HNA, MD-HNZ, MD-HNA).	113
Figura 14. Contribución a la lixiviación total de nitratos por hectárea por año (kg NO ₃ -N/ha) de los parches de orina y entre parches de orina por bloque (A1: Bloque de pasturas; A2: Bloque de maíz) y distribución mensual (kg NO ₃ -N/ha) de las pérdidas por lixiviación del área entre parches de orina por bloque (A1: Bloque de pasturas; A2: Bloque de maíz) en cada sistema (MP-HNZ, MP-HNA, MD-HNZ, MD-HNA).	114
Figura 15. Relación entre productividad de sólidos (grasa + proteína/ha) y emisiones totales (CO ₂ e kg/ha/año) de diferentes estudios llevados a cabo en sistemas pastoriles de Irlanda (Lahart et al., 2021), Australia (Fariña et al., 2015), Nueva Zelanda (Beukes et al., 2010; 2011; Adler et al., 2015) y los resultados del presente estudio (Capítulo 5).	123
Figura 16. Relación entre carga animal (kg de PV/ha) y productividad de sólidos (grasa + proteína/ha) de diferentes estudios llevados a cabo en sistemas pastoriles de Argentina (Baudracco et al., 2011), Australia (Fariña et al., 2011b), Irlanda (McCarthy et al., 2013; Patton et al., 2016; Coffey et al., 2018), Nueva Zelanda (Macdonald et al., 2008a) y el presente estudio (Stirling et al. 2021a).	135
Figura 17. Relación entre productividad de sólidos por hectárea e ingreso de capital (A) y entre productividad de sólidos por hectárea y costo por kg se sólido (B) para el sistema promedio de Uruguay (INALE ML8; ▲), el estudio CRS (■) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 3 (●). Datos extraídos de Artagaveytia & Fariña, (2019).	138
Figura 18. Relación entre ingreso y balance total de N en el sistema para los modelos de intensificación lechera de La Manna & Durán (2000) (E, extensivo; M, mejorado; O, organizado; C, controlado; A, avanzado; ▲) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 5 (●).	143
Figura 19. Relación entre productividad de leche por hectárea y emisiones totales (A) y entre productividad de leche por hectárea y la intensidad de emisión (B) para los sistemas lecheros comerciales de Uruguay (Darré et al., 2021) (▲) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 5 (●).	145

LISTA DE ABREVIATURAS

CC	condición corporal
CH ₄	metano
CMS	consumo de materia seca
CO ₂	dióxido de carbono
CO ₂ e	dióxido de carbono equivalentes
DEP	diferencia esperada de la progenie
EA	estrategia de alimentación
EM	energía metabolizable
FDA	fibra detergente ácido
FDN	fibra detergente neutro
G	genotipo
GEI	gases de efecto invernadero
ha	hectárea
HNA	Holando norteamericano
HNZ	Holando neozelandés
INALE	Instituto Nacional de la Leche
IEP	índice económico productivo
K	potasio
L	litro
MD	Manda Dieta
MP	Manda Pasto
MS	materia seca
N	N
N ₂ O	óxido nitroso

NO ₃ -N	nitrato
P	fósforo
PC	proteína cruda
PV	peso vivo
RPM	ración parcialmente mezclada
t	tonelada
TC	tasa de crecimiento

RESUMEN

La lechería uruguaya presenta la oportunidad de incrementar la productividad por hectárea, pero con el desafío de mantener la competitividad y garantizar la sostenibilidad de los recursos naturales. Surge la necesidad de evaluar estrategias de intensificación que permitan alcanzar niveles de productividad y utilización de forraje por hectárea superiores a los alcanzados en predios comerciales, así como evaluar el potencial impacto ambiental de las mismas. El objetivo general del presente trabajo fue evaluar el desempeño biofísico y potencial impacto ambiental de estrategias de intensificación lechera basadas en el aumento de la productividad de sólidos y utilización de forraje por hectárea en Uruguay. Para ello se llevó a cabo un abordaje sistémico, combinando experimentación de campo y modelación, y participativo, involucrando a expertos y referentes del sector. En el Estudio 1 se evaluó a nivel experimental el desempeño biofísico de sistemas intensificados combinando estrategias de alimentación con distinta proporción de pastura en la dieta (Manda Dieta - MD o Manda Pasto - MP) y dos genotipos animales (Holando neozelandés - HNZ o Holando norteamericano - HNA). Este estudio demostró que fue biológicamente posible duplicar la productividad de sólidos por hectárea y el consumo de forraje producido en el sistema, respecto al promedio de la lechería nacional. El sistema MP-HNZ alcanzó, de todos los sistemas evaluados, la mayor productividad y consumo de pastura por hectárea, alcanzando el 40% del CMS total por hectárea. En el Estudio 2, se simularon diferentes escenarios productivos para aumentar la cosecha de pastura por hectárea del sistema MP-HNZ más allá del límite alcanzado experimentalmente, previa evaluación de la capacidad predictiva de un modelo de simulación para los sistemas lecheros de Uruguay. Se demostró que el modelo presenta el potencial de realizar adecuadas predicciones para los sistemas pastoriles de Uruguay, presentando áreas de mejora. La simulación de escenarios evidenció que existe margen para incrementar la cosecha de pastura y alcanzar el 60% del consumo total de alimento por hectárea en el sistema MP-HNZ, mantenido similares niveles de productividad, mediante la combinación de pariciones de invierno y una rotación forrajera netamente pastoril. En el Estudio 3, se evaluó mediante modelación el potencial impacto ambiental de las estrategias de intensificación. La modelación permitió identificar el encierro y la fracción anual de la rotación forrajera como la principal fuente de potencial lixiviación de nitratos, en los sistemas evaluados, presentando la estrategia de alimentación más pastoril una menor pérdida potencial de N al ambiente. La intensificación aumentó las emisiones totales de efecto invernadero y disminuyó las emisiones por unidad de producto, respecto a los sistemas promedio de Uruguay. El presente estudio demuestra el potencial que presentan los sistemas lecheros en Uruguay para aumentar la productividad por hectárea y la cosecha de forraje producido en el sistema, y expone los

potenciales riesgos ambientales de las distintas estrategias de intensificación evaluadas.

SUMMARY

Dairy farms in Uruguay present the opportunity to increase productivity per hectare with the challenge of having to maintain competitiveness and provide for environmental sustainability. Therefore, there is a need to evaluate intensification strategies to achieve higher productivity and forage utilization levels per hectare than those achieved in commercial dairy farms and to assess their potential environmental impact. The general objective of this study was to evaluate the biophysical performance and potential environmental impact of dairy intensification strategies based on increasing the productivity of solids and forage use per hectare in Uruguay. A systemic and participatory approach was performed, combining field experimentation, and modelling and involving national dairy experts. Study 1 evaluated the biophysical performance of intensified systems at a field level, combining two feeding strategies with varying proportions of grazing in the annual feeding budget [grass fixed (GFix) and grass maximum (GMax)] and 2 Holstein Friesian cow genotypes [New Zealand (NZHF) or North American Holstein Friesian (NAHF)]. Overall, this study demonstrated that it was feasible to increase stocking rate and milk production per hectare from home-grown forage with differing feeding strategies and Holstein Friesian cow genotypes in Uruguay. Furthermore, the interactions reported between feeding strategy and genotype highlighted the superior productivity per hectare of NZHF cows within the GMax feeding strategy based on maximizing grazed pasture, representing a competitive intensification strategy in terms of cost of production for this region. In Study 2, different production scenarios were simulated to increase the pasture harvest per hectare of the GMAX-NZHF system beyond the limit reached experimentally prior to evaluating the predictive capacity of a whole farm model for Uruguay's dairy systems. It was shown that the model could make adequate predictions for Uruguay's pasture-based systems, presenting areas for improvement. The scenario analysis showed that combining a winter calving pattern with a system entirely based on pastures made it possible to achieve almost 60% of grazed pasture from total feed consumed per hectare with no significant changes in productivity. In Study 3, the potential environmental impact of intensification strategies was modelled. The confinement area and the annual fraction of the forage rotation were identified as the main source of potential nitrate leaching in the evaluated systems, presenting the GMax feeding strategy a lower potential loss of N to the environment. Compared to Uruguay's average dairy systems, the intensification strategies increased total greenhouse gas emissions and decreased emissions per product unit. The present study demonstrates the potential of dairy systems in Uruguay to increase productivity per hectare and home and exposes the potential environmental risks of them.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Se estima que la demanda mundial de productos lácteos aumentará en los próximos 50 años debido al crecimiento de la población mundial y al aumento del ingreso per cápita, entre otros factores (OECD & FAO, 2021). En este contexto, aquellos países exportadores de lácteos con suficientes recursos naturales para producir más leche y capacidad industrial para convertirla en productos exportables tendrán el potencial de suplir y capitalizar la demanda mundial creciente (Britt et al., 2018). La intensificación agrícola se define como el aumento de la producción de productos por unidad de insumo (FAO, 2004). Como la tierra es el último insumo limitante para la producción de leche en los sistemas pastoriles, la intensificación en estos sistemas se define con mayor frecuencia como el aumento de la producción por unidad de superficie (Clay et al., 2020). Sin embargo, el aumento de la producción de leche deberá atender la creciente presión que existe sobre la lechería en términos de impacto ambiental y biodiversidad, bienestar animal y de las comunidades, y calidad e inocuidad de los productos (Britt et al., 2018; Clay et al., 2020). Así, se plantea el concepto de intensificación sustentable de la producción, referido al proceso de aumentar la producción de alimentos, reduciendo o eliminando el impacto ambiental, sin utilizar más superficie y contribuyendo positivamente al capital natural y social (Baulcombe et al., 2009; Pretty & Bharucha, 2014).

Uruguay exporta alrededor del 70% de la producción total de leche al mercado internacional de lácteos (DIEA, 2020), posicionándose como el séptimo país exportador de leche a nivel mundial (OECD & FAO, 2021). La capacidad del sector lechero de mantenerse competitivo frente a la volatilidad de precios del mercado internacional define en gran medida el futuro de este. Considerando la alta tensión sobre el uso del recurso tierra y la necesidad de producir a bajo costo, se ha identificado que la lechería nacional presenta una clara oportunidad de aumentar la productividad de leche por hectárea, mediante el incremento de la carga animal y la utilización de forraje por unidad de superficie (Fariña & Chilibroste, 2019). Por otro lado, es de relevancia nacional que la intensificación de la producción lechera garantice el bienestar de las personas y los animales y minimice el impacto negativo sobre el ambiente (INIA, 2017). En términos ambientales, los compromisos internacionales de Uruguay en materia de calentamiento global (MVOTMA, 2017) y el creciente deterioro de la calidad del agua en nuestro país (Arocena et al., 2018), hacen que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y los balances de nutrientes merezcan especial atención en el camino de intensificación lechera. Si bien la contaminación de los cursos de agua por enriquecimiento de fósforo (P) es un problema notorio en Uruguay, las pérdidas por lixiviación de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) son el principal problema de contaminación focal que enfrenta la intensificación de los sistemas lecheros pastoriles, dada la asociación directa que existe entre el ingreso y el excedente de N a un sistema (Powell et al., 2010; de Klein et al., 2017). Surge

así la necesidad de evaluar el potencial riesgo de pérdidas de N en el contexto de la intensificación lechera en Uruguay.

Los sistemas lecheros uruguayos se sitúan en la zona climática templada subtropical húmeda y se definen como “sistemas mixtos” o “pastoriles con suplementación” (Chilibroste et al., 2012). Las características de este clima les confieren rasgos particulares a estos sistemas, como son el uso de altos niveles de suplementación y de rotaciones forrajeras con cultivos anuales y pasturas. Datos nacionales muestran que los productores adoptan diferentes estrategias productivas como posibles vías de incrementar la productividad por hectárea a partir del forraje (INALE, 2019; Giúdice, 2016; Méndez et al., 2020). En términos de estrategia de alimentación, se ha visto que algunos productores persiguen el objetivo de maximizar el consumo de pastura por animal, mientras que otros adoptan una estrategia basada en un alto consumo de reservas por animal. A su vez, se ha identificado que la estrategia de alimentación más pastoril suele presentar una rotación de pasturas sin cultivos y realizar las reservas forrajeras a partir del excedente de pastura. En contraposición, la estrategia basada en un mayor consumo de reservas suele destinar una mayor proporción del área a la producción de cultivos para la confección de reservas forrajeras. Independientemente de la estrategia, el consumo promedio de forraje por hectárea en los predios comerciales de Uruguay se encuentra en el entorno de las 5.3 t MS/ha (mediante pastoreo y corte mecánico) (Fariña & Chilibroste, 2019), mientras que los niveles de productividad de pasturas en secano duplican el nivel de utilización (12 t MS/ha; Conaprole, 2019). Esto evidencia que existe un claro potencial para incrementar la utilización de forraje en los sistemas lecheros uruguayos, y que el diseño y manejo de los sistemas son los principales factores limitantes en la cosecha de forraje. En cuanto al tipo de vaca, si bien el rodeo nacional está conformado mayoritariamente por genética de origen americano o canadiense (78%), existe un porcentaje menor de productores que optan por razas o genotipos de menor porte como el HNZ (13%), Jersey (3%) o cruza lecheras (5%) (INALE, 2019), estando abierto el interrogante de que genotipo o raza se adapta mejor a que estrategia.

La literatura internacional muestra que los sistemas de alta carga y cosecha de forraje por hectárea presentan una mayor productividad de leche por hectárea, así como mejor resultado económico, estando menos expuestos a la variabilidad de precios (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2013; Coffey et al., 2018). Sin embargo, no existen trabajos que evalúen, a nivel de sistema, estrategias de intensificación para los sistemas lecheros uruguayos. Por otro lado, teniendo en cuenta que el animal es una parte fundamental del sistema, la raza o genotipo animal más adecuado dependerá del sistema en el cual sea manejado (Berry, 2015; Delaby et al., 2018). Numerosos trabajos han evaluado los genotipos Holando norteamericano (HNA) y neozelandés (HNZ) bajo diferentes ambientes, demostrando la mayor adaptabilidad y mejor desempeño productivo del genotipo

HNZ en los sistemas pastoriles con bajos niveles de suplementación de Irlanda (Coleman et al., 2010; Horan et al., 2005; McCarthy et al., 2007), Nueva Zelanda (Kolver et al., 2002; Macdonald et al., 2008; Roche et al., 2006) o Australia (Fulkerson et al., 2008). Por otro lado, estos trabajos muestran una mayor respuesta a la suplementación por parte del genotipo HNA. No está claro cuál sería el desempeño de los distintos genotipos Holando bajo diferentes estrategias de intensificación en sistemas productivos de Uruguay, con condiciones contrastantes en cuanto a clima y nivel de suplementación a las reportadas en la literatura.

En términos ambientales, se ha reportado que la intensificación de los sistemas lecheros pastoriles puede generar efectos adversos sobre el ambiente, fundamentalmente debido a la pérdida de nutrientes y al incremento de las emisiones totales de metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) (Basset-Mens et al., 2009; Kelly et al., 2020; Luo & Ledgard, 2021). En los sistemas pastoriles templados, la principal fuente de pérdidas de nitrógeno (N) con potencial contaminante es la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ de la orina depositada en la pastura (Clark et al., 2007; de Klein et al., 2010; Dillon et al., 2021). Sin embargo, son numerosos los factores que influyen en las pérdidas de N de un sistema de producción. Por un lado, se ha reportado que los sistemas con rotación de cultivos anuales presentan mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en comparación con los sistemas con pasturas perennes (Cameron et al., 2013), debido al alto excedente de N mineral en el suelo tras la cosecha de cultivo y al barbecho con suelo desnudo, entre otros factores (Beare et al., 2010; Betteridge et al., 2007). Por otro lado, la magnitud y distribución de las pérdidas de N en un sistema pastoril está altamente relacionada con la distribución espacial y temporal de la excreta en el sistema (White et al., 2001). En términos de emisiones, se ha reportado que los sistemas pastoriles templados presentan una huella de carbono relativamente baja en comparación con otros sistemas de producción, debido al pastoreo durante todo el año de pasturas de alta calidad y bajos uso de suplementos a partir de cultivos (Lorenz et al., 2019; Ledgard et al., 2020). Considerando las diferencias sustanciales en términos de clima, suelo y diseño de los sistemas, resulta fundamental la evaluación del riesgo potencial de pérdida de N y la huella de carbono previo a la adopción de estrategias de intensificación para las condiciones particulares de Uruguay.

Finalmente, queda claro que la intensificación es un proceso que debe ser analizado a nivel del sistema de producción en su conjunto. Los sistemas de producción de leche son complejos y una adecuada evaluación del sistema debe contemplar los diferentes componentes del mismo, y la interacción entre ellos y las propiedades emergentes de los sistemas (García, 2000; Raedts et al., 2017). Para ello se requiere un abordaje integral que combine las diferentes metodologías disponibles para la investigación de sistemas, y participativo, que involucre a diferentes actores y expertos del sector.

1.1. Identificación del problema, hipótesis y objetivos

La lechería uruguaya presenta la oportunidad de incrementar la productividad por hectárea, pero con el desafío de mantener la competitividad y garantizar la sostenibilidad de los recursos naturales. Según lo expuesto anteriormente, el incremento de productividad a través del aumento de carga y la utilización de forraje por hectárea aparece como el camino de intensificación promisorio para el que existen diversas estrategias. En este contexto, surge la necesidad de evaluar estrategias de intensificación para el futuro de la lechería uruguaya, que permitan alcanzar niveles de productividad y utilización de forraje por hectárea superiores a los alcanzados en predios comerciales, así como evaluar el potencial impacto ambiental de las mismas.

La hipótesis de la presente tesis es que una estrategia de intensificación basada en maximizar la cosecha de pastura, con un genotipo animal con mayor adaptación al pastoreo, logrará alcanzar una mayor producción de leche y sólidos por hectárea y tendrá un menor impacto sobre el ambiente por unidad de producto que una estrategia de intensificación con menor cosecha de pastura y mayor nivel de suplementación.

El objetivo general del presente trabajo es evaluar el desempeño biofísico y potencial impacto ambiental de estrategias de intensificación lechera basadas en el aumento de la productividad de sólidos y utilización de forraje por hectárea en Uruguay. Para ello la investigación propone:

1. Evaluar a nivel experimental y a escala de sistema completo el desempeño biofísico de sistemas intensificados que combinen estrategias de alimentación y genotipos animales contrastantes.
2. Evaluar mediante modelación el desempeño biofísico de estrategias de intensificación alternativas a las evaluadas experimentalmente.
3. Evaluar mediante modelación el potencial impacto ambiental de las estrategias de intensificación en términos de pérdidas de N y emisiones de GEI.

1.2. Estrategia de investigación

Para alcanzar los objetivos mencionados se llevó a cabo la investigación a nivel de sistema, combinando experimentación de campo y modelación, la cual se vio plasmada en tres estudios: Estudio 1, 2, y 3.

En el Estudio 1 se evaluaron estrategias de intensificación basadas en el aumento de la producción de sólidos y utilización de forraje por hectárea a partir del incremento de la carga animal mediante la combinación de estrategias de alimentación y genotipos animales contrastantes. Para ello se llevó a cabo un

estudio experimental de sistemas de 2 años de duración (junio 2017 - mayo 2019), en INIA La Estanzuela. Los resultados de dicho experimento corresponden al objetivo específico 1 y fueron publicados en el siguiente artículo que se anexa como Publicación I: *Stirling, S., Delaby, L., Mendoza, A., Fariña, S. 2021. Intensification strategies for temperate hot-summer grazing dairy systems in South America: Effects of feeding strategy and cow genotype. Journal of Dairy Science, 104, 12:12647 - 12663*

En el Estudio 2, se realizó la modelación de estrategias de intensificación alternativas a las evaluadas experimentalmente, a partir de los datos obtenidos del estudio experimental de sistemas. Previo a la modelación se llevó a cabo la evaluación de la capacidad predictiva del modelo de simulación para los sistemas lecheros de Uruguay. Este estudio de modelación se realizó en AgResearch, Nueva Zelanda, utilizando el modelo de simulación Farmax Dairy Pro. Los resultados corresponden al objetivo específico 2 y fueron publicados en el siguiente artículo que se anexa como Publicación II: *Stirling, S., Fariña, S., Pacheco, D., Vibart, R. 2021. Whole-farm modelling of grazing dairy systems in Uruguay. Agricultural Systems, 193, 103227.*

En el Estudio 3 se realizó la simulación del potencial impacto ambiental (pérdidas de N y emisiones de GEI) de las estrategias de intensificación evaluadas a nivel experimental, a partir de los datos obtenidos en el Estudio 1. Este estudio de modelación se realizó en AgResearch, Nueva Zelanda, utilizando el modelo de simulación Overseer. Los resultados de este estudio corresponden al objetivo específico 3 y la publicación se encuentran en proceso de escritura para ser enviada a una revista indexada para su publicación.

1.3. Estructura de la tesis

La presente tesis se estructura en 6 Capítulos, incluyendo el presente capítulo de Introducción general (*Capítulo 1*). En el *Capítulo 2* se expone la revisión de la literatura en la que se fundamenta la investigación. En los *Capítulos 3, 4, y 5* se presentan los Estudios 1, 2, y 3, respectivamente. En el *Capítulo 6* se presenta la discusión general de los resultados de la tesis, así como las conclusiones de la misma. Al final de la tesis se anexan las publicaciones científicas correspondientes a cada uno de los estudios.

1.4. Referencias bibliográficas

- Arocena, R., Chalar, G., Pacheco, J.P., 2018. Agriculture and elevation are the main factors for Pampasic stream habitat and water quality. *Environ. Monit. Assess.* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6622-6>
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68, 1615–1625. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>
- Baulcombe, D., Crute, I., Davies, B., Dunwell, J., Gale, M., Jones, J., Pretty, J., Sutherland, W., Toulmin, C., 2009. Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. Reporte. The Royal Society pp72. Disponible en: <https://royalsociety.org/topics-policy/publications/2009/reaping-benefits/>
- Beare, M.H., Gillespie, F.T.R., Maley, S., Harrison-Kirk, T., De Ruiter, J., 2010. Nitrate leaching from high production forage crop sequences. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 3, 23–28. <https://doi.org/10.33584/jnzg.2010.72.2812>
- Berry, D.P., 2015. Breeding the dairy cow of the future: What do we need? *Anim. Prod. Sci.* 55, 823–837. <https://doi.org/10.1071/AN14835>
- Betteridge, K., Hoogendoorn, C.J., Thorrold, B.S., Costall, D.A., Ledgard, S.F., Park-Ng, Z.A., Theobald, P.W., 2007. Nitrate leaching and productivity of some farming options in the Lake Taupo catchment. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 123–129. <https://doi.org/10.33584/jnzg.2007.69.2677>
- Britt, J.H., Cushman, R.A., Dechow, C.D., Dobson, H., Humblot, P., Hutjens, M.F., Jones, G.A., Ruegg, P.S., Sheldon, I.M., Stevenson, J.S., 2018. Invited review: Learning from the future—A vision for dairy farms and cows in 2067. *J. Dairy Sci.* 101, 3722–3741. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14025>
- Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Ann. Appl. Biol.* 162, 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D., Johnson, I.R., 2008. Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 2. Inter-annual variation in forage supply, and business risk. *Agric. Syst.* 97, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.02.002>
- Chilibroste, P., Mattiauda, D.A., Bentancur, O., Soca, P., Meikle, A., 2012. Effect of herbage allowance on grazing behaviour and productive performance of early lactation primiparous Holstein cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 173, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2012.02.001>

- Clark, D.A., Caradus, J.R., Monaghan, R.M., Sharp, P., Thorrold, B.S., 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand. *New Zeal. J. Agric. Res.* 50, 203–221. <https://doi.org/10.1080/00288230709510291>
- Clay, N., Garnett, T., Lorimer, J., 2020. Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49, 35–48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>
- Coffey, E.L., Delaby, L., Fleming, C., Pierce, K.M., Horan, B., 2018. Multi-year evaluation of stocking rate and animal genotype on milk production per hectare within intensive pasture-based production systems. *J. Dairy Sci.* 101, 2448–2462. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13632>
- Coleman, J., Berry, D.P., Pierce, K.M., Brennan, A., Horan, B., 2010. Dry matter intake and feed efficiency profiles of 3 genotypes of Holstein-Friesian within pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 93, 4318–4331. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2686>
- Conaprole. 2019. Seguimiento Forrajero Satelital, Portal Prod. Leche. Disponible en: <http://www.eleche.com.uy/principal/proyectos-seguimiento-forrajero?es>.
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Ledgard, S.F., 2010. A system's perspective on the effectiveness of measures to mitigate the environmental impacts of nitrogen losses from pastoral dairy farming. *Proc. Australas. Dairy Sci. Symp. Proceeding*, 14–28.
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Alfaro, M., Gourley, C.J.P., Oenema, O., Mark Powell, J., 2017. Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Res.* 55, 479–488. <https://doi.org/10.1071/SR16349>
- Delaby, L., Buckley, F., Mchugh, N., Blanc, F., 2018. Robust animals for grass based production systems. En: General Meeting of the European Grassland Federation (EGF). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01906540>
- DIEA, 2020. Anuario Estadístico Agropecuario 2020. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/anuario-estadistico-agropecuario-2020>
- Dillon, P., Shalloo, L., Murphy, D., Brien, D.O., Richards, K., Donovan, M.O., Ruelle, E., 2021. The impact of nitrogen management strategies within grass based dairy systems. *Teagasc*. 21 julio 2021. Disponible en: <https://www.teagasc.ie/publications/2021/the-impact-of-nitrogen-management-strategies-within-grass-based-dairy-systems.php>

- FAO, 2004. The Ethics of Sustainable Agricultural Intensification. En: FAO Ethics Series 3. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, p. 37.
- Fariña, S., Alford, A., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2013. An integrated assessment of business risk for pasture-based dairy farm systems intensification. *Agric. Syst.* 115, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2012.10.003>
- Fariña, S., Chilbroste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agric. Syst.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.001>
- Fulkerson, W.J., Davison, T.M., García, S.C., Hough, G., Goddard, M.E., Dobos, R., Blockey, M., 2008. Holstein-Friesian dairy cows under a predominantly grazing system: Interaction between genotype and environment. *J. Dairy Sci.* 91, 826–839. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0147>
- García, S.C., 2000. System, component, and modelling studies of pasture-based dairy systems in which the cows calve at different times of the year. Tesis Doctoral. Massey Univ. New Zealand.
- Giúdice, G., 2016. ¿Cómo se comportan los sistemas de producción uruguayos?. Foro de INALE 2016. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=qOCnu11xbuQ>
- Horan, B., Dillon, P., Berry, D.P., O'Connor, P., Rath, M., 2005. The effect of strain of Holstein-Friesian, feeding system and parity on lactation curves characteristics of spring-calving dairy cows. *Livest. Prod. Sci.* 95, 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.12.021>
- INALE, 2019. Encuesta Lechera 2019: Resultados definitivos. Instituto Nacional de la Leche y la Oficina de Políticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-lechera-2019-resultados-definitivos/>
- INIA, 2017. Plan Estratégico 2016-2020 visión 2030. Disponible en: https://www.google.com/search?q=pei+inia&rlz=1C1GCEB_enNZ893NZ893&oq=pei+inia&aqs=chrome.69i59j0i512l6j69i60.2397j1j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8
- Kelly, P., Shalloo, L., Wallace, M., Dillon, P., 2020. The Irish dairy industry – Recent history and strategy, current state and future challenges. *Int. J. Dairy Technol.* 73, 309–323. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12682>

- Kolver, E.S., Roche, J.R., Veth, M.J. DE, Thorne, P.L., Napper, A.R., 2002. Total mixed rations versus pasture diets: Evidence for a genotype x diet interaction in dairy cow performance. *Proc. New Zeal. Soc. Anim. Prod.* 62, 246–251.
- Ledgard, S.F., Falconer, S.J., Abercrombie, R., Philip, G., Hill, J.P., 2020. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. *J. Dairy Sci.* 103, 1031–1046. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17182>
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., Taube, F., 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *J. Clean. Prod.* 211, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>
- Luo, J., Ledgard, S., 2021. New Zealand dairy farm systems and key environmental effects. *Front. Agric. Sci. Eng.* 8, 148–158. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020372>
- Macdonald, K.A., Verkerk, G.A., Thorrold, B.S., Pryce, J.E., Penno, J.W., McNaughton, L.R., Burton, L.J., Lancaster, J.A.S., Williamson, J.H., Holmes, C.W., 2008. A comparison of three strains of Holstein-Friesian grazed on pasture and managed under different feed allowances. *J. Dairy Sci.* 91, 1693–1707. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0441>
- McCarthy, S., Berry, D.P., Dillon, P., Rath, M., Horan, B., 2007. Influence of Holstein-Friesian Strain and Feed System on Body Weight and Body Condition Score Lactation Profiles. *J. Dairy Sci.* 90, 1859–1869. <https://doi.org/10.3168/jds.2006-501>
- Méndez, M.N., Chilibróste, P., Aguerre, M., 2020. Pasture dry matter intake per cow in intensive dairy production systems: Effects of grazing and feeding management. *Animal* 1–8. <https://doi.org/10.1017/S1751731119002349>
- MVOTMA, 2017. Inventario nacional de gases de efecto invernadero. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/inventarios-nacionales-gases-efecto-invernadero-ingei>
- OECD & FAO, 2021. OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/19428846-en>.
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Policy.* 13, 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.007>
- Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. *Ann. Bot.* 114, 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>

- Raedts, P.J.M., García, S.C., Chapman, D.F., Edwards, G.R., Lane, N., Rawnsley, R.P., 2017. Is systems research addressing the current and future needs of dairy farms? *Anim. Prod. Sci.* 57, 1311. <https://doi.org/10.1071/AN16647>
- Roche, J.R., Berry, D.P., Kolver, E.S., 2006. Holstein-Friesian strain and feed effects on milk production, body weight, and body condition score profiles in grazing dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89, 3532–3543. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72393-1](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72393-1)
- White, S.L., Sheffield, R.E., Washburn, S.P., King, L.D., Green, J.T., 2001. Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *J. Environ. Qual.* 30, 2180–2187. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2180>

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES ESPECÍFICOS

En este apartado se incluye la revisión actualizada de la literatura disponible que lleva al planteamiento del problema y la formulación de la hipótesis del estudio. En primer lugar, se expone el contexto actual de la lechería uruguaya, con el objetivo de identificar las oportunidades y los desafíos a los cuales se enfrenta la lechería nacional en el proceso de intensificación productiva. A continuación, se realiza una revisión bibliográfica de los componentes claves en la intensificación de los sistemas pastoriles, así como de los principales factores que influyen en la sustentabilidad ambiental. Finalmente se plantean los diferentes metodologías y abordajes existentes para llevar a cabo la evaluación de sistemas productivos.

2.1. Situación y perspectivas de la producción de leche en Uruguay

El sector lechero uruguayo ocupa aproximadamente el 5% del territorio nacional, cuenta con 3.300 productores lecheros y un total de 20.000 personas vinculadas a la producción de leche (DIEA, 2020). Alrededor de 90% de la leche producida en Uruguay es procesada por la industria. Del total de leche industrializada, el 30% se destina al mercado interno, cubriendo la demanda nacional de productos lácteos, y el 70% se exporta a más de 60 mercados. Con una producción promedio de 2.200 millones de litros anuales (DIEA, 2020), Uruguay se posiciona como el séptimo país exportador de leche a nivel internacional, precedido por la Unión Europea, Nueva Zelanda, Estados Unidos, Australia, Argentina y Bielorrusia (OECD & FAO, 2021). Así, los productos lácteos se sitúan en cuarto lugar en el ingreso total de las exportaciones agrícolas (8,5% del total en el 2019; DIEA, 2020), siendo la lechería el sector agropecuario de mayor ingreso de exportaciones por hectárea de acuerdo con las estimaciones del INALE.

Se estima que la demanda mundial de lácteos aumentará en los próximos 50 años, representando una oportunidad para los países exportadores de lácteos con suficientes recursos naturales de capitalizar esta demanda mundial creciente (Britt et al., 2018). Dado el perfil exportador de la industria lechera uruguaya, la competitividad internacional, definida como la habilidad de un negocio de proveer productos de forma igual o más eficiente que los competidores (Fariña & Chilibróste, 2019), es un pilar clave del sector y definirá el futuro del mismo. Fariña & Chilibróste (2019) evaluaron la competitividad de la lechería uruguaya respecto a los principales países competidores en el mercado de exportación de lácteos, utilizando indicadores claves del desempeño biofísico y económico de los sistemas. En términos comparativos, observaron que Uruguay presenta una menor productividad de leche por hectárea que los principales países competidores, debido a la inferior carga animal, siendo el consumo de forraje por hectárea el principal factor que explica las diferencias de productividad entre países. De acuerdo con este estudio, Uruguay presenta un menor costo de producción en comparación con el resto de los países, lo cual le otorga una ventaja comparativa. Este análisis muestra que la lechería uruguaya tiene la capacidad de producir a

bajo costo; sin embargo, presenta un amplio margen de mejora en lo que refiere a productividad de leche y utilización de forraje por hectárea.

En los últimos 30 años, la producción de leche en Uruguay ha experimentado un proceso continuo de crecimiento a una tasa promedio anual de 3,2% (Fariña & Chilibróste, 2019). En términos generales, este crecimiento se ha dado por el aumento de la productividad por hectárea debido al incremento de la carga animal y a la producción individual, ya que la superficie lechera y el número de productores ha ido en descenso (DIEA, 2020). En la actualidad el sistema lechero promedio de Uruguay presenta una productividad media de 8.831 L y 624 kg de sólidos totales (grasa + proteína) por hectárea, con una carga animal promedio de 1,15 VO/ha. En base anual, la dieta del rodeo está compuesta por pastura cosechada de forma directa (3,9 t MS/ha), ensilaje de cultivo o pastura (1,4 t MS/ha) y concentrado (1,8 t MS/ha) (Fariña & Chilibróste, 2019). Por otro lado, el Holando de origen norteamericano es la genética predominante en el rodeo nacional (INALE, 2019). A partir del análisis de una base de datos con 256 predios comerciales (Proyecto Producción Competitiva de Conaprole), Fariña & Chilibróste (2019) identificaron la estrategia de intensificación predominante en aquellos predios que experimentaron mayor crecimiento en los últimos 5 años (2013 - 2017). Los predios que presentaron mayor tasa de crecimiento (TC) anual aumentaron la productividad por hectárea con una clara estrategia de intensificación basada en el aumento de la carga animal y el consumo de alimentos por hectárea, incluyendo tanto concentrado como forraje cosechado en el predio. Desde el punto de vista económico, estos tambos presentaron un mayor margen de alimentación, así como menor costo de alimentación y gastos de funcionamiento respecto a los tambos que tuvieron menor crecimiento o decrecieron. Incluso en los sistemas productivos que experimentan mayor crecimiento, el consumo de forraje no supera las 6 t MS/ha (Fariña & Chilibróste, 2019). Sin embargo, datos nacionales de producción de pasturas, tanto en predios comerciales (Conaprole, 2019) como en ensayos experimentales (INIA-INASE, 2017), muestran niveles de producción que duplican la utilización alcanzada a nivel comercial (~ 10 – 12 t MS/ha, en secano). Así, considerando que las características de clima y suelo de la región permiten lograr altos niveles de producción de forraje, se ha expuesto que el diseño y manejo de los sistemas sería el principal factor limitante a una mayor utilización de forraje (Fariña & Chilibróste, 2019). Esto muestra que existe potencial para sostener incrementos de productividad con una mayor cosecha de forraje producido en el sistema.

Existe, por tanto, una clara oportunidad de incrementar la producción de leche por hectárea en los sistemas lecheros pastoriles de Uruguay a través del aumento de la carga animal y la utilización de forraje producido en el sistema. Por su parte, el crecimiento de la lechería a través del incremento de productividad por unidad de superficie se ve justificado por la alta competitividad por el uso de la tierra y el aumento constante del precio de la misma (DIEA, 2020). En este sentido, se ha expuesto que el sistema de producción óptimo es el que resulta en la mayor

ganancia por unidad del insumo más limitante, el cual en la mayoría de los sistemas lecheros pastoriles es la tierra (Ramsbottom et al., 2015; Coffey et al., 2018).

Son varios los componentes del sistema de producción que pueden ser modificados para lograr dicho objetivo. Así, la intensificación de sistemas lecheros basada en el aumento de la carga y utilización de forraje puede alcanzarse mediante la combinación de los diferentes componentes del sistema: estrategias de alimentación, secuencias forrajeras, razas o genotipos animales o épocas de pariciones, entre otras. En este sentido, se ha visto que los productores lecheros en Uruguay adoptan diferentes estrategias productivas basadas en la proporción de pastura y suplementos en la dieta (Fariña & Chilbroste, 2019; Méndez et al., 2020) como posibles futuras vías de intensificación. Datos de la encuesta lechera nacional (INALE, 2019; Giúdice, 2016) y más recientemente de un estudio exploratorio realizado en predios comerciales en Uruguay (Méndez et al., 2020) muestran que los sistemas presentan distintos niveles de consumo de pastura en por vaca, así como distintas estrategias de alimentación e infraestructura. Generalmente, los sistemas que alcanzan mayores niveles de cosecha de pastura presentan menor suplementación y ofrecen concentrado en la sala de ordeño. Mientras que los sistemas que presentan menor cosecha de pastura ofrecen mayor proporción de suplemento, ofreciendo el concentrado como ración parcialmente mezclada (RPM) en comederos de hormigón.

Por otro lado, se plantea que el crecimiento de la lechería uruguaya deberá ser sostenible desde el punto de vista productivo y económico, garantizando el bienestar de las personas y los animales y el cuidado de recursos naturales (INIA, 2017). En lo relativo al ambiente, existen fundamentalmente dos fuentes de contaminación que son de suma relevancia para el sector lechero en Uruguay: la emisión de GEI y la contaminación del agua por exceso de nutrientes. La contribución de Uruguay a nivel global en términos de GEI es baja ($\sim 0,08\%$), pero su reducción es de relevancia nacional teniendo en cuenta el compromiso de alcanzar la carbononeutralidad para el año 2030 asumido por Uruguay en el Acuerdo de París (MVOTMA, 2017). En Uruguay, más del 75% de las emisiones nacionales de GEI provienen de la actividad agropecuaria, siendo el CH_4 y el N_2O los principales gases emitidos por este sector ($> 90\%$). La principal fuente de emisión del CH_4 es la derivada de la fermentación ruminal de ganado, el cual contribuye en más del 85% a las emisiones totales de CH_4 del Uruguay. Al mismo tiempo, la principal fuente de emisión de N_2O en el Uruguay es la actividad agropecuaria ($>90\%$) contribuyendo la ganadería pastoril en más del 80% proveniente de la desnitrificación del N urinario en el suelo. Trabajos realizados a nivel nacional e internacional muestran que con la intensificación de la producción lechera aumentan las emisiones por unidad de superficie, pero disminuyen por unidad de producto (Fariña, 2010; Lizarralde et al., 2014; Darré et al., 2021). Respecto a la contaminación focal, en Uruguay se ha producido un deterioro de la calidad de los cursos de agua como consecuencia de las actividades del sector

productivo, que ha conllevado un proceso de eutrofización creciente (Arocena et al., 2018). En este sentido, se han reportado elevadas concentraciones de N y P en cursos de agua y embalses de la cuenca del río Santa Lucía, la principal fuente de agua potable del país, los cuáles se asocian fundamentalmente a la erosión del suelo y la descarga directa de efluentes de los tambos, entre otras actividades (Barreto et al., 2017; Gorgoglione et al., 2020; Beretta-Blanco & Carrasco-Letelier, 2021). Esta situación ha despertado la alarma pública y el escrutinio de las prácticas de producción lechera, así como la puesta en marcha de medidas legales por parte del gobierno.

2.2. Intensificación de los sistemas lecheros pastoriles

Como se mencionó en el apartado anterior, la lechería uruguaya presenta una clara oportunidad de crecimiento, al mismo tiempo que debe producir a bajo costo y garantizar el cuidado de los recursos naturales comprometidos en la producción de leche. La estrategia de crecimiento basada en un aumento de la utilización de forraje producido en el sistema y la productividad por hectárea resulta promisoría para la lechería nacional. La intensificación agrícola se define como el aumento de la producción de productos por unidad de insumo (FAO, 2004). Como la tierra es el último insumo limitante para la producción de leche en los sistemas pastoriles, la intensificación en estos sistemas se define con mayor frecuencia como el aumento de la producción por unidad de superficie (Clay et al., 2020). Sin embargo, el aumento de la producción de leche deberá atender la creciente presión que existe sobre la lechería en términos de impacto ambiental y biodiversidad, bienestar animal y de las comunidades, y calidad e inocuidad de los productos (Britt et al., 2018; Clay et al., 2020). Así, se plantea el concepto de intensificación sostenible de la producción, referido al proceso de aumentar la producción de alimentos, reduciendo o eliminando el impacto ambiental, sin utilizar más superficie y contribuyendo positivamente al capital natural y social (Baulcombe et al., 2009; Pretty & Bharucha, 2014). Los sistemas lecheros pastoriles se caracterizan por la capacidad de convertir un alimento barato y que puede ser aprovechado únicamente por rumiantes, como es la pastura cosechada de forma directa por las vacas, en leche de bajo costo, en comparación con otro tipo de alimentos como la pastura cosechada de forma mecánica o alimentos comprados (Hanrahan et al., 2018; Ramsbottom et al., 2015). Los sistemas pastoriles, basados en un alimento de bajo costo, les confieren a los productores lecheros una ventaja competitiva en términos económicos respecto a otros sistemas de producción, ya que se basan en una alta producción de leche por hectárea con costos fijos y variables más reducidos (Finneran et al., 2010). Sin embargo, se plantea qué, a pesar del bajo costo operativo de los sistemas pastoriles, el costo de capital es considerable y es un costo fijo, por lo que sería económicamente prudente diluir el costo de la tierra mediante una mayor producción por hectárea. En este sentido, la cantidad de pastura utilizada por hectárea mediante pastoreo directo es el principal factor determinante de la rentabilidad de los sistemas lecheros (Shalloo et al., 2004). Por

lo tanto, la rentabilidad y sustentabilidad económica de los sistemas lecheros pastoriles depende de maximizar la eficiencia con la que se produce la pastura, se utiliza y se convierte en leche por parte de las vacas. Así, se ha identificado que la producción y utilización de niveles crecientes de forraje producido en el sistema y la reducción en la estacionalidad en la producción de pasturas, tienen el potencial de incrementar la producción de leche y la rentabilidad de forma significativa en el negocio lechero (Chapman et al., 2008; McCarthy et al., 2016).

Siendo la tierra el recurso limitante de la productividad en estos sistemas, se plantea que la estrategia de intensificación deberá optimizar la producción por hectárea a través del aumento en la acumulación y utilización de pastura (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2011; Coffey et al., 2018). En este sentido, Chapman et al. (2008), mediante modelación de sistemas con rotaciones forrajeras alternativas al raigrás, reportaron aumentos en el resultado operativo por hectárea por cada tonelada adicional de forraje propio consumido. Hanrahan et al. (2018) evaluando los factores asociados con la rentabilidad en los sistemas lecheros pastoriles, encontraron que la utilización de pastura por hectárea es una medida crucial de la eficiencia del sistema y un indicador clave para comparar y determinar niveles de competencia en y entre sistemas y años. Mediante modelación de diferentes estrategias de intensificación para la lechería en Irlanda, Ruelle et al. (2018) plantean que, con el aumento anticipado de la volatilidad de los precios de la leche y concentrados, los sistemas más dependientes del pastoreo directo serán los más resilientes en el futuro. Por otro lado, Fariña et al. (2013) ponen de manifiesto el potencial beneficio no solo de aumentar la producción de forraje propio en el sistema, sino de diversificar la fuente de forraje producido, por ejemplo, mediante la inclusión de cultivos en la rotación forrajera, para reducir el riesgo del negocio en comparación con estrategias basada únicamente en la producción de pasturas.

Son diversos los factores que afectan la producción y cosecha de forraje en el sistema, muchos de los cuales se encuentran fuera del alcance del productor incluyendo el tipo de suelo, la región o las condiciones meteorológicas, entre otros. Sin embargo, hay factores como la carga animal, el manejo del pastoreo, la base forrajera o el tipo de vaca, que son determinantes en la producción de leche por hectárea y la utilización de forraje (Shalloo et al., 2011; Hanrahan et al., 2018). A continuación, se describen 3 de los factores claves para la intensificación de los sistemas pastoriles: la carga animal, la base forrajera y la alimentación, y el genotipo animal.

2.2.1. La carga animal

La carga animal, tradicionalmente definida como el número de vacas por unidad de superficie y por unidad de tiempo, es uno de los principales factores determinantes de la producción de leche por vaca y por unidad de superficie en los sistemas pastoriles (Baudracco et al., 2010; Roche et al., 2017). Las diferencias en peso vivo (PV) existentes entre razas y líneas genéticas y el uso de suplementos

han derivado en nuevos conceptos de carga, como el de carga comparativa o relativa, definida como kg de PV por tonelada de alimento disponible (Macdonald et al., 2008a), o kg de PV por hectárea (McCarthy et al., 2011). En los sistemas de base pastoril, una carga animal adecuada tiene como objetivo maximizar la utilización de pastura a través de alcanzar el equilibrio entre la demanda del rodeo y la oferta de pastura, siendo el principal factor que determina la productividad de los sistemas pastoriles (McCarthy et al., 2011, 2016). Numerosos trabajos han demostrado que la carga es determinante del promedio de disponibilidad de pastura por vaca, teniendo un efecto directo sobre el consumo de pastura y la productividad de leche en los sistemas pastoriles (McCarthy et al., 2011; Baudracco et al., 2010). Estudios experimentales de sistemas han demostrado que conforme aumenta la carga, aumenta el consumo de pastura y la producción de leche por hectárea; sin embargo, se reduce el consumo de pastura y la productividad por vaca, como consecuencia de una menor disponibilidad de pastura por animal (Macdonald et al., 2008a; McCarthy et al., 2013). A su vez, el aumento en la intensidad de pastoreo y la utilización de la pastura resulta en una mayor productividad y calidad de la misma (Macdonald et al., 2008a; McCarthy et al., 2016). En general, los sistemas con alta carga logran bajos remanentes de pastoreo, lo cual está directamente relacionado con una mayor calidad de la pastura debido a una menor biomasa y senescencia. Sin embargo, se ha demostrado que, si los alimentos son asignados correctamente, cubriendo adecuadamente el déficit de pastura, la cantidad y calidad de la pastura utilizada no varía con la carga (Valentine et al., 2009; Fariña et al., 2011; Coffey et al., 2017, 2018). Por otro lado, se ha reportado que la carga creciente determina aumentos en el tiempo de confinamiento/suplementación y por lo tanto eso deriva en efectos económicos y ambientales (Basset-Mens et al., 2009).

Desde el punto de vista económico, el aumento de la carga implica un descenso en el ingreso neto, los costos y la ganancia operativos por vaca, aumentando el ingreso neto y los costos operativos por hectárea (Macdonald et al., 2011). En síntesis, la carga animal es considerada como la decisión estratégica más importante en un sistema pastoril, ya que como se mencionó tiene una influencia directa sobre la utilización de pastura, la producción de leche por hectárea y el beneficio económico.

El incremento de la carga animal ha sido la principal vía de intensificación adoptada por los sistemas pastoriles templados como son Nueva Zelanda, Irlanda o el sur de Australia, logrando así un incremento en la productividad de leche y la utilización de pastura por hectárea (García & Fulkerson, 2005; Kelly et al., 2020; Luo & Ledgard, 2021). Sin embargo, el incremento de la carga ha conllevado el incremento del uso de fertilizantes químicos, y la importación de suplementos externos, y cambios en la cantidad y distribución de los nutrientes dentro del predio, tanto en el tiempo como en el espacio. Esto supone un aumento en el excedente de nutrientes y las consiguientes potenciales pérdidas de nutrientes al agua y el

ambiente en general. El impacto ambiental de la intensificación de los sistemas pastoriles será abordado más adelante en este capítulo.

2.2.2. La base forrajera

La producción lechera de tipo pastoril se encuentra altamente influenciada por las condiciones climáticas y su variabilidad. Los sistemas lecheros pastoriles situados en la zona templada oceánica (i.e., NZ, sur de Australia, norte de Europa) presentan veranos fríos y relativamente húmedos y una precipitación distribuida uniformemente a lo largo del año (Beck et al., 2018) y se basan fundamentalmente en el uso de pasturas perennes, principalmente el raigrás (Roche et al., 2017). Como se mencionó en el apartado anterior, estos sistemas presentan alta carga animal, con el fin de maximizar la pastura en la dieta y lograr así altos niveles de utilización de pastura por hectárea. A diferencia de los sistemas mencionados, los sistemas lecheros uruguayos se sitúan en la zona climática subtropical húmeda caracterizado por presentar veranos cálidos, húmedos e inviernos frescos, con precipitaciones abundantes y de distribución variable (Beck et al., 2018). En las principales regiones productivas se dan excesos hídricos en el período de otoño invierno y déficits durante el verano (INIA, 2021). Este clima define el tipo de rotación forrajera y la estructura de alimentación características de los sistemas de producción de leche en Uruguay.

La rotación forrajera se define como la sucesión planificada de pasturas y cultivos (anuales y pluri anuales) con destino exclusivo a la producción de forraje para pastoreo directo y/o conservación (Durán, 1992). Los sistemas de producción de leche de Uruguay presentan una base forrajera compleja, en donde se combinan especies puras y/o mezclas de pasturas con diferente duración potencial, con cultivos anuales de invierno y verano, en una sucesión en el tiempo y espacio. La rotación forrajera admite múltiples combinaciones que a su vez determinan diferentes niveles productivos y distribuciones estacionales de forraje. Las pasturas perennes comúnmente utilizadas por productores lecheros en Uruguay incluyen una variedad de especies de leguminosas (i.e., *Medicago sativa* L., *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*, *T. repens*) y gramíneas (i.e., *Festuca arundinacea*, *Dactylis Glomerata*, *Bromus catharticus*) las cuales se siembran puras o en mezclas y normalmente duran entre 3 - 4 años (INALE, 2019). El componente anual de la rotación está compuesto por gramíneas anuales (i.e., *Avena sativa*, *Lolium multiflorum*) las cuales se siembran para pastoreo directo, y por cultivos de verano (i.e., *Zea mays* L., *Sorghum bicolor*) para la producción de ensilaje de planta entera o pastoreo directo. Como consecuencia de la rotación forrajera, existe un porcentaje de área “no pastoreable”, que puede definirse como la superficie del sistema de producción donde la tierra se encuentra en barbecho o en etapa inicial de implantación de la pastura o cultivo (Duran, 1992). La marcada estacionalidad en la producción de pasturas, con baja producción en los meses de otoño e invierno (Otero & Castro, 2019), exacerbada por la disminución del área productiva debido al barbecho e implantación, entre otros factores, lleva a la escasez de forraje en

momentos determinados del año. Como consecuencia de esta situación es una práctica común que los productores recurran a la suplementación con concentrados y reservas para suplir el déficit de forraje y mantener la producción de leche.

Dadas las características de los sistemas lecheros en Uruguay, la intensificación lechera deberá perseguir el aumento de la producción y utilización de forraje a nivel predial, lo cual incluye pasturas y cultivos. Trabajos llevados a cabo en Australia evaluando rotaciones forrajeras para aumentar la producción de forraje por hectárea en el sistema lechero han reportado que la mayor proporción de cultivos en la rotación aumenta la producción total de forraje en el sistema, debido al mayor rendimiento potencial de los cultivos y la menor variabilidad de los mismos en comparación con la pastura (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2013). La inclusión de cultivos anuales en la rotación forrajera permite superar algunas limitantes de las pasturas perennes en cuanto a el rendimiento total y estacional y el valor nutritivo. Si bien es claro el potencial que presentan las rotaciones forrajeras en sistemas lecheros con clima subtropical, no hay estudios que hayan evaluado que niveles de cosecha de forraje podrían alcanzarse a escala de sistema con alta carga en Uruguay.

2.2.3. El genotipo animal

El animal es una parte fundamental del sistema y por lo tanto la raza o genotipo animal más adecuado dependerá del sistema en el cual sea manejado (Berry, 2015; Delaby et al., 2018). En este sentido, se ha descrito que los sistemas pastoriles requieren de una vaca genéticamente “robusta” o tolerante a condiciones subóptimas, capaz de enfrentar la inestabilidad de las condiciones climáticas y de la oferta de alimento característica de los sistemas pastoriles (Delaby et al., 2018). Así, la selección genética en los sistemas pastoriles se ha centrado en la búsqueda de una vaca adaptada al pastoreo, con mayor fertilidad, longevidad, y con mayor resiliencia frente a cambios en la disponibilidad y calidad de pastura y mayores rendimientos de grasa y proteína relativa al PV y al consumo anual de materia seca (MS) (Baudracco et al., 2010; Berry, 2015; Roche et al., 2017; Coffey et al., 2018). Berry (2015) definió a la “vaca lechera del futuro” para los sistemas pastoriles como aquel animal que es capaz de producir leche con alto contenido de sólidos, presentando un buen desempeño reproductivo, buena salud, longevidad, de bajo mantenimiento, con alta eficiencia de conversión, buena conformación y baja huella ambiental, que sea además resiliente a las perturbaciones externas.

Existen dos genotipos o líneas genéticas dentro de la raza Holando utilizada en Uruguay acorde a su origen: el HNA y el HNZ. La mejora genética del HNA se ha centrado en la selección de vacas con alta producción individual de leche y proteína bajo sistemas intensivos de alimentación con alto nivel de concentrado (Harris & Kolver, 2001; Baudracco et al., 2010). El genotipo HNZ fue desarrollado a partir de animales HNA importados a Nueva Zelanda y ha sido seleccionado para la producción de leche en base a dietas pastoriles; menor producción individual de

leche y proteína, pero con mayor contenido de sólidos, mayor fertilidad y supervivencia. En los sistemas lecheros uruguayos, pese a ser predominantemente pastoriles con suplementación, el HNA es la genética predominante en el rodeo nacional (78%, INALE, 2019). Las diferencias entre ambos genotipos Holando en términos de producción y composición de leche, PV, fertilidad y supervivencia mencionadas anteriormente han sido reportadas en varios estudios bajo sistemas pastoriles de Nueva Zelanda (Harris & Kolver, 2001). Roche et al. (2006) reportaron mayor PV y menor contenido de grasa y proteína en leche en el genotipo HNA respecto al HNZ en sistemas pastoriles con 3 niveles de suplementación, junto con una mayor pérdida de PV posparto y menor condición corporal (CC) durante la lactancia en las vacas HNA. En línea con estos resultados, McCarthy et al. (2007) evaluando tres genotipos Holando (HNA de alta producción, HNA de alta durabilidad y HNZ) demostraron la mayor adaptabilidad del genotipo neozelandés a los sistemas pastoriles de Irlanda. En concreto, los genotipos Holando de menor potencial de producción de leche demostraron ser capaces de mantener una mayor CC en pastoreo, así como de ganar PV y CC durante la lactancia media-tardía. También se han reportado diferencias entre genotipos en términos de comportamiento en pastoreo. McCarthy et al. (2007) reportaron una mayor adaptación del genotipo neozelandés al pastoreo, atribuido a su mayor capacidad de compensar fluctuaciones en la oferta de pastura a través del aumento del tiempo de pastoreo cuando la disponibilidad de pastura es reducida, en comparación con el genotipo HNA. Por otro lado, estos trabajos muestran una mayor respuesta a la suplementación por parte del genotipo HNA.

Si bien las diferencias entre genotipos son claras, no está del todo claro cómo se adecuan los diferentes genotipos de vacas lecheras a diferentes ambientes. La interacción genotipo x ambiente se da cuando los animales difieren en su habilidad para desempeñarse en diferentes ambientes (Falconer, 1990). El efecto del genotipo Holando y la estrategia de alimentación ha sido un tema ampliamente abordado en los sistemas pastoriles de Irlanda (Horan et al., 2006; McCarthy et al., 2007; Coleman et al., 2010), Nueva Zelanda (Kolver et al., 2002; Roche et al., 2006; Macdonald et al., 2008b) y Australia (Fulkerson et al., 2008), los cuales se caracterizan por presentar un alto nivel de consumo de pastura y bajos niveles de suplementación. En este sentido, Horan et al. (2006) reportaron interacciones entre genotipos Holando y distintos sistemas de alimentación para producción de leche, explicadas fundamentalmente por la diferencia en la respuesta al consumo de energía adicional entre genotipos. El genotipo HNA presentó una mayor respuesta en producción de leche a la suplementación con concentrado que el genotipo HNZ. El genotipo HNZ presentó mayor consumo de pastura por kg de PV. En línea con estos resultados Fulkerson et al. (2008) observaron también interacción entre mérito genético para producción de leche y distintos niveles de suplementación con concentrado. Reportaron que a medida que aumenta el mérito genético, la respuesta al concentrado aumenta mientras que el desempeño reproductivo desciende.

Son numerosos los trabajos que evalúan el desempeño de los genotipos Holando bajo diferentes ambientes productivos. Sin embargo, el ambiente está fuertemente determinado por el tipo de sistema, el manejo, la alimentación y las condiciones climáticas, entre otros factores, aspectos que en Uruguay difieren ampliamente de las regiones en las que se han conducido los citados estudios. En este sentido, no hay estudios que hayan evaluado el desempeño productivo de estos genotipos en sistemas lecheros de alta suplementación y ambientes que no sean templado oceánico y aún menos en sistemas intensificados.

2.3. Sustentabilidad ambiental de sistemas pastoriles

Como se mencionó anteriormente, la intensificación de los sistemas lecheros pastoriles de la zona climática templada oceánica se ha basado en el incremento de la carga animal y el consiguiente aumento en el uso de fertilizantes y suplementos importados al sistema. Esta intensificación ha conllevado efectos adversos sobre el ambiente, como, por ejemplo, el aumento en las emisiones totales de GEI y el deterioro de la calidad de los cursos de agua debido a la contaminación por $\text{NO}_3\text{-N}$ (Basset-Mens et al., 2009; Kelly et al., 2020; Luo & Ledgard, 2021). Dado que son numerosos los factores que influyen en el impacto ambiental de un sistema de producción, resulta fundamental la evaluación del potencial riesgo ambiental previo a la adopción de estrategias de intensificación. Se describe en esta sección los antecedentes específicos de la bibliografía sobre dos procesos de relevancia en la sustentabilidad ambiental de sistemas pastoriles intensificados.

2.3.1. Pérdidas de nitrógeno

Existe una fuerte asociación entre intensificación o incremento de productividad y el exceso de nutrientes en el sistema, lo cual aumenta el riesgo potencial de contaminación. Este fenómeno ha sido ampliamente reportado en los sistemas pastoriles de Nueva Zelanda (Beukes et al., 2012), Australia (Gourley et al., 2012; Stott & Gourley, 2016) o el norte de Europa (Haas et al., 2007; Treacy et al., 2008) tanto a nivel experimental como comercial. En términos generales, con la intensificación de la producción se incrementa la entrada de nutrientes en el sistema a través del mayor uso de fertilizantes y suplementos, aumentando el riesgo de pérdidas nocivas al ambiente (Foote et al., 2015). Si bien los nutrientes son elementos esenciales en los sistemas de producción animal, la capacidad de incorporar nutrientes en un sistema biológico es limitada (Powell et al., 2010), constituyendo el excedente de nutrientes un riesgo potencial de contaminación para el ambiente. Los principales nutrientes de preocupación ambiental en los sistemas de producción de leche son el N y P (Rotz et al., 2005). Las pérdidas de P son generalmente menores en comparación con el N y las mismas no presentan una asociación tan directa con la intensificación de los sistemas, aunque el daño que causa la eutrofización de las aguas por enriquecimiento de P es considerable (Rotz et al., 2005). La contaminación de los cursos de agua por enriquecimiento de P en

un problema notorio en Uruguay, y en este sentido, son numerosos los trabajos que abordan contaminación por este nutriente en distintos sistemas agrícolas del país (Chalar et al., 2013; Barreto et al., 2017). Por su parte, las pérdidas de N al ambiente son cuantiosas en los sistemas lecheros pastoriles y ocurren por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ a los cursos de agua, volatilización de amoníaco y desnitrificación a la atmósfera (Cameron et al., 2013). En particular, las pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ son el principal problema de contaminación focal que enfrentan los sistemas pastoriles de las principales regiones lecheras en la actualidad, y serán abordadas en detalle a continuación.

En los sistemas pastoriles de la zona templada, el N urinario depositado en la pastura es la principal fuente de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$, y no tanto la ineficiencia relacionada con el uso de fertilizante N o el manejo del efluente (Clark et al., 2007; de Klein et al., 2010; Dillon et al., 2021). En Nueva Zelanda, por ejemplo, se estima que solamente un 5 – 10% de la excreta es depositada en la sala de ordeño y estructuras aledañas (Luo & Ledgard, 2021). Esto ha generado la contaminación de los cursos de agua y la implementación de políticas regulatorias en estos países y en la actualidad la investigación se encuentra enfocada en la evaluación de medidas de mitigación para reducir estas pérdidas. Por ejemplo, en Nueva Zelanda se han propuesto diversas medidas para reducir las pérdidas de N urinario, que incluyen la inclusión de alimentos con alto contenido energético en la dieta, como el ensilaje de maíz, con el fin de aumentar la eficiencia de utilización del N, o el pastoreo restringido durante los períodos de exceso hídrico, y el confinamiento de los animales en encierros con adecuada gestión y manejo de efluentes, entre otros (Kebreab et al., 2001; Luo & Ledgard, 2021). Existe amplia bibliografía en lo que respecta a la cuantificación de las pérdidas por lixiviación en los sistemas pastoriles, la fuente de contaminación, y las medidas de mitigación para reducir este impacto negativo en el ambiente.

Sin embargo, las pérdidas de N por lixiviación dependen de la combinación particular de cada país, ya que están influenciadas por numerosos factores como son el clima y la estación del año, el tipo de suelo y las propiedades fisicoquímicas del mismo, la concentración de materia orgánica y de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo, y el tipo de sistema de producción (Cameron et al., 2013). En cuanto al tipo de sistema, factores como la distribución espacial y temporal de los animales en el sistema, la gestión y el manejo de efluentes, el tipo de secuencia forrajera entre otros, influirán en la cantidad y distribución de las pérdidas. Por un lado, se ha reportado que los sistemas con rotación de cultivos anuales presentan mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en comparación con los sistemas con pasturas perennes (Cameron et al., 2013), debido al alto excedente de N mineral en el suelo tras la cosecha de cultivo y al barbecho con suelo desnudo, entre otros factores (Beare et al., 2010; Betteridge et al., 2007). Por otro lado, la magnitud y distribución de las pérdidas de N en un sistema pastoril está altamente relacionada con la distribución espacial y temporal de la excreta en el sistema (White et al., 2001). Los sistemas uruguayos presentan

características particulares; alta precipitación anual, rotaciones forrajeras con cultivos anuales y periodos de barbecho, alto nivel de suplementación y confinamiento de los animales; lo que pone de manifiesto la necesidad de evaluar el riesgo potencial de contaminación de la intensificación en dichos sistemas.

El balance predial de N es una herramienta que se utiliza como indicador del manejo de N, a través del cual se cuantifica la entrada y salida de N de los sistemas productivos (Oenema et al., 2012). En términos generales, entre el 16-35% del N consumido es secretado en la leche, lo que significa que del total de N que ingresa al sistema solo una baja proporción (~16%) es transformada en producto (mayormente leche) (Powell et al., 2010). El balance total de N, o también denominado excedente de N, representa la diferencia entre la entrada y salidas de N al sistema, y es una métrica comúnmente utilizada para evaluar el riesgo de contaminación (Powell et al., 2010; de Klein et al., 2017). Hay estudios que demuestran una asociación lineal entre el balance de N y la cantidad de N que ingresa al sistema (Powell et al., 2010; de Klein et al., 2017). Por este motivo, el balance de N es un indicador comúnmente utilizado para estimar la pérdida potencial de N al ambiente y el riesgo de contaminación de los sistemas (Gourley et al., 2012; Buckley et al., 2016; Akert et al., 2020). Sin embargo, no está claro que exista una asociación lineal entre el excedente de N de un sistema y las pérdidas por lixiviación. En particular, se ha reportado una pobre asociación entre estas dos variables cuando las pérdidas son evaluadas a nivel de cuenca hidrográfica (Jansons et al., 2003), cuando el excedente de N supera los 250 kg/ha (Beukes et al., 2012), o en sistemas agrícolas (Fraters et al., 2015). Por ello es importante tener en cuenta que el balance de N es solo un indicador de la potencial pérdida de N al ambiente, y que no confirma el nivel de pérdida real, el impacto o la distribución espaciotemporal de la pérdida en el ambiente. La medición de campo o estimación mediante el uso de modelos de simulación de las pérdidas de N permitiría conocer la extensión de las pérdidas y la distribución espaciotemporal de las mismas. De esta forma se podría determinar en mejor medida el riesgo potencial de contaminación de N de la intensificación de los sistemas lecheros en Uruguay para garantizar la sustentabilidad ambiental de las mismas.

2.3.2. Emissiones de gases de efecto invernadero

Desde la perspectiva del cambio climático, los sistemas pastoriles se caracterizan por presentar una huella de carbono relativamente baja, ya que presenta niveles bajos de suplementación con concentrados y reservas forrajeras (Lorenz et al., 2019; Ledgard et al., 2020). Los principales GEI de un sistema lecheros pastoriles son el CH₄ proveniente de la fermentación entérica, el N₂O proveniente de la desnitrificación del N urinario en el suelo y la fertilización nitrogenada y, en menor medida, el dióxido de carbono (CO₂) proveniente de la combustión de combustibles fósiles (Lanigan et al., 2018; Rotz, 2018).

La producción de CH₄ depende fundamentalmente del consumo de materia seca (CMS), estimándose una producción de 21 – 22 gramos por kg de MS. Además, existen otros factores relacionados con el animal que influyen en la producción de CH₄ como pueden ser el tamaño, origen genético, tasa de pasaje del alimento o eficiencia de conversión del alimento; así como factores relacionados con la dieta como son la composición de la dieta, digestibilidad, relación forraje: concentrado, contenido de fibra y almidón. Una menor proporción del CH₄ proviene de la fermentación del estiércol animal. Cuando el estiércol es depositado directamente en la pastura se libera una menor cantidad que en los sistemas de almacenamiento. El N₂O proviene de la desnitrificación de N de la orina y el fertilizante presente en el suelo por parte de bacterias desnitrificadoras. Las emisiones de N₂O dependen del total de N que circula en el sistema a través de alimento o fertilizante. Las emisiones de CO₂ producto de la combustión de combustibles fósiles y de la descomposición de cal o urea utilizados en la enmienda de los suelos, también constituyen una fuente de emisión de GEI, aunque en menor proporción que los anteriores (Rotz, 2018).

La intensidad de emisiones es el volumen de emisiones producida por unidad de producto y las emisiones absolutas son las emisiones totales producidas por un sistema. En general, con la intensificación de la producción lechera se reduce la intensidad de emisión, ya que se producen menos emisiones de CO₂e por unidad de producto, pero al incrementar la productividad, se produce un aumento de las emisiones totales o absolutas (Lorenz et al., 2019; Ledgard et al., 2020). Por otro lado, tanto el perfil de emisiones como la intensidad de las mismas depende del tipo de sistema en cuestión. Los sistemas pastoriles suelen presentar una baja huella de carbono ya que se basan en el pastoreo directo, presentando bajo consumo de energía fósil (Lorenz et al., 2019; Ledgard et al., 2020). Por su parte, los sistemas lecheros estabulados, con alto nivel de suplementación, presentan una cantidad sustancial de emisiones proveniente de los procesos de cosecha, acondicionamiento, transporte de las reservas y concentrados, así como de la alimentación del ganado (Lorenz et al., 2019).

Según la literatura, la intensificación de los sistemas lecheros en Uruguay basada en el aumento de la carga animal conllevará un incremento de las emisiones de GEI por hectárea (Lizarralde et al., 2014; Darré et al., 2021). Sin embargo, sería de esperar que con la intensificación aumente la eficiencia de producción y por tanto se reduzcan las emisiones por unidad de producto (Gerber et al., 2011). Por otro lado, no queda claro cómo sería el perfil de las emisiones, dadas las características particulares de los sistemas lecheros en Uruguay. Así, surge la necesidad de cuantificar las emisiones en términos absolutas y relativos al mismo tiempo que identificar las principales fuentes de GEI y su peso relativo en las diferentes estrategias de intensificación de los sistemas lecheros en Uruguay, previo a su potencial implementación.

2.4. Evaluación de sistemas: abordaje sistémico y participativo

Un sistema de producción agrícola es un ensamblaje de componentes interrelacionados que opera dentro de límites espaciotemporales preestablecidos para alcanzar un determinado objetivo en nombre de los beneficiarios del sistema (Drinkwater et al., 2016). El diseño de los sistemas de producción de leche del futuro es complejo y requiere un abordaje sistémico, contemplando los diferentes componentes del mismo y la interacción entre ellos. Así, la investigación de sistemas pretende generar información acerca de 1) cómo influyen las interacciones entre los diferentes componentes en el sistema de producción y 2) cómo funciona ese sistema complejo como “un todo” (Drinkwater et al., 2016). Existen diferentes metodologías o abordajes para la evaluación de sistemas de producción, como son: la evaluación de los componentes del sistema, la evaluación experimental del sistema (estudios de sistemas), o la evaluación del sistema mediante modelación (García, 2000).

La investigación de los componentes del sistema o el estudio de una parte o componente del sistema aislado requiere de por sí la evaluación de los resultados obtenidos en el sistema completo (García, 2000; Raedts et al., 2017). Si bien esta metodología ha sido ampliamente utilizada, presenta el inconveniente de considerar los componentes del sistema aislados y no evaluar las interacciones entre los mismos, lo cual es una parte fundamental de un sistema de producción. El uso de este tipo de abordaje para la resolución de interrogantes a escala de sistema ha sido desaconsejado, ya que, al no considerar el sistema en su totalidad ni las interacciones entre sus componentes, la solución para un componente del sistema puede resultar no viable para el sistema completo (Malcolm et al., 2012).

En los estudios de sistemas, se evalúa de forma experimental el sistema en su totalidad, así como la interacción de los diferentes componentes que lo conforman (Malcolm, 2012). Se trata de estudios de alto grado de complejidad que pretenden imitar un sistema de producción comercial, pero a menor escala y en un ambiente controlado. Los estudios de sistemas han sido particularmente relevantes en la evaluación de los sistemas lecheros pastoriles en los últimos 60 años, para la evaluación de diferentes estrategias de manejo y las implicancias de los cambios a escala de sistema completo (Roche et al., 2017). Sin embargo, este tipo de estudios presentan algunos puntos débiles que también deben ser considerados. Por un lado, se ha expuesto que este tipo de estudios pueden carecer de exactitud a la hora de distinguir causa-efecto en las principales relaciones entre los componentes (García, 2000). Por otro lado, desde una perspectiva científica estricta, estos experimentos rara vez son replicados (i.e., la unidad experimental es la vaca o el potrero, no el sistema) y por ellos se llevan a cabo durante varias estaciones productivas o años, replicándose en el tiempo (Roche et al., 2017). Pese a sus limitantes, los estudios de sistemas han sido reconocidos como el único método satisfactorio de evaluar sistemas de producción, ya que permiten identificar la implicancia un componente en el sistema completo (Clark, 2010). Sin embargo,

debido a su alto costo y larga duración, el uso de este tipo de estudio para explorar todas las posibles opciones de sistemas no resulta viable debido al elevado número de variables que afectan la producción (Roche et al., 2017).

En los últimos años, la investigación de sistemas se ha basado de forma creciente en modelos matemáticos que permiten simular las complejas interacciones entre los distintos componentes del sistema y realizar predicciones cuantitativas respecto al desempeño del mismo (Woodward et al., 2008). Asumiendo que los modelos de simulación son “una representación simplificada de la realidad”, los mismos son considerados herramientas valiosas para representar situaciones reales y simular escenarios alternativos de una forma eficiente en el uso de tiempo y recursos en comparación con la experimentación (Roche et al., 2017; Ruelle et al., 2018). Para poder realizar una adecuada simulación de un sistema productivo, resulta indispensable contar con un modelo de simulación que hay sido evaluado para dichas condiciones, en términos de exactitud y precisión de las predicciones (Raedts et al., 2017; Roche et al., 2017). Existen distintos tipos de modelos de simulación; en la simulación determinística, todos los datos de entrada se mantienen fijos, produciendo un único resultado, mientras que la simulación estocástica permite incorporar variación con aleatoriedad en algunos parámetros, y así producir resultados múltiples (Baudracco et al., 2017). La simulación estocástica es un método comúnmente utilizado para la evaluación del riesgo ya que la fuente de variabilidad incorpora componentes al azar para reflejar la incertidumbre del resultado en un sistema real. En general, los modelos de simulación de sistemas lecheros pastoriles desarrollados a nivel mundial permiten la evaluación productiva, económica, y/o ambiental de los sistemas. Sin embargo, no existen modelos de simulación validados científicamente para las condiciones de producción de Uruguay o de la región. Si bien todas las dimensiones son de interés a la hora de modelar un sistema, en los últimos años la dimensión ambiental ha cobrado mayor relevancia en términos de modelación. En concreto, la medición y monitoreo de emisiones de GEI de un sistema lechero resulta prácticamente imposible y prohibitiva desde el punto de vista económico, siendo necesario el uso de algún tipo de modelo de simulación para cuantificar y evaluar las emisiones de GEI (Rotz, 2018).

Como se expuso, no existe un único método para la evaluación holística de los sistemas de producción. Es más, se plantea que el futuro de la investigación de sistemas debería contemplar la combinación entre experimentación de campo y estudios de simulación; donde los estudios de sistemas provean los insumos para parametrizar y desarrollar y evaluar modelos, y por su parte los modelos permitan la predicción de efectos bajo circunstancias y ambientes variados. Mediante la combinación de los diferentes abordajes y metodologías se pueden potenciar las ventajas de cada uno de ellos para la evaluación de los sistemas (García, 2000). Por otro lado, independientemente de la metodología, en la actualidad se plantea que la investigación de sistemas deberá ser abordada de una forma integrada y

participativa, involucrando a diferentes actores y expertos del sector, tanto para los estudios experimentales como para la modelación (Voinov & Bousquet, 2010; Vayssières et al., 2011; Raedts et al., 2017). En general, esta metodología consiste en la formación de grupos de discusión (“steering committee”), integrado por diferentes actores del sector como investigadores, representantes de la industria, asesores y productores, que contribuyen de manera proactiva en el planteamiento del problema, al diseño del experimento, el seguimiento del mismo y la discusión de los resultados. Se ha visto que este tipo de abordaje participativo mejora la transferencia de conocimiento y la adopción de los resultados y contribuye al desarrollo de soluciones que son aplicables en situaciones del “mundo real” (Malcolm et al., 2012). En este sentido, es importante que la investigación de sistemas evalúe soluciones alcanzables e implementables por parte de los productores para evitar el fracaso de la implementación (Raedts et al., 2017).

2.5. Conclusión

La lechería uruguaya presenta una clara oportunidad de crecimiento, al mismo tiempo que debe producir a bajo costo y garantizar el cuidado de los recursos naturales comprometidos en la producción de leche. La estrategia de crecimiento basada en un aumento de la productividad por hectárea a partir de una mayor utilización de forraje producido en el sistema resulta promisorio para la lechería nacional. Sin embargo, en Uruguay, esto se puede alcanzar a través de diferentes estrategias productivas, y no hay estudios previos que evalúen estrategias de intensificación para la lechería uruguaya.

El aumento de la productividad a través del incremento de la cosecha de forraje producido en el sistema es la estrategia de intensificación que resultaría en un mejor resultado productivo y económico en los sistemas pastoriles; sin embargo, son diversos los componentes del sistema que pueden ser modificados para lograr dicho objetivo. En primer lugar, la carga animal se identifica como el factor determinante de la productividad de leche y cosecha de forraje por hectárea en los sistemas pastoriles, siendo el incremento de la carga la principal vía de intensificación adoptada por los sistemas pastoriles de la zona templada. Por otro lado, la base forrajera de un sistema también es determinante de los niveles de producción y utilización de forraje en un sistema y la misma es variable: desde el uso exclusivo de pasturas perennes hasta los sistemas que incluyan cultivos anuales en la rotación. Finalmente, el animal es una parte fundamental del sistema y difiere en su habilidad para desempeñarse en distintos ambientes. Dentro de la raza Holando, se ha reportado que el genotipo HNZ presenta mejor desempeño por hectárea en sistemas pastoriles templados, mientras que el genotipo HNA presenta una mayor respuesta al concentrado y productividad individual.

Para garantizar la intensificación sostenible de la lechería uruguaya, resulta clave la evolución del potencial impacto ambiental. De acuerdo con la literatura, la intensificación de la producción incrementa el excedente y la potencial pérdida de

N al ambiente, así como las emisiones de GEI por hectárea. Considerando que son numerosos los factores que determinan las fuentes de pérdidas de N y la huella de carbono de un sistema de producción, no queda claro cuál será el potencial impacto ambiental de estrategias de intensificación para las condiciones particulares de Uruguay.

Finalmente, para la evaluación de estrategias de intensificación debe contemplarse el sistema de producción en su conjunto, combinando las diferentes metodologías existentes, como los estudios experimentales de sistemas y la modelación. A su vez, es relevante que la investigación de los sistemas sea abordada de una forma integrada y participativa, involucrando a diferentes actores y expertos del sector, tanto para los estudios experimentales como para la modelación.

2.6. Referencias bibliográficas

- Akert, F.S., Dorn, K., Frey, H., Hofstetter, P., Berard, J., Kreuzer, M., Reidy, B., 2020. Farm-gate nutrient balances of grassland-based milk production systems with full- or part-time grazing and fresh herbage indoor feeding at variable concentrate levels. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 117, 383–400. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10072-y>
- Arocena, R., Chalar, G., Pacheco, J.P., 2018. Agriculture and elevation are the main factors for Pampasic stream habitat and water quality. *Environ. Monit. Assess.* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6622-6>
- Barreto, P., Dogliotti, S., Perdomo, C., 2017. Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia river basin of Uruguay. *Air, Soil Water Res.* 10. <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68, 1615–1625. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>
- Baudracco, J., Lopez-Villalobos, N., Holmes, C.W., Macdonald, K.A., 2010. Effects of stocking rate, supplementation, genotype and their interactions on grazing dairy systems: A review. *New Zeal. J. Agric. Res.* 53, 109–133. <https://doi.org/10.1080/00288231003777665>
- Baudracco, J., Maiztegui, J., Jáuregui, J., Lazzarini, B., Alejandro, R., Gagliardi, R., 2017. Productividad, resultado económico y riesgo de sistemas lecheros en el Centro-Norte de Argentina. *Chil. J. Agric. Anim. Sci.* 33, 152–162. <https://doi.org/10.4067/S0719-38902017005000501>
- Baulcombe, D., Crute, I., Davies, B., Dunwell, J., Gale, M., Jones, J., Pretty, J., Sutherland, W., Toulmin, C., 2009. Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. Reporte. The Royal Society pp72. Disponible en: <https://royalsociety.org/topics-policy/publications/2009/reaping-benefits/>
- Beare, M.H., Gillespie, F.T.R., Maley, S., Harrison-Kirk, T., De Ruiter, J., 2010. Nitrate leaching from high production forage crop sequences. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 3, 23–28. <https://doi.org/10.33584/jnzq.2010.72.2812>
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* 5, 1–12. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L., 2021. Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Sci. Total Environ.* 761, 143299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>

- Berry, D.P., 2015. Breeding the dairy cow of the future: What do we need? *Anim. Prod. Sci.* 55, 823–837. <https://doi.org/10.1071/AN14835>
- Betteridge, K., Hoogendoorn, C.J., Thorrold, B.S., Costall, D.A., Ledgard, S.F., Park-Ng, Z.A., Theobald, P.W., 2007. Nitrate leaching and productivity of some farming options in the Lake Taupo catchment. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 123–129. <https://doi.org/10.33584/jnzg.2007.69.2677>
- Beukes, P.C., Scarsbrook, M.R., Gregorini, P., Romera, A.J., Clark, D.A., Catto, W., 2012. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surplus for the Waikato region, New Zealand. *J. Environ. Manage.* 93, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.08.013>
- Britt, J.H., Cushman, R.A., Dechow, C.D., Dobson, H., Humblot, P., Hutjens, M.F., Jones, G.A., Ruegg, P.S., Sheldon, I.M., Stevenson, J.S., 2018. Invited review: Learning from the future—A vision for dairy farms and cows in 2067. *J. Dairy Sci.* 101, 3722–3741. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14025>
- Buckley, C., Wall, D.P., Moran, B., O'Neill, S., Murphy, P.N.C., 2016. Farm gate level nitrogen balance and use efficiency changes post implementation of the EU Nitrates Directive. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 104, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9753-y>
- Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Ann. Appl. Biol.* 162, 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Chalar, G., Delbene, L., González-Bergonzoni, I., Arocena, R., 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24, 582–588. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.010>
- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D., Johnson, I.R., 2008. Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 2. Inter-annual variation in forage supply, and business risk. *Agric. Syst.* 97, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.02.002>
- Clark, D.A., Caradus, J.R., Monaghan, R.M., Sharp, P., Thorrold, B.S., 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand. *New Zeal. J. Agric. Res.* 50, 203–221. <https://doi.org/10.1080/00288230709510291>
- Clark, D.A., 2010. Contribution of farmlet scale research in New Zealand and Australia to improved dairy farming systems. 4th Australas. dairy Sci. Symp. 112–124.
- Clay, N., Garnett, T., Lorimer, J., 2020. Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49, 35–48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>

- Coffey, E.L., Delaby, L., Fitzgerald, S., Galvin, N., Pierce, K.M., Horan, B., 2017. Effect of stocking rate and animal genotype on dry matter intake, milk production, body weight, and body condition score in spring-calving, grass-fed dairy cows. *J. Dairy Sci.* 100, 7556–7568. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-12672>
- Coffey, E.L., Delaby, L., Fleming, C., Pierce, K.M., Horan, B., 2018. Multi-year evaluation of stocking rate and animal genotype on milk production per hectare within intensive pasture-based production systems. *J. Dairy Sci.* 101, 2448–2462. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13632>
- Coleman, J., Berry, D.P., Pierce, K.M., Brennan, A., Horan, B., 2010. Dry matter intake and feed efficiency profiles of 3 genotypes of Holstein-Friesian within pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 93, 4318–4331. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2686>
- Conaprole. 2019. Seguimiento Forrajero Satelital, Portal Prod. Leche. Disponible en: <http://www.eleche.com.uy/principal/proyectos-seguimiento-forrajero?es>
- Darré, E., Llanos, E., Astigarraga, L., Cadenazzi, M., Picasso, V., 2021. Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. *New Zeal. J. Agric. Res.* 64, 444-462. <https://doi.org/10.1080/00288233.2020.1750433>
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Alfaro, M., Gourley, C.J.P., Oenema, O., Mark Powell, J., 2017. Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Res.* 55, 479–488. <https://doi.org/10.1071/SR16349>
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Ledgard, S.F., M., S., 2010. A system's perspective on the effectiveness of measures to mitigate the environmental impacts of nitrogen losses from pastoral dairy farming. *Proc. Australas. Dairy Sci. Symp. Proceeding*, 14–28.
- Delaby, L., Buckley, F., Mchugh, N., Blanc, F., 2018. Robust animals for grass based production systems. En: General Meeting of the European Grassland Federation (EGF). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01906540>
- DIEA, 2020. Anuario Estadístico Agropecuario 2020. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Uruguay.
- Dillon, P., Shalloo, L., Murphy, D., Brien, D.O., Richards, K., Donovan, M.O., Ruelle, E., 2021. The impact of nitrogen management strategies within grass based dairy systems. *Teagasc.* 21 julio 2021. Diponible en: <https://www.teagasc.ie/publications/2021/the-impact-of-nitrogen-management-strategies-within-grass-based-dairy-systems.php>

- Drinkwater, L.E., Friedman, D., Buck, L., 2016. Systems research for agriculture. Innovative solutions to complex challenges. Sustainable Agriculture Research and Education programme. Disponible en: <https://www.sare.org/wp-content/uploads/Systems-Research-for-Agriculture.pdf>
- Durán, H., 1992. Productividad y alternativas de rotaciones forrajeras para producción de leche. Rev. INIA 189–204.
- Falconer, D.S., 1990. Selection in different environments: Effects on environmental sensitivity (reaction norm) and on mean performance. Genet. Res. 56, 57–70. <https://doi.org/10.1017/S0016672300028883>
- FAO, 2004. The Ethics of Sustainable Agricultural Intensification. En: FAO Ethics Series 3. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, p. 37.
- Fariña, S.R. 2010. Intensification of Australian pasture-based dairy farm systems: biophysical, economic, and environmental analysis. Tesis doctoral. University of Sydney.
- Fariña, S., Chilibróste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. Agric. Syst. 176. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.001>
- Fariña, S., Alford, A., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2013. An integrated assessment of business risk for pasture-based dairy farm systems intensification. Agric. Syst. 115, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2012.10.003>
- Fariña, S.R., García, S.C., Fulkerson, W.J., Barchia, I.M., 2011. Pasture-based dairy farm systems increasing milk production through stocking rate or milk yield per cow: Pasture and animal responses. Grass Forage Sci. 66, 316–332. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00795.x>
- Finneran, E., Crosson, P., O’Kiely, P., Shalloo, L., Forristal, D., Wallace, M., 2010. Simulation modelling of the cost of producing and utilising feeds for ruminants on Irish farms. J. Farm Manag. 14, 95–116.
- Foot, K.J., Joy, M.K., Death, R.G., 2015. New Zealand Dairy Farming: Milking our environment for all its worth. Environ. Manage. 56, 709–720. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0517-x>
- Fraters, D., van Leeuwen, T., Boumans, L., Reij, J., 2015. Use of long-term monitoring data to derive a relationship between nitrogen surplus and nitrate leaching for grassland and arable land on well-drained sandy soils in the Netherlands. Acta Agric. Scand. Sect. B Soil Plant Sci. 65, 144–154. <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.956789>

- Fulkerson, W.J., Davison, T.M., García, S.C., Hough, G., Goddard, M.E., Dobos, R., Blockey, M., 2008. Holstein-Friesian dairy cows under a predominantly grazing system: interaction between genotype and environment. *J. Dairy Sci.* 91, 826–839. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0147>
- García, S.C., Fulkerson, W.J., 2005. Opportunities for future Australian dairy systems: A review. *Aust. J. Exp. Agric.* 45, 1041–1055. <https://doi.org/10.1071/EA04143>
- García, S.C., 2000. System, component, and modelling studies of pasture-based dairy systems in which the cows calve at different times of the year. Tesis doctoral. Massey Univ. New Zeal.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livest. Sci.* 139, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>
- Gorgoglione, A., Gregorio, J., Ríos, A., Alonso, J., Chreties, C., Fossati, M., 2020. Influence of land use/land cover on surface-water quality of Santa Lucia River, Uruguay. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/su12114692>
- Gourley, C.J.P., Dougherty, W.J., Weaver, D.M., Aarons, S.R., Awty, I.M., Gibson, D.M., Hannah, M.C., Smith, A.P., Peverill, K.I., 2012. Farm-scale nitrogen, phosphorus, potassium and sulfur balances and use efficiencies on Australian dairy farms. *Anim. Prod. Sci.* 52, 929–944. <https://doi.org/10.1071/AN11337>
- Giúdice, G., 2016. ¿Cómo se comportan los sistemas de producción uruguayos?. Foro de INALE 2016. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=qOCnu11xbuQ>
- Haas, G., Deittert, C., Köpke, U., 2007. Farm-gate nutrient balance assessment of organic dairy farms at different intensity levels in Germany. *Renew. Agric. Food Syst.* 22, 223–232. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001780>
- Hanrahan, L., McHugh, N., Hennessy, T., Moran, B., Kearney, R., Wallace, M., Shalloo, L., 2018. Factors associated with profitability in pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 101, 5474–5485. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13223>
- Harris, B.L., Kolver, E.S., 2001. Review of Holsteinization on intensive pastoral dairy farming in New Zealand. *J. Dairy Sci.* 84, E56–E61. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(01\)70197-X](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(01)70197-X)
- Horan, B., Faverdin, P., Delaby, L., Rath, M., Dillon, P., 2006. The effect of strain of Holstein-Friesian dairy cow and pasture-based system on grass intake and milk production. *Anim. Sci.* 82, 435–444. <https://doi.org/10.1079/ASC200661>

- INALE, 2019. Encuesta Lechera 2019: Resultados definitivos. Instituto Nacional de la Leche y la Oficina de Políticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-lechera-2019-resultados-definitivos/>
- INIA, 2017. Plan Estratégico 2016-2020 visión 2030. Disponible en: https://www.google.com/search?q=pei+inia&rlz=1C1GCEB_enNZ893NZ893&oq=pei+inia&aqs=chrome.0.69i59j0i512l6j69i60.2397j1j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8
- INIA, 2021. Banco de datos agroclimático. Disponible en: <http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico>
- INIA-INASE, 2017. Evaluación nacional de cultivares INIA-INASE. Disponible en: http://www.inia.org.uy/convenio_inase_inia/resultados/index_00.htm
- Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I., Kirsteina, D., 2003. Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. Eur. J. Agron. 20, 173–179. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00072-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00072-8)
- Kebreab, E., France, J., Beever, D.E., Castillo, A.R., 2001. Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. Nutr. Cycl. Agroecosystems 60, 275–285. <https://doi.org/10.1023/A:1012668109662>
- Kelly, P., Shalloo, L., Wallace, M., Dillon, P., 2020. The Irish dairy industry – Recent history and strategy, current state and future challenges. Int. J. Dairy Technol. 73, 309–323. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12682>
- Kolver, E.S., Roche, J.R., Veth, M.J. DE, Thorne, P.L., Napper, A.R., 2002. Total mixed rations versus pasture diets: Evidence for a genotype x diet interaction in dairy cow performance. Proc. New Zeal. Soc. Anim. Prod. 62, 246–251.
- Lanigan, G., Donnellan, T., Hanrahan, K., Paul, C., Shalloo, L., Krol, D., Forrestal, P., Farrelly, N., O'Brien, D., Ryan, M., Murphy, P., Caslin, B., Spink, J., Finnan, J., Boland, A., Upton, J., Richards, K., 2018. An analysis of abatement potential of greenhouse gas emissions in Irish agriculture 2021-2030. Teagasc. Marzo, 2019. Disponible en: <https://www.teagasc.ie/media/website/publications/2018/An-Analysis-of-Abatement-Potential-of-Greenhouse-Gas-Emissions-in-Irish-Agriculture-2021-2030.pdf>
- Ledgard, S.F., Falconer, S.J., Abercrombie, R., Philip, G., Hill, J.P., 2020. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. J. Dairy Sci. 103, 1031–1046. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17182>

- Lizarralde, C., Picasso, V., Rotz, C.A., Cadenazzi, M., Astigarraga, L., 2014. Practices to reduce milk carbon footprint on grazing dairy farms in southern Uruguay: Case studies. *Sustain. Agric. Res.* 3, 1. <https://doi.org/10.5539/sar.v3n2p1>
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., Taube, F., 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *J. Clean. Prod.* 211, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>
- Luo, J., Ledgard, S., 2021. New Zealand dairy farm systems and key environmental effects. *Front. Agric. Sci. Eng.* 8, 148–158. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020372>
- Macdonald, K.A., Beca, D., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R., 2011. Short communication: Effect of stocking rate on the economics of pasture-based dairy farms. *J. Dairy Sci.* 94, 2581–2586. <https://doi.org/10.3168/jds.2010-3688>
- Macdonald, K.A., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R., 2008a. Effect of stocking rate on pasture production, milk production, and reproduction of dairy cows in pasture-based systems. *J. Dairy Sci.* 91, 2151–2163. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0630>
- Macdonald, K.A., Verkerk, G.A., Thorrold, B.S., Pryce, J.E., Penno, J.W., McNaughton, L.R., Burton, L.J., Lancaster, J.A.S., Williamson, J.H., Holmes, C.W., 2008b. A comparison of three strains of Holstein-Friesian grazed on pasture and managed under different feed allowances. *J. Dairy Sci.* 91, 1693–1707. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0441>
- Malcolm, B., Ho, C.K.M., Armstrong, D.P., Doyle, P.T., Tarrant, K.A., Heard, J.W., Leddin, C.M., Wales, W.J., 2012. Dairy Directions: a decade of whole farm analysis of dairy systems. *Australas. Agribus. Rev.* 20, 39–58.
- McCarthy, B., Delaby, L., Pierce, K.M., McCarthy, J., Fleming, C., Brennan, A., Horan, B., 2016. The multi-year cumulative effects of alternative stocking rate and grazing management practices on pasture productivity and utilization efficiency. *J. Dairy Sci.* 99, 3784–3797. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-9763>
- McCarthy, B., Pierce, K.M., Delaby, L., Brennan, A., Fleming, C., Horan, B., 2013. The effect of stocking rate and calving date on grass production, utilization and nutritive value of the sward during the grazing season. *Grass Forage Sci.* 68, 364–377. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00904.x>
- McCarthy, B., Delaby, L., Pierce, K.M., Journot, F., Horan, B., 2011. Meta-analysis of the impact of stocking rate on the productivity of pasture-based milk

production systems. *Animal* 5, 784–794.
<https://doi.org/10.1017/S1751731110002314>

- McCarthy, S., Horan, B., Rath, M., Linnane, M., O'Connor, P., Dillon, P., 2007. The influence of strain of Holstein-Friesian dairy cow and pasture-based feeding system on grazing behaviour, intake and milk production. *Grass Forage Sci.* 62, 13–26. <https://doi.org/10.1079/ASC200661>
- Méndez, M.N., Chilbroste, P., Aguerre, M., 2020. Pasture dry matter intake per cow in intensive dairy production systems: Effects of grazing and feeding management. *Animal* 1–8. <https://doi.org/10.1017/S1751731119002349>
- MVOTMA, 2017. Inventario nacional de gases de efecto invernadero. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/inventarios-nacionales-gases-efecto-invernadero-ingei>.
- OECD & FAO, 2021. OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/19428846-en>.
- Oenema, J., van Ittersum, M., van Keulen, H., 2012. Improving nitrogen management on grassland on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 162, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.012>
- Otero, A., Castro, M., 2019. Variability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) seasonal forage production in the southwest of Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 23, 1–11. <https://doi.org/10.31285/agro.23.1.9>
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Policy* 13, 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.007>
- Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. *Ann. Bot.* 114, 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>
- Raeds, P.J.M., García, S.C., Chapman, D.F., Edwards, G.R., Lane, N., Rawnsley, R.P., 2017. Is systems research addressing the current and future needs of dairy farms? *Anim. Prod. Sci.* 57, 1311. <https://doi.org/10.1071/AN16647>
- Ramsbottom, G., Horan, B., Berry, D.P., Roche, J.R., 2015. Factors associated with the financial performance of spring-calving, pasture-based dairy farms. *J. Dairy Sci.* 98, 3526–3540. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8516>
- Roche, J.R., Berry, D.P., Bryant, A.M., Burke, C.R., Butler, S.T., Dillon, P.G., Donaghy, D.J., Horan, B., Macdonald, K.A., Macmillan, K.L., 2017. A 100-Year Review: A century of change in temperate grazing dairy systems. *J. Dairy Sci.* 100, 10189–10233. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13182>

- Roche, J.R., Berry, D.P., Kolver, E.S., 2006. Holstein-Friesian strain and feed effects on milk production, body weight, and body condition score profiles in grazing dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89, 3532–3543. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72393-1](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72393-1)
- Rotz, C.A., 2018. Symposium review : Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms 1. *J. Dairy Sci.* 101, 6675–6690. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13272>
- Rotz, C.A., Taube, F., Russelle, M.P., Oenema, J., Sanderson, M.A., Wachendorf, M., 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Sci.* 45, 2139–2159. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.0523>
- Ruelle, E., Delaby, L., Wallace, M., Shalloo, L., 2018. Using models to establish the financially optimum strategy for Irish dairy farms. *J. Dairy Sci.* 101, 614–623. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-12948>
- Shalloo, L., Creighton, P., O'Donovan, M., 2011. The economics of reseeding on a dairy farm. *Irish J. Agric. Food Res.* 50, 113–122.
- Shalloo, L., Dillon, P., O'Loughlin, J., Rath, M., Wallace, M., 2004. Comparison of a pasture-based system of milk production on a high rainfall, heavy-clay soil with that on a lower rainfall, free-draining soil. *Grass Forage Sci.* 59, 157–168. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2004.00415.x>
- Stott, K.J., Gourley, C.J.P., 2016. Intensification, nitrogen use and recovery in grazing-based dairy systems. *Agric. Syst.* 144, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.01.003>
- Treacy, M., Humphreys, J., Namara, K.M., Browne, R., Teagasc, C.J.W., 2008. Farm-gate nitrogen balances on intensive dairy farms in the south west of Ireland. *Irish J. Agric. Food Res.* 47, 105–117.
- Valentine, S., Lewis, P., Cowan, R.T., DeFaveri, J., 2009. The effects of high stocking rates on milk production from dryland and irrigated Mediterranean pastures. *Anim. Prod. Sci.* 49, 100–111. <https://doi.org/10.1071/EA07071>
- Vayssières, J., Vigne, M., Alary, V., Lecomte, P., 2011. Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification. *Agric. Syst.* 104, 146–161. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2010.05.008>
- Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders. *Environ. Model. Softw.* 25, 1268–1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- White, S.L., Sheffield, R.E., Washburn, S.P., King, L.D., Green, J.T., 2001. Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *J. Environ. Qual.* 30, 2180–2187. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2180>

Woodward, S.J.R., Romera, A.J., Beskow, W.B., Lovatt, S.J., 2008. Better simulation modelling to support farming systems innovation: Review and synthesis. New Zeal. J. Agric. Res. 51, 235–252.
<https://doi.org/10.1080/00288230809510452>

CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN BASADAS EN EL AUMENTO DE LA PRODUCCIÓN DE SÓLIDOS Y COSECHA DE FORRAJE POR HECTÁREA: EFECTO DE LA ALIMENTACIÓN Y EL GENOTIPO ANIMAL (ESTUDIO 1).

3.1. Introducción

Se estima que la demanda mundial de productos lácteos continuará aumentando (OECD & FAO, 2021), mientras que el sector lechero deberá afrontar numerosos desafíos, como la volatilidad de los precios internacionales de leche y concentrados, restricciones ambientales y la licencia social para producir, entre otras (Britt et al., 2018). En este contexto, se requieren sistemas de producción de leche que sean eficientes, sustentables y resilientes. Los sistemas lecheros pastoriles, definidos como aquellos sistemas en los que la pastura constituye el ingrediente principal de la dieta (García & Fulkerson, 2005), presentan bajos costos operativos, y capital de inversión, siendo más resilientes a los cambios de precio que los sistemas estabulados (Roche et al., 2017). Sin embargo, en estos sistemas, la tierra suele ser un factor limitante, debido a la baja disponibilidad y alto precio de la misma (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2011; Coffey et al., 2018). En este sentido, la utilización de pastura por unidad de superficie es una medida crucial de la eficiencia productiva y un indicador clave del desempeño de los sistemas (Hanrahan et al., 2018).

Los sistemas lecheros pastoriles de Uruguay están situados en la región climática templada subtropical húmeda (Beck et al., 2018). Las particularidades del clima definen a los sistemas lecheros de la región como sistemas “pastoriles con suplementación”. Estos sistemas se caracterizan por presentar una rotación forrajera con pasturas perennes y cultivos anuales, y altos niveles de suplementación (INALE, 2019). Las pasturas perennes comúnmente utilizadas por productores lecheros en Uruguay incluyen una variedad de especies de leguminosas (i.e., *Medicago sativa* L., *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*, *T. repens*) y gramíneas (i.e., *Festuca arundinacea*, *Dactylis Glomerata*, *Bromus catharticus*) las cuales se siembran puras o en mezclas y normalmente duran entre 3 - 4 años. El componente anual de la rotación está compuesto por gramíneas anuales (i.e., *Avena sativa*, *Lolium multiflorum*) las cuales se siembran para pastoreo directo, y por cultivos de verano (i.e., *Zea mays* L., *Sorghum bicolor*) destinados generalmente a la producción de ensilaje de planta entera. Como consecuencia de este manejo, esta secuencia forrajera se caracteriza por presentar una parte de la superficie en barbecho. Los predios lecheros comerciales en Uruguay tienen una carga animal promedio de 1,15 vacas/ha, un consumo anual de 5,3 t MS/ha de forraje producido en el sistema (cosecha directa y mecánica) y 1,8 t MS/ha de concentrado (Fariña & Chilibróste, 2019). Estudios nacionales de monitoreo en predios comerciales muestran que la productividad de pastura en secano duplica el nivel de cosecha reportado (~12 t MS/ha; Conaprole, 2019). Esto

evidencia que el bajo consumo de forraje se debe al diseño y manejo de los sistemas y no en las condiciones climáticas o de suelo.

El animal es una parte fundamental del sistema (Delaby et al., 2018) y la interrogante de qué raza o genotipo lechero se adapta mejor a que estrategia de alimentación ha sido abordada en numerosos estudios, pero aún continúa abierta (McCarthy et al., 2007a; Coffey et al., 2018; Spaans et al., 2018). En este sentido, el Holando de origen norteamericano es la genética predominante en el rodeo nacional (78%; INALE, 2019), con una productividad anual de ~500 kg de sólidos/vaca, lo cual está claramente por debajo de su potencial genético, incluso bajo condiciones pastoriles (Horan et al., 2005b). El efecto del genotipo Holando manejado bajo diferentes estrategias de alimentación ha sido un tema ampliamente abordado en los sistemas pastoriles de Irlanda (Horan et al., 2005a; McCarthy et al., 2007a; Coleman et al., 2010), Nueva Zelanda (Kolver et al., 2002; Roche et al., 2006; Macdonald et al., 2008a) y Australia (Fulkerson et al., 2008), los cuales se caracterizan por presentar bajos niveles de suplementación y situarse en la zona climática templada oceánica. Las interacciones genotipo x ambiente reportadas en estos estudios resaltan la importancia de evaluar a los genotipos lecheros en sistemas de similares características a donde serán manejados. Por lo tanto, con el objetivo de responder a las interrogantes de los sistemas pastoriles de Uruguay se requiere de un abordaje integral y a escala de sistema.

El objetivo del presente estudio fue la evaluación del desempeño productivo de cuatro estrategias de intensificación basadas en el aumento de la utilización de forraje producido en el sistema y la producción de leche por hectárea. Las estrategias de intensificación resultaron de la evaluación de los genotipos Holando de origen norteamericano y neozelandés manejados bajo dos estrategias de alimentación contrastantes con diferente proporción de pastura en la dieta.

3.2. Materiales y métodos

El experimento se realizó la unidad de Lechería de la Estación Experimental La Estanzuela del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Colonia, Uruguay (34°20'S, 57°41'O) durante un período de 2 años (Año 1: junio 2017 - mayo 2018; Año 2: junio 2018 - mayo 2019) en el marco del Proyecto 10-MIL. El manejo de los animales y los protocolos experimentales fueron aprobados por la Comisión Honoraria de Experimentación Animal (CHEA, Facultad de Veterinaria, Montevideo, Uruguay, Protocolo #2017.2). El suelo predominante en el sitio experimental es un Brunosol Eútrico típico (Víctora et al., 1985). Los datos climáticos fueron colectados de la estación meteorológica de INIA La Estanzuela situada a 1 km del sitio experimental.

3.2.1. Tratamientos y diseño experimental

Un grupo de trabajo compuesto por productores, asesores, investigadores, y representantes de la industria se estableció para discutir los tratamientos, el diseño experimental y dar seguimiento a los resultados del experimento. El experimento consistió en un diseño de bloques completos al azar con un arreglo factorial 2 x 2. El diseño experimental resultó de la combinación de dos estrategias de alimentación con distinta proporción de pastura en la dieta (Manda Dieta - MD o Manda Pasto - MP) y dos genotipos animales (HNZ o HNA), con un total de cuatro tratamientos o sistemas productivos. Las estrategias de alimentación evaluadas fueron diseñadas para ser representativas de las estrategias que adoptan los productores lecheros a nivel nacional. Los cuatro tratamientos presentaban la misma carga al inicio del experimento en kg de PV por hectárea de plataforma de ordeño (Cuadro I), definida como el total de área que es potencialmente pastoreable por las vacas en ordeño. A su vez, los cuatro sistemas fueron diseñados para alcanzar los mismos objetivos productivos anuales: producir alrededor de 1.000 kg de sólidos/ha y cosechar 10.000 kg MS/ha por año de forraje producido en el sistema (mediante pastoreo y corte mecánico).

Las estrategias de alimentación tenían el objetivo de alcanzar distinta proporción de cosecha de pastura mediante pastoreo en la dieta, pero con el mismo nivel de concentrado por vaca por año. La estrategia MD tenía una asignación fija del pasto, reservas y concentrado a razón del 33,3% del CMS anual para cada componente. En esta estrategia todos los suplementos se ofrecían en forma de RPM con un mixer en el comedero de hormigón. La estrategia MP tenía una asignación variable del pasto en función de la TC, con el objetivo de maximizar el consumo de pastura en la dieta. En esta estrategia, el concentrado se ofrecía en la sala de ordeño a razón del 33,3% del CMS total y las reservas forrajeras se ofrecían de forma variable en función de la cantidad de pasto disponible.

Los genotipos evaluados presentaban al menos 75% de los ancestros (2 generaciones: padre y abuelo materno) de cada vaca de Estados Unidos o Nueva Zelanda. Las vacas HNA fueron seleccionadas del rodeo de la unidad de lechería de INIA La Estanzuela, el cual es representativo de la genética norteamericana utilizada a nivel nacional. Las vacas HNZ fueron seleccionadas de tres predios comerciales, en base a la disponibilidad de registros en sistema nacional de evaluación genética. Las vacas HNZ y HNA seleccionadas presentaban una progenie de 19 y 17 toros, respectivamente. Los animales de cada genotipo se seleccionaron en base a la diferencia esperada en la progenie (DEP) para grasa y proteína y el índice económico productivo (IEP; Rovere et al., 2010; Rivero et al., 2012) que incluye producción de leche, grasa proteína, salud de la ubre y fertilidad. El mérito genético de las vacas al comienzo del experimento se presenta en el Cuadro I.

Cuadro I. Descripción general de los sistemas, detalle del mérito genético de las vacas al comienzo del experimento y promedio anual de fertilización de pasturas y maíz.

Ítem	Sistema ^{1,2}			
	MD		MP	
	HNZ	HNA	HNZ	HNA
Datos generales				
Carga animal (kg PV/ha)	1.290	1.275	1.251	1.249
Carga animal (vacas/ha)	2,7	2,2	2,7	2,1
Peso vivo (kg/vaca)	486	578	472	587
Animales (no.)	30	30	30	30
Plataforma de ordeño (ha)	11,3	13,8	11,3	14,1
Paridad	2,0	2,3	2,0	2,3
Merito genético				
DEP proteína ³	4,6	2,1	4,3	2,2
DEP grasa	6,4	4,2	6,3	3,4
IEP ⁴	116,9	108,0	118,0	108,7
Fertilización de pastura y maíz				
N (kg/ha)	234	235	248	216
Fósforo (kg/ha)	78	74	69	59
Potasio (kg/ha)	20	18	17	15

¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA= Holando norteamericano. ³DEP: diferencia esperada de la progenie. ⁴IEP: índice económico productivo (Rovere et al., 2010).

Dentro de cada genotipo las vacas fueron asignadas aleatoriamente a cada estrategia de alimentación, previo al parto, asegurando que los grupos estuvieran balanceados en cuanto a la fecha probable de parto, paridad, producción y composición de leche en la lactancia previa (Cuadro I). Cada tratamiento tenía 30 vacas, las cuales se mantuvieron en su respectivo tratamiento durante todo el experimento. Al comienzo del experimento las vacas HNA eran alrededor de 100 kg PV más pesadas que las vacas HNZ. Con el objetivo de que los cuatro sistemas tuvieran la misma carga en términos de PV/ha (promedio 1.262 kg PV/ha) el área difirió entre los tratamientos. El área de plataforma de ordeño se ajustó a 13,9 ha para los sistemas con vacas HNA, y 11,3 ha para los sistemas con vacas HNZ, alcanzando una carga animal de 2,2 y 2,7 vacas/ha, respectivamente (Cuadro I). El área experimental total del experimento estaba compuesta de 10 bloques de 5,04 ha cada uno, los cuales se dividieron en 4 potreros; 2 potreros de 1,13 ha para los sistemas con vacas HNZ y 2 potreros de 1,39 ha para los sistemas con vacas HNA. Los potreros fueron distribuidos equitativamente entre los sistemas de acuerdo con la uniformidad potencial del suelo, estimada mediante un índice de productividad basado en la conductividad eléctrica del suelo y el tipo de suelo (Molin & De Castro, 2008); y a la distancia promedio a la sala de ordeño. Así, cada bloque de 10 potreros fue distribuido aleatoriamente a cada sistema. Cada sistema tenía su propio encierro con una pista de alimentación, con suelo y comederos de hormigón, y zona de descanso con sombra. Las vacas tenían acceso a agua en la parcela y en el encierro.

3.2.2. Manejo experimental

3.2.2.1. Manejo de la rotación forrajera

El área de plataforma de ordeño fue calculada como la suma del área correspondiente a los 10 potreros en cada sistema y se mantuvo fija a lo largo del experimento (Cuadro I). La plataforma de pastoreo (PP), definida como el área efectiva de pastoreo, fue calculada semanalmente como la suma de los potreros donde la pastura estaba efectivamente creciendo, excluyendo aquellos potreros con cultivo o bajo barbecho. La rotación forrajera (Figura 1) difirió entre las dos estrategias de alimentación de acuerdo con los diferentes objetivos de cosecha de pastura en la dieta, variando principalmente en la proporción de área destinada a pastura y cultivo de maíz. En todos los sistemas la rotación estaba compuesta de dos tipos de pasturas perennes: una festuca pura y una pastura mezcla de dactylis y alfalfa; una pastura anual: raigrás para pastoreo; y cultivo de maíz para la confección de ensilaje de planta entera. En MD el área destinada a cultivo de maíz constituyó un 40% de la rotación (4,5 ha MD-HNZ y 5,5 ha MD-HNA), mientras que en la estrategia MP el maíz representó el 20% de la rotación (2,0 ha MP-HNZ y 2,5 ha MP-HNA) (Figura 1). Las pasturas perennes tuvieron una duración total de 3,5 años en la estrategia MD y 4 – 4,5 años en MP. Durante el primer año del experimento, el raigrás de la rotación fue reemplazado por avena forrajera.

Estrategia de alimentación	Año 1				Año 2				Año 3				Año 4				Año 5			
	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V
Manda Dieta	Dactylis glomerata + Medicago sativa												Zea mays	Lolium m.	Zea mays					
	Festuca arundinacea												Zea mays	Lolium m.	Zea mays					
Manda Pasto	Dactylis glomerata + Medicago sativa													Lolium m.	Zea mays					
	Festuca arundinacea														Zea mays					

Figura 1. Rotación forrajera de las estrategias de alimentación Manda Dieta y Manda Pasto con una duración total de 5 años (año 1 – año 5). Alfalfa (*Medicago sativa*), Dactylis (*Dactylis glomerata*), festuca (*Festuca arundinacea*), raigrás (*Lolium multiflorum*), maíz (*Zea mays*). O: otoño, I: invierno, P: primavera, V: verano.

La fertilización total de N, P y potasio (K) durante el período experimental se presenta en el Cuadro I. En todos los potreros se tomaron muestras de suelo cada año en otoño (a una profundidad de 0-7 cm) y se analizó el contenido de N, P y K. La fertilización de macronutrientes fue aplicada acorde a los resultados obtenidos. Las gramíneas (festuca, raigrás y avena) se fertilizaron con N a la siembra usando un fertilizante compuesto y tras cada pastoreo con urea (0,46 N) de acuerdo con los días de rotación (1 kg N/ha por día de rotación aplicado 48 h pre o post pastoreo; Rawnsley et al., 2014). Las pasturas mezcla (*Dactylis* y *alfalfa*) se fertilizaron a partir del tercer año en adelante. El P se aplicó a la siembra con fertilizante compuesto (18-46-0) de acuerdo con los niveles críticos. Las pasturas mezcla se refertilizaron

con 60 kg de P_2O_5 por año. El K se aplicó a la siembra en la forma de cloruro de K (0-0-60) para alcanzar los niveles críticos (Barbazán et al., 2011) de acuerdo con el muestreo de suelo inicial y tipo de suelo. El estiércol colectado de la pista de alimentación en cada sistema se aplicó como fertilizante en los potreros de respectivo tratamiento durante la primavera – barbecho dos veces al año. El cultivo de maíz se fertilizó la siembra en dosis de 46, 120 y 20 kg P/ha y se re-fertilizó con urea en estado vegetativo con 6 hojas a dosis de 115 kg N/ha.

3.2.2.2. Manejo del pastoreo y la alimentación

La pastura se pastoreó de forma rotativa siguiendo las mismas pautas de manejo del pastoreo en los cuatro sistemas (Fariña et al., 2017). Semanalmente se recorría cada sistema atravesando cada potrero de forma diagonal (siguiendo una transecta) y se medía la altura de la pastura (mm) utilizando un pasturómetro C-Dax calibrado (C-Dax Systems Ltd.). El C-Dax mide la altura de la pastura desde el nivel del suelo a través de la emisión de haces de luz infrarrojos. La altura promedio de la pastura en cada potrero se convertía a biomasa (kg MS/ha por encima de 50 mm) de acuerdo con la ecuación de calibración desarrollada para las mismas pasturas del experimento (Waller, 2020). Con los datos de biomasa de pastura obtenidos para cada potrero en rotación, se calculaba el “stock” de pastura (cobertura o biomasa promedio en kg MS/ha) y la TC (kg MS/ha/día) promedio de los últimos 7 días de la rotación. Durante la recorrida también se evaluaba el número de hojas (gramíneas) y nudos (alfalfa) con el objetivo de monitorear si la pastura se encontraba en estado fisiológico para ser pastoreada. La disponibilidad diaria de pastura (kg MS/vaca/día) se calculaba para cada sistema dividiendo la TC por la carga animal en la PP y la misma era asignada de acuerdo con cada estrategia de alimentación. El objetivo era mantener un stock de pastura promedio de 1,200 kg MS/ha (> 50 mm); en caso de que no se alcanzara, la asignación de pastura aumentaba o disminuía en esa semana. En la estrategia MP, el objetivo era hacer coincidir el consumo de pastura con el crecimiento de la misma. Si la TC excedía la capacidad de consumo, un área proporcional a ese exceso se cerraba para producir reservas, mientras que, si el crecimiento de pastura no era suficiente para cubrir los requerimientos de los animales, se ofrecían reservas. En la estrategia MD, la asignación de pastura era 1/3 del CMS total, siguiéndose el mismo criterio que en MP en caso de exceso o falta de pastura.

El pastoreo se realizaba en franjas, las cuales se armaban de forma independiente para las diferentes sesiones de pastoreo (a.m./p.m.). La altura pre y post pastoreo se medía en cada franja 48 h antes o después del pastoreo, respectivamente, utilizando el C-Dax, y luego la altura se convertía a biomasa en kg MS/ha. Los cuatro sistemas tenían el mismo objetivo de remanente post pastoreo: lograr una altura de remanente de 50 mm (desde el nivel del suelo) más un 15 – 20% de matas de rechazo. Por lo tanto, en promedio, se esperaba un remanente post pastoreo de aproximadamente 70 mm (desde el nivel del suelo). Si los remanentes de pastoreo se encontraban por encima o por debajo del objetivo,

se ajustaba la oferta de reservas o el área de la franja según correspondiese. El corte mecánico con rotativa se realizaba de forma excepcional tras el pastoreo para asegurar la calidad de la pastura en caso de que hubiera quedado un remanente muy alto. El acceso de las vacas al pastoreo se restringía en caso de exceso de precipitaciones (i.e., > 50 mm en un día) o en condiciones de estrés térmico (Índice de temperatura y humedad > 72).

El manejo de la alimentación variaba en cada estrategia de alimentación de acuerdo con la disponibilidad de pastura (Figura 2). En la estrategia MD, como el consumo de pastura estaba limitado a 1/3 del CMS total, en general las vacas tenían acceso a una sesión de pastoreo durante el día, quedando en el encierro con acceso a la suplementación (RPM) tras el ordeño de la tarde. En caso de baja disponibilidad de pastura, las vacas quedaban en el encierro todo el día sin acceso al pastoreo. En la estrategia MP, como el objetivo era maximizar la pastura en la dieta, las siguientes situaciones podían ocurrir: 1) 2 sesiones de pastoreo (a.m. y p.m.) sin ensilaje en la dieta ni acceso al comedero; 2) 1,5 sesiones de pastoreo (a.m. y p.m.) con una breve suplementación de reservas en el comedero antes del ordeño p.m.; 3) 1 sesión de pastoreo (a.m.) y encierro tras el ordeño p.m. con suplementación; 4) sin pastoreo. En todos los casos en MP el concentrado se ofrecía en la sala de ordeño.

Estrategia de alimentación	Opción	Hora (h)												
		4:00	6:00	8:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	0:00	2:00	
Ordeño			Ordeño										PASTURA	
Manda Dieta	1		PASTOREO						ENCIERRO					
	2		ENCIERRO						ENCIERRO					
Manda Pasto	1	*	PASTOREO					*	PASTOREO					
	2	*	PASTOREO		ENCIERRO			*	PASTOREO					
	3	*	PASTOREO					*	ENCIERRO					
	4	*	ENCIERRO					*	ENCIERRO					

* Concentrado comercial ofrecido en la sala de ordeño.

Figura 2. Posibles opciones de manejo de la alimentación en las estrategias Manda Dieta y Manda Pasto de acuerdo con la disponibilidad de pastura durante el año. Pastoreo: las vacas tenían acceso al pastoreo; Encierro: las vacas eran suplementadas en el comedero.

3.2.2.3. Suplementación con concentrados

Previo al inicio del experimento, el consumo esperado para cada sistema en cada mes de lactancia se estimó según la ecuación del NRC (2001). Para ello, se simuló la curva de lactancia según Wood (1976), asumiendo valores de 7,500 y 5,500 litros/lactancia para las vacas HNA y HNZ, respectivamente. Las dietas se formulaban semanalmente de acuerdo con el NRC (2001) y en base al consumo predicho para cada mes, considerando la distribución de partos de cada sistema. La cantidad de concentrado ofrecida en cada sistema fue determinada de acuerdo

con el consumo predicho, con el objetivo de constituir 1/3 del CMS total. Sin embargo, a lo largo del año la suplementación con concentrado varió levemente según el momento de lactancia, siendo más alto durante la lactancia temprana y más bajo durante la lactancia tardía. En la estrategia MD el concentrado era ofrecido mezclado con el ensilaje en forma de RPM y estaba compuesto de grano húmedo de maíz (47% en base seca), harina de soja (37%), cascarilla de soja o afrechillo de trigo (16%), urea, bicarbonato de sodio, fosfato bi-calcico, óxido de magnesio, levadura y premezcla de vitaminas y minerales. En la estrategia MP se ofrecía un concentrado comercial en la sala de ordeño.

3.2.2.4. Manejo animal

Los sistemas se manejaban con pariciones estacionales (febrero – agosto), con la mayoría de las vacas pariendo en otoño (abril, mayo, junio). Las vacas de los cuatro sistemas recibieron el mismo manejo reproductivo. Después del parto las vacas tenían un período de espera voluntario de 45 días antes de la inseminación artificial (IA). Tras el período de espera voluntario, las vacas se sincronizaban siguiendo un protocolo Ovsynch+CIDR basado en progesterona y IA a tiempo fijo. A los 28-30 días de la IA, se realizaba el diagnóstico de gestación con ecógrafo. Tras la primera sincronización, a las vacas vacías se les sincronizaba el celo con prostaglandina seguido de la detección de celo e IA.

La tasa de reemplazo fue de 25% en los cuatro sistemas durante los dos años de estudio. Las vacas eran refugadas en caso de fallo reproductivo (fallo para establecer o mantener preñez), mastitis, alto recuento de células somáticas y baja producción de leche, siendo reemplazadas por vacas primíparas. Las vacas que presentaban algún problema claramente no relacionado con los tratamientos impuestos (ej., accidentes) eran reemplazadas con vacas de similares características (días en leche, paridad, producción de leche) seleccionadas de un rodeo que se encontraba bajo el mismo manejo del experimento. Las vacas se secaban 60 días antes de la fecha probable de parto o antes si la producción de leche bajaba los 20 L/ vaca, y se manejaban con una dieta de vacas secas en un área aparte. Tres semanas antes de la fecha probable de parto se apartaban y recibían una dieta preparto.

3.2.3. Mediciones

3.2.3.1. Mediciones animales

Las vacas se ordeñaban dos veces al día (0400 y 1500 h). La producción individual de leche se registraba en cada ordeño de forma automática (#7161-9005-062; Metatron P21, GEA Ltd.) La composición individual de la leche se determinaba quincenalmente y grasa, proteína y lactosa se determinaban mediante espectrometría infrarroja (Combi-Foss FT+, Foss Electric, Hillerød). Las vacas se pesaban quincenalmente tras el ordeño de la mañana utilizando una balanza

electrónica (Farmquip Ltd.) y la CC se medía quincenalmente siempre por el mismo evaluador utilizando la escala de 0-5 (Edmonson et al., 1989).

3.2.3.2. Cosecha de forraje

La pastura cosechada mediante pastoreo o corte mecánico se midió por encima de los 50 mm, y el maíz cosechado para la confección de ensilaje de planta entera por encima de los 100 mm. La pastura cosechada se calculó como la diferencia entre la biomasa pre y post pastoreo, multiplicado por el área de la franja en cada potrero. Las reservas de pastura realizadas en cada potrero y sistema se calcularon contabilizando, pesando y muestreando los silopacks para la determinación del contenido de MS (60°C durante 48 horas). El rendimiento del ensilaje de maíz se estimó por potrero mediante el peso neto de un número representativo de camiones durante la cosecha. El maíz picado se muestreaba previo al ensilaje para la determinación de MS.

3.2.3.3. Consumo de suplementos y valor nutritivo

La cantidad de alimento ofrecido y rechazado en los comederos de hormigón (RPM en MD y ensilaje en MP) se pesaba diariamente en la balanza electrónica del mixer. El concentrado ofrecido y rechazado en la sala de ordeño se pesaba quincenalmente. Todos los alimentos que componían la dieta se muestreaban semanalmente y se realizaba un pool de muestras mensual para el análisis químico. La pastura se muestreaba semanalmente en los potreros a pastorearse esa semana mediante técnica de “hand plucking” (De Vries, 1995). La composición química de los alimentos se determinaba de acuerdo con los procedimientos descritos por la AOAC (2000) para MS (procedimiento 934.01), cenizas (procedimiento 967.05) y proteína cruda (PC; 6,25 x N Kjeldah; procedimiento 954.01). La determinación de fibra detergente neutro (FDN; Van Soest et al., 1991) y detergente ácido (FDA; Roberston y Van Soest, 1981) se realizó de forma no secuencial usando un analizador de fibra (ANKOM Technology Corp., Fairport, NY, USA). Para los análisis de FDN se utilizó una alfa-amilasa termoestable y sulfito de sodio, y todos los resultados de fibra se expresaron excluyendo el contenido de cenizas residuales. La energía metabolizable (EM) se calculó de acuerdo con la ecuación propuesta por Rohweder et al. (1978) para pasturas, y por Goering y Van Soest (1970) para la RPM.

3.2.4. Cálculos

La producción anual de leche por vaca se calculó como la suma de las producciones diarias de aquellas vacas que completaron al menos 250 DEL en cada sistema. La producción de leche y sólidos por hectárea se calculó como la suma de las producciones diarias de todas las vacas ordeñadas en cada sistema dividido por el área de la plataforma de ordeño. Para el cálculo del consumo de alimento por vaca, el consumo grupal diario de MS de cada alimento de la dieta se dividió por el número de vacas en ordeño cada día y el promedio anual fue

calculado. El valor nutritivo de la dieta mensual se calculó a partir de la composición mensual de la dieta. La cosecha total de pastura se calculó como la suma de la pastura cosechada mediante pastoreo y reservas. La cosecha mediante pastoreo y reservas se calculó como la suma total de pastura cosechada en cada potrero dividido el área de la PP o plataforma de ordeño. La pastura producida se calculó en base a la TC promedio mensual de cada sistema. La cosecha total de forraje se calculó como la suma del total de kg de pastura cosechada (pastoreo y reservas) y cultivo de maíz, dividido el área de PO. El balance de reservas forrajeras se contabilizó como la diferencia entre las reservas producidas y consumidas en cada sistema.

3.2.5. Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante un modelo lineal mixto (PROC MIXED) utilizando el SAS (SAS 9.0V, SAS Institute Inc., Cary, NC). Los efectos se declararon estadísticamente significativos cuando $P \leq 0,05$ y como tendencias cuando $0,05 < P \leq 0,10$.

Para las variables animales, el animal se consideró como la unidad experimental y los datos fueron comparados mediante análisis de varianza de acuerdo con el modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + EA_i + G_j + (EA \times G)_{ij} + PER_k + \varepsilon_{ijk}$$

donde Y_{ijk} es la variable dependiente, μ la media global, EA_i el efecto fijo de la estrategia de alimentación ($i = MD, MP$), G_j el efecto fijo del genotipo ($j = HNZ, HNA$), $(EA \times G)_{ij}$ el efecto fijo de la interacción entre estrategia de alimentación x genotipo, PER_k el efecto fijo del período (semana o mes) y ε_{ijk} el error residual. Este modelo incluyó medidas repetidas con la vaca como sujeto. Los datos categóricos se analizaron de acuerdo con el procedimiento GLIMMIX ajustando a una respuesta de distribución binaria para determinar el efecto de la EA y G en el resultado de preñez. La comparación de las proporciones para la tasa de preñez al primer servicio y tasa de preñez total entre tratamientos se llevó a cabo mediante la prueba del chi-cuadrado.

Para las variables relacionadas con la pastura, el potrero fue considerado como la unidad experimental y se incluyó como efecto aleatorio en el modelo. El número de pastoreos y cortes y la altura y biomasa de pre y post pastoreo por portero fueron comparados mediante análisis de varianza de acuerdo con el modelo:

$$Y_{ijkl} = \mu + P_i(T_j) + EA_k + G_l + (EA \times G)_{kl} + \varepsilon_{ijkl}$$

donde Y_{ijkl} es la variable dependiente, μ la media global, P_i ($i = 10$ potreros) el efecto aleatorio del potrero anidado en el tiempo T_j ($j = 2$ años), EA_k el efecto fijo de la estrategia de alimentación ($k = MD, MP$), G_l el efecto fijo del genotipo ($l = HNZ,$

HNA), $(EA \times G)_{kl}$ el efecto fijo de la interacción entre estrategia de alimentación x genotipo y $\mathcal{E}_{ijkl}$ el error residual.

Las variables de utilización de pastura (pastura producida, pastura cosechada mediante pastoreo y reservas, días en pastoreo), stock de pastura y TC, y las variables anuales (producción de leche, cosecha total de forraje, consumo de suplementos, consumo total de alimentos, balance de reservas forrajeras por hectárea por año), consumo de alimento y valor nutritivo de la dieta, se analizaron mediante análisis de varianza de acuerdo con el siguiente modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + EA_j + G_k + (EA \times G)_{jk} + \mathcal{E}_{ijk}$$

donde Y_{ijk} es la variable dependiente, μ la media global, T_i el efecto aleatorio del año ($i = 2$ años), EA_j el efecto fijo de la estrategia de alimentación ($j = MD, MP$), G_k el efecto fijo del genotipo ($k = HNZ, HNA$), $(EA \times G)_{jk}$ el efecto fijo de la interacción de estrategia de alimentación x genotipo, y $\mathcal{E}_{ijk}$ el error residual.

3.3. Resultados

3.3.1. Clima

Los resultados de clima se presentan en la Figura 3. En promedio el total de precipitaciones fue de 1.387 mm y 1.042 mm (año 1 y 2, respectivamente), presentando una alta variabilidad inter e intra-anual, característica de la región climática templada subtropical húmeda. La temperatura media durante el período experimental (17,7 y 16,5 °C, año 1 y 2, respectivamente) fue similar a la del período histórico (media 16.9 °C). Durante los años 1 y 2 del experimento, la temperatura media más alta fue registrada durante los meses de diciembre, enero y febrero (verano; media 22,3 °C), mientras que las temperaturas más bajas se registraron en junio, julio y agosto (invierno; media 11,5 °C), similar a lo registrado en el período histórico comparado. Estos resultados muestran que el clima local se caracteriza por ser un clima templado de veranos calurosos, con estaciones contrastantes.

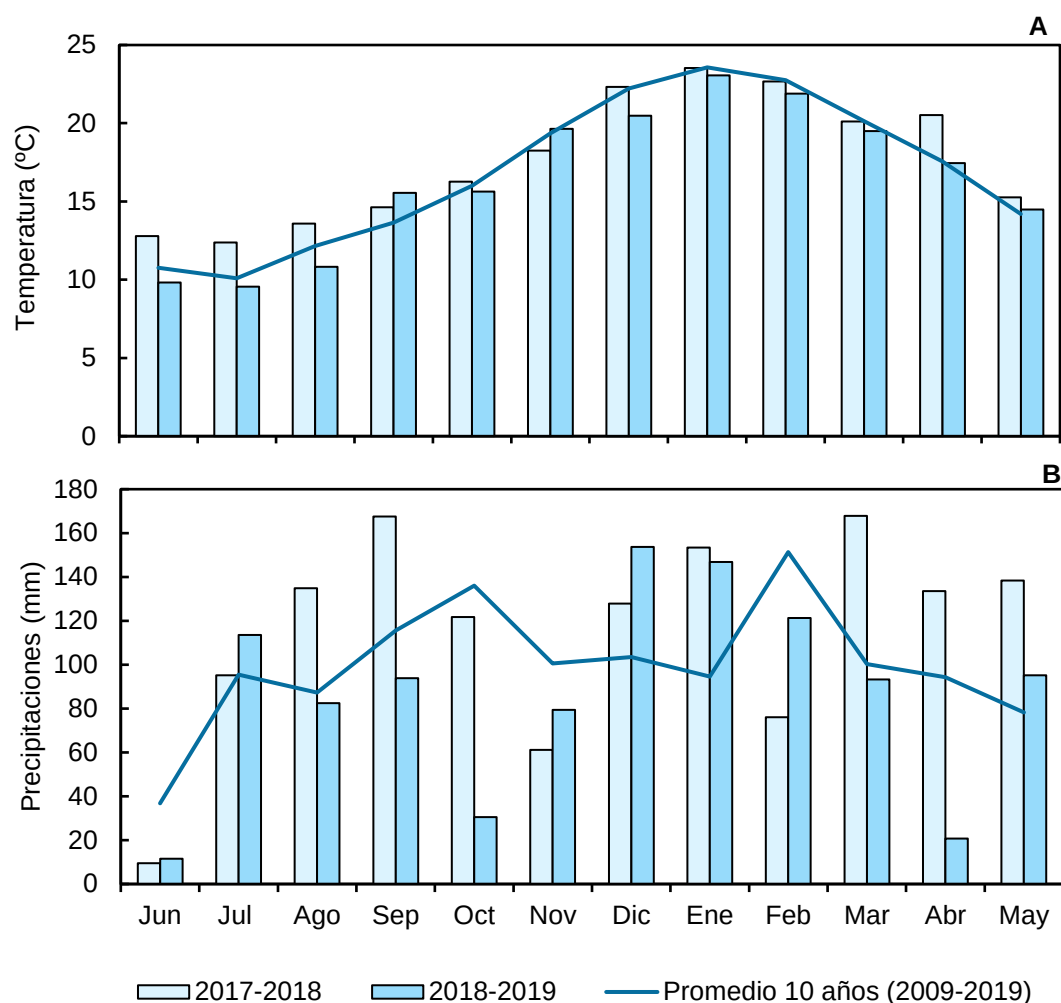


Figura 3. Evolución mensual de la temperatura media (°C) (A) y precipitaciones acumuladas (mm) (B) durante el período experimental: año 1 (junio 2017 - mayo 2018) y año 2 (junio 2018 - mayo 2019) comparado con el histórico de los últimos 10 años (2009-2018).

3.3.2. Desempeño animal

Para las variables de desempeño animal, no se detectaron interacciones entre EA x G, salvo una tendencia en la concentración de grasa de la leche (Cuadro II). Las vacas de genética HNA produjeron mayor cantidad de leche (+1.481 kg/vaca; $P < 0,001$), grasa (+50 kg; $P < 0,001$), proteína (+27 kg; $P < 0,001$), lactosa (+78 kg; $P < 0,002$) y sólidos totales (+77 kg; $P < 0,001$) por vaca que las vacas HNZ. El genotipo HNZ presentó un mayor contenido de proteína que el HNA (3,52 vs. 3,36%, respectivamente; $P < 0,001$). Se observó un efecto significativo del genotipo en el promedio de PV y CC de las vacas a lo largo del experimento. Las vacas HNA fueron consistentemente más pesadas (580 vs. 530 kg PV/vaca, respectivamente; $P < 0,001$) y presentaron una menor CC que las vacas HNZ (2,68 vs. 2,77, respectivamente; $P = 0,001$). En general, no se observó efecto de la EA sobre las variables de desempeño animal. Los genotipos bajo la estrategia MD presentaron

un mayor contenido de lactosa que bajo la estrategia MP (4,82 vs. 4,75%, respectivamente; $P < 0,001$).

En términos de eficiencia reproductiva, se observó una interacción (EA x G) en el intervalo parto-primer servicio y en el número de servicios por concepción, y una tendencia en la tasa de preñez al primer servicio. El sistema MP-HNZ presentó el mayor intervalo parto-primer servicio (76,8 días), MD-HNZ el menor intervalo (68,3 días), y el genotipo HNA un intervalo intermedio (MP-HNA y MD-HNA). Dentro de la estrategia MP, las vacas HNA presentaron un mayor número de servicios por concepción que las HNZ. La tasa de preñez al primer servicio fue mayor en el sistema MP-HNZ (52,6%) comparado con el sistema MD-HNZ (33,7%), pero fue similar para las vacas HNA (36,2% en promedio). No hubo efecto de la EA y del G en el intervalo parto concepción y tasa de preñez global.

Cuadro II. Efecto de la estrategia de alimentación, genotipo y su interacción en la producción anual de leche/vaca, composición de la leche, condición corporal, peso vivo y desempeño reproductivo.

Ítem	Sistema ^{1,2}				EEM	Significancia ³		
	MD		MP			EA	G	EA×G
	HNZ	HNA	HNZ	HNA				
Producción de leche (kg/vaca)								
Días en leche	254	265	263	262	15,4	0,857	0,741	0,690
Leche (L)	6.626	8.143	6.620	8.065	202	0,832	<0,001	0,857
Grasa	279	340	294	333	10,1	0,686	<0,001	0,276
Proteína	242	275	247	269	6,7	0,913	<0,001	0,379
Lactosa	321	397	322	385	9,4	0,564	<0,001	0,473
Sólidos (grasa + proteína)	521	616	543	602	16,3	0,799	<0,001	0,282
Composición (%)								
Grasa	4.58 ^{xy}	4.45 ^{yz}	4.66 ^x	4.36 ^z	0,062	0,958	<0,001	0,067
Proteína	3,68	3,38	3,73	3,34	0,03	0,410	<0,001	0,264
Lactosa	4,83	4,81	4,75	4,75	0,126	<0,001	0,540	0,274
Peso vivo (kg/vaca)	532	582	528	578	10,5	0,578	<0,001	0,983
Condición corporal ⁴	2,78	2,69	2,75	2,67	0,022	0,168	0,001	0,715
Desempeño reproductivo								
Intervalo parto 1 ^{er} servicio (d)	68,3 ^b	74,3 ^{ab}	76,8 ^a	71,8 ^{ab}	2,22	0,175	0,841	0,013
Intervalo parto concepción (d)	106,2	103,1	96,3	108,1	4,94	0,599	0,375	0,111
Servicios por concepción	1,9 ^{ab}	1,9 ^{ab}	1,5 ^b	2,0 ^a	0,13	0,245	0,026	0,029
Preñez al 1 ^{er} servicio (%)	33,7 ^y	36,6 ^{xy}	52,6 ^x	35,9 ^{xy}	0,05	0,071	0,198	0,052
Preñez global (%)	87,3	79,8	81,8	83,3	0,04	0,792	0,468	0,252

^{a-d} En cada fila, medias con diferentes letras difieren entre sí ($P < 0,05$) para la interacción entre estrategia de alimentación y genotipo. ^{x-z} En cada fila, medias con diferentes letras tienden a diferir ($0,05 < P < 0,10$) para la interacción entre estrategia de alimentación y genotipo. ¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ³Nivel de significancia del tratamiento: EA = Estrategia de alimentación; G = Genotipo. ⁴Condición corporal de acuerdo con la escala de Edmonson et al. (1989).

3.3.3. Consumo y valor nutritivo de la dieta

No se detectaron interacciones entre EA x G en el consumo de alimentos por vaca y el valor nutritivo de la dieta (Cuadro III). Las vacas HNA presentaron un mayor consumo total de alimento que las vacas HNZ (20,3 vs. 18,6 kg MS/vaca/día, respectivamente; $P < 0,001$). Las vacas HNA consumieron mayor cantidad de concentrado por vaca que las HNZ (7,1 vs. 6,3 kg MS/vaca/día, respectivamente; $P < 0,001$).

Se observó un efecto de la EA en el consumo por vaca de pastura, ensilaje, y concentrado. En MP, las vacas consumieron mayor cantidad de pastura (7,7 vs. 5,1 kg MS/vaca/día, respectivamente; $P < 0,001$), menos ensilaje (5,1 vs. 7,6 kg MS/vaca/día, respectivamente; $P < 0,001$) y menos concentrado (6,5 vs. 7,0 kg MS/vaca/día, respectivamente; $P < 0,001$) que en MD. La EA presentó un efecto significativo sobre el valor nutritivo de la dieta; MP presentó mayor contenido de EM (10,8 vs. 10,5 MJ/kg MS, respectivamente; $P < 0,001$), mayor PC (189 vs. 166 g/kg MS, respectivamente; $P < 0,001$), y menor contenido de FDA (221 vs. 245 g/kg MS respectivamente; $P < 0,001$) que MD.

Cuadro III. Consumo diario estimado (kg MS/vaca) y valor nutritivo de la dieta.

Ítem	Sistema ^{1,2}				EEM	Significancia ³		
	MD		MP			EA	G	EA×G
	HNZ	HNA	HNZ	HNA				
Consumo de alimento (kg MS/vaca por día)								
Pastura	5,0	5,2	7,7	7,7	0,40	<0,001	0,818	0,794
Ensilaje	7,0	8,1	4,7	5,4	0,49	<0,001	0,085	0,694
Concentrado	6,5	7,4	6,2	6,8	0,22	0,003	<0,001	0,208
Consumo total	18,5	20,7	18,7	20,7	0,37	0,367	<0,001	0,230
Valor nutritivo de la dieta ⁴								
EM (MJ/kg MS)	10,5	10,5	10,8	10,8	0,40	<0,001	0,802	0,954
PC (g/kg MS)	167	165	190	189	0,35	<0,001	0,796	0,890
FDN (g/kg MS)	387	382	391	387	1,52	0,190	0,382	0,870
FDA (g/kg MS)	245	244	221	221	1,01	<0,001	0,803	0,956

¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ³Nivel de significancia del tratamiento: EA = Estrategia de alimentación; G = Genotipo. ⁴EM = Energía metabolizable; PC = proteína cruda; FDN; fibra detergente neutro; FDA; fibra detergente ácido.

3.3.4. Producción de pasturas y utilización

Para las variables de cosecha de pastura, manejo del pastoreo, altura y biomasa pre y post pastoreo y composición de la pastura no se observó interacción (EA x G) (Cuadro IV). No se observó efecto de la EA o G en la pastura producida y cosechada. Respecto a la cosecha mediante pastoreo, la estrategia MP cosecho más pastura que MD (7.502 vs. 5.865 kg MS/ha, respectivamente; $P = 0,013$) pero confeccionó menor cantidad de reservas (1.041 vs. 3.175 kg MS/ha, respectivamente; $P = 0,011$). La cosecha mediante pastoreo fue mayor en los

sistemas con genotipo HNZ que HNA (7.234 vs. 6.134 kg MS/ha, respectivamente; $P = 0,037$). La utilización total de pastura no difirió entre estrategias de alimentación, pero tendió a ser mayor en los sistemas con genotipo HNZ que HNA (0,94 vs. 0,83, respectivamente; $P = 0,053$).

Para el promedio de stock de pastura se observó una interacción entre EA y G ($P = 0,052$), siendo menor para el sistema MP-HNZ (1.213 kg MS/ha) comparado con el resto de los tratamientos, que no difirieron entre ellos. La estrategia MP presentó un mayor número de pastoreos por potrero en comparación con MD (8,3 vs. 6,5, respectivamente; $P < 0,001$) y mayor tiempo en pastoreo (244 vs. 162 días, respectivamente; $P < 0,001$), pero menor número de cortes mecánicos por potrero (0,5 vs. 1,8, respectivamente; $P < 0,001$). También se observaron diferencias entre genotipos, donde los sistemas con vacas HNZ presentaron un mayor número de pastoreos por potrero que las HNA (7,8 vs. 7,0, respectivamente; $P < 0,001$). No se observó efecto de la EA en la altura o biomasa pre y post pastoreo o en la biomasa cosechada. Las vacas HNA presentaron mayor biomasa pre (+109 kg MS/ha; $P = 0,023$) y post pastoreo (+87 kg MS/ha; $P = 0,002$) que las HNZ.

Para la composición química de la pastura y la TC no se observó efecto de EA o G. La TC promedio de la pastura siguió un patrón de evolución mensual similar en los cuatro sistemas (Figura 4), presentando un pico de producción en primavera (septiembre - noviembre), un descenso a principios de verano (diciembre) y recuperación en enero, seguido de la caída en otoño (marzo - mayo) y el nadir en invierno (junio - julio).

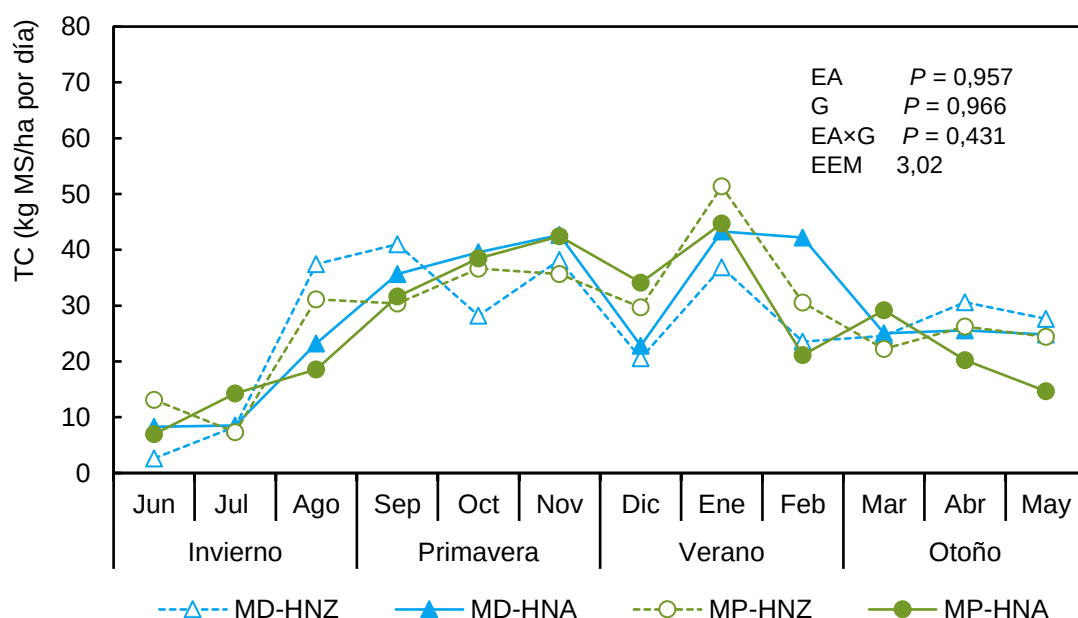


Figura 4. Evolución mensual de la tasa de crecimiento (TC) de pastura (kg MS/ha/día) durante los dos años de estudio. EA, Estrategia de alimentación; G, Genotipo; MD, Manda Dieta; MP, Manda Pasto; HNZ, Holando neozelandés; HNA, Holando norteamericano.

Cuadro IV. Efecto de la estrategia de alimentación, genotipo y su interacción en la utilización de pastura, manejo del pastoreo, biomasa pre y post pastoreo y composición química de la pastura durante el período experimental.

Ítem	Sistema ^{1,2}				EEM	Significancia ³		
	MD		MP			EA	G	EA×G
	HNZ	HNA	HNZ	HNA				
Plataforma de pastoreo (ha)	7,8	9,6	8,8	11,0				
Cosecha de pastura (kg MS/ha PP)								
Pastura producida	9.803	10.680	9.977	9.346	460,1	0,287	0,803	0,192
Cosecha directa pastura	6.231	5.500	8.236	6.768	319,6	0,013	0,037	0,317
Pastura conservada	3.241	3.110	830	1.251	848	0,011	0,728	0,521
Pastura cosechada total	9.472	8.609	9.066	8.019	712,8	0,337	0,117	0,847
Utilización	0,97	0,81	0,91	0,86	0,051	0,907	0,053	0,214
Manejo del pastoreo								
Stock de pastura (kg MS/ha)	1.339 ^x	1.313 ^x	1.213 ^y	1.302 ^x	50,5	0,021	0,278	0,052
Número de pastoreos	6,92	6,09	8,63	7,94	0,419	<0,001	0,031	0,831
Número de cortes mecánicos	1,57	1,98	0,38	0,56	0,224	<0,001	0,132	0,563
Total	8,47	8,05	9,00	8,5	0,46	0,149	0,153	0,895
Días en pastoreo	162	163	244	245	3,8	<0,001	0,797	0,941
Pre pastoreo								
Altura (mm)	137	146	135	144	5,1	0,648	0,017	0,925
Biomasa (kg MS/ha) ⁴	1.655	1.772	1.646	1.747	62,1	0,718	0,023	0,863
Post pastoreo								
Altura (mm)	72	78	72	80	2,5	0,684	0,002	0,633
Biomasa (kg MS/ha) ⁴	862	937	862	961	32,65	0,654	0,002	0,637
Pastura cosechada (kg MS/ha) ⁴	792	835	784	786	51,38	0,472	0,507	0,609
Composición de la pastura (g/kg MS) ⁵								
MS (g MS/kg)	225	226	231	230	0,82	0,300	0,964	0,821
PC	224	223	230	228	0,71	0,392	0,835	0,912
FDN	476	461	475	480	1,98	0,221	0,452	0,148
FDA	285	281	273	281	1,35	0,283	0,710	0,273
EM	10,06	10,11	10,2	10,11	0,157	0,283	0,710	0,273

^{x,z} En cada fila, medias con diferentes letras tienden a diferir ($0,05 < P < 0,10$) para la interacción entre estrategia de alimentación y genotipo. ¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ³Nivel de significancia del tratamiento: EA = Estrategia de alimentación; G = Genotipo. ⁴kg MS/ha por encima de 5 cm. ⁵MS = materia seca; PC = proteína cruda; FDN; fibra detergente neutro; FDA; fibra detergente ácido; EM = Energía metabolizable.

3.3.5. Desempeño por hectárea

Los resultados a escala de sistema completo se presentan en el Cuadro V. La producción anual de leche y de lactosa por hectárea no presentaron efecto de la EA o G. Se observó una interacción entre EA x G en la producción anual de grasa por hectárea ($P = 0,045$), y una tendencia en la producción anual de proteína ($P = 0,082$) y sólidos totales por hectárea ($P = 0,078$). El sistema MP-HNZ alcanzó la mayor producción anual de grasa por hectárea en comparación con el resto de los sistemas y una tendencia a mayor producción de proteína y sólidos totales por hectárea.

Excepto para el consumo total de alimento por hectárea, no se detectaron interacciones (EA x G) en las variables de cosecha de forraje o consumo de alimentos. La cosecha total de forraje producido en el sistema fue superior en MD que MP (11,3 vs. 9,2 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,007$). MP cosechó una mayor cantidad de pastura mediante pastoreo (5,7 vs. 3,9 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,003$), menor cantidad de henolaje (0,8 vs. 2,0 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,021$) y maíz (2,6 vs. 5,4 t MS/ha/año, respectivamente; $P < 0,001$) que la estrategia MD. Se observó efecto del genotipo en la cosecha mediante pastoreo, siendo superior en los sistemas con vacas HNZ que HNA (5,2 vs. 4,5 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,045$). Respecto al consumo de suplementos, todos los sistemas consumieron la misma cantidad de concentrado y henolaje por hectárea. MD consumió más ensilaje de maíz que MP (4,1 vs. 3,0 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,005$) lo que resultó en un mayor consumo total de suplementos (11,4 vs. 9,0 t MS/ha/año, respectivamente; $P = 0,001$). Finalmente, las vacas HNZ en ambas estrategias de alimentación presentaron un mayor consumo total de alimentos por hectárea, seguidas de MD-HNA y MP-HNA. El balance total de reservas forrajeras difirió entre las estrategias de alimentación ($P = 0,024$), siendo positivo en MD (+1,5 t MS/ha) y negativo en MP (- 0,6 t MS/ha).

Cuadro V. Efecto de la estrategia de alimentación, el genotipo y su interacción en la producción total de leche, cosecha total de forraje producido en el sistema, suplementos consumidos, y balance de reservas durante el período experimental.

Ítem	Sistema ^{1,2}				EEM	Significancia ³		
	MD		MP			EA	G	EA×G
	HNZ	HNA	HNZ	HNA				
Carga animal (kg PV/ha)	1.413	1.266	1.402	1.229				
Producción de leche (kg/ha)								
Leche (L)	18.145	18.345	19.007	18.036	572,0	0,415	0,281	0,140
Grasa	786 ^b	773 ^b	862 ^a	771 ^b	13,5	0,050	0,018	0,045
Proteína	674 ^{xy}	623 ^{yz}	705 ^x	608 ^z	13,3	0,423	0,004	0,082
Lactosa	887	895	915	868	27,8	0,971	0,320	0,200
Sólidos totales (grasa + proteína)	1.460 ^{xy}	1.395 ^y	1.568 ^x	1.379 ^y	24,0	0,147	0,013	0,078
Cosecha de forraje (kg MS/ha)								
Pastoreo	4.155	3.723	6.324	5.180	273,8	0,003	0,045	0,264
Reservas	2.068	1.956	680	998	527,5	0,021	0,723	0,475
Ensilaje de maíz	5.408	5.354	2.669	2.506	268,3	<0,001	0,578	0,776
Total	11.631	11.033	9.673	8.683	642,3	0,007	0,095	0,595
Consumo de suplementos (kg MS/ha)								
Concentrado	5.607	5.471	5.266	4.689	272,6	0,108	0,261	0,463
Henolaje de pastura	1.751	1.685	1.009	975	447,5	0,160	0,906	0,970
Ensilaje de maíz	4.201	4.083	3.129	2.966	185,1	0,005	0,408	0,888
Total	11.559	11.239	9.404	8.629	283,1	0,001	0,125	0,467
Consumo total de alimento (kg MS/ha) ⁴	15.714 ^a	14.962 ^b	15.728 ^a	13.809 ^c	152,1	0,020	0,001	0,019
Balance de reservas forrajeras (kg MS/ha) ⁵								
Henolaje de pastura	317	272	-328	23	475,3	0,400	0,764	0,697
Ensilaje de maíz	1.207	1.271	-461	-460	359,2	<0,001	0,599	0,604
Total	1.524	1.542	-789	-437	693,1	0,024	0,738	0,762

^{a-d} En cada fila, medias con diferentes letras difieren entre sí ($P < 0,05$) para la interacción entre estrategia de alimentación y genotipo. ^{x-z} En cada fila, medias con diferentes letras tienden a diferir ($0,05 < P < 0,10$) para la interacción entre estrategia de alimentación y genotipo. ¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto.

²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ³Nivel de significancia del tratamiento: EA = Estrategia de alimentación; G = Genotipo.

⁴Consumo total de alimento (kg MS/ha): Pastoreo + Consumo total de suplementos. ⁵Balance de reservas forrajeras (kg MS/ha): reservas producidas en el predio – reservas consumidas.

3.4. Discusión

El presente estudio es el primer estudio de sistemas en evaluar el desempeño de genotipos Holando manejados bajo diferentes estrategias de alimentación en sistemas pastoriles de la región climática templada subtropical húmeda de Sudamérica. En términos generales, el estudio demuestra que es biológicamente posible aumentar la carga animal y duplicar la cosecha de forraje producido en el sistema y la producción de leche por hectárea respecto al promedio nacional de la lechería uruguaya (Fariña & Chilbroste, 2019), mediante distintas estrategias de intensificación. A nivel de sistema, e independientemente de la estrategia de alimentación, el presente estudio reveló el mayor desempeño por hectárea de los sistemas con vacas de genética HNZ, como resultado de la habilidad de estos animales de incrementar su PV por hectárea. Todavía más, las interacciones observadas entre genotipo y estrategia de alimentación demostraron que la productividad de las vacas HNZ se vio incrementada bajo la estrategia de alimentación más pastoril (MP).

Las diferencias observadas en la carga animal entre sistemas al final del experimento explican en mayor medida las diferencias reportadas en el desempeño por hectárea de los sistemas. Aunque la carga animal fue igual entre tratamientos al inicio del experimento (en kg PV/ha), la misma cambió a lo largo del estudio como consecuencia del desempeño animal. En este sentido, al comparar la carga inicial (Cuadro I) con el promedio de carga durante los 2 años de experimento (Cuadro V), se observa que los sistemas MD-HNZ y MP-HNZ aumentaron 122 kg (+9%) y 149 kg (+12%) de PV por hectárea, respectivamente; mientras que MD-HNA y MP-HNA se mantuvieron prácticamente con la misma carga.

3.4.1. Desempeño animal

Las diferencias observadas en el desempeño animal se explican fundamentalmente por el efecto del genotipo. La menor producción individual de leche y el mayor contenido de sólidos observado en el genotipo HNZ comparado con HNA ha sido reportado previamente en sistemas pastoriles (Horan et al., 2005a; Roche et al., 2006; McCarthy et al., 2007b). La mayor producción individual de leche de las vacas HNA es resultado del intenso trabajo de selección genética que se ha realizado para producción de leche en estos animales (Fulkerson et al., 2001), en comparación con las vacas HNZ, donde la selección se ha direccionado hacia un mayor contenido de sólidos (Harris & Kolver, 2001). El menor PV promedio de las vacas HNZ es consistente con estudios previos (Roche et al., 2006; McCarthy et al., 2007a) y es resultado de la selección genética de vacas más livianas y eficientes llevada a cabo por el programa nacional de mejora genética neozelandés (Berry et al., 2005). Respecto a los cambios de PV, cuando se compara el peso inicial (Cuadro I) con el peso promedio de los 2 años de estudio (Cuadro II), se puede deducir que las vacas HNZ aumentaron de peso en comparación con las HNA. Esto

llevó a que se redujera la diferencia de PV entre genotipos y aumentara los kg de PV por hectárea en el genotipo HNZ. Estas diferencias en producción de leche, reservas corporales y PV entre genotipos Holando han sido reportadas previamente en otros estudios de sistemas (Roche et al., 2006; McCarthy et al., 2007a; MacDonald et al., 2008a). En este sentido, se han reportado diferencias en el proceso de partición de nutrientes durante la lactancia temprana entre genotipos, donde las vacas HNA pierden mayor CC postparto, y presentan un mayor balance energético negativo en comparación con las vacas HNZ (Macdonald et al., 2008a; Patton et al., 2008; Lucy et al., 2009). Todavía más, hay considerable evidencia en la literatura que demuestra que el genotipo afecta la partición de nutrientes a través de diferentes patrones endócrinos como consecuencia de diferencias en la expresión génica y perfiles enzimáticos (Friggens et al., 2013). La menor producción de leche individual, mayor CC y por ende mejor balance energético del genotipo HNZ se ha asociado con un mejor desempeño reproductivo en sistemas pastoriles con partos estacionales que el genotipo HNA (Horan et al., 2004; Roche et al., 2006). El menor número de servicios por concepción y mayor tasa de preñez al primer servicio reportado en el presente estudio para las vacas HNZ bajo la estrategia de alimentación MP, concuerda con los resultados reportados por Horan et al. (2004) y Coleman et al. (2009), y podría atribuirse al mayor nivel de reservas corporales de estas vacas. Estudios previos no han reportado efectos no significativos entre la estrategia de alimentación y el desempeño reproductivo (Kennedy et al., 2003; Horan et al., 2004; Bedere et al., 2017). El bajo desempeño reproductivo de las vacas HNZ bajo la estrategia MD reportado en el presente estudio podría atribuirse a episodios de acidosis ruminal subaguda observados en esta estrategia de alimentación (registros automáticos de actividad de rumia, datos no presentados), ya que la acidosis ruminal puede afectar de forma indirecta la fertilidad (Nocek, 1997). Finalmente, el hecho de que el desempeño animal no se viera afectado por la estrategia de alimentación, a pesar de las diferencias en la proporción de pastura, ensilaje y concentrado consumido y en el valor nutritivo de la dieta entre MD y MP, podría atribuirse al hecho de que las dietas fueron formuladas semanalmente de acuerdo con el CMS predicho.

3.4.2. Producción de pasturas y utilización

El promedio de pastura producida (10 t MS/ha PP) alcanzado en este estudio estuvo dentro del rango de valores reportados a nivel nacional (Conaprole, 2019). Como era de esperar, la proporción de pastura cosechada de distintas formas difirió de acuerdo con cada estrategia de alimentación. La mayor cosecha mediante pastoreo directo en MP (+22%) fue consistente con el mayor número de pastoreos por potrero (+27%) y tiempo de pastoreo (+50%) en comparación con MD. Mas allá de las diferencias observadas en el método de cosecha entre estrategias (pastoreo y reservas), el total de pastura cosechada fue en promedio de 8,8 t MS/ha PP entre sistemas, resultando en altos niveles de utilización de pastura (entre 81 y 97%). Los altos niveles de producción y utilización de pastura alcanzados entre los sistemas,

junto con la ausencia de diferencias en la biomasa pre y post pastoreo y composición de pastura entre estrategias de alimentación, indican que las reglas de manejo del pastoreo se aplicaron de forma efectiva, y que el excedente de pastura fue conservado de forma eficiente. Por otro lado, la evolución mensual de crecimiento de pastura observado durante el período experimental refleja que la producción de pastura siguió el patrón estacional típico de la región, con máximas producciones en primavera - verano, y mínimas o nulas en invierno.

La mayor cosecha por hectárea mediante pastoreo de los sistemas con vacas HNZ (1,1 t MS/ha; +18%) en comparación con las vacas HNA, es resultado de la mayor carga en kg PV/ha de estos sistemas, y posiblemente de la mayor habilidad de las vacas HNZ de consumir más pastura por kg de PV. En este sentido, aunque la pastura consumida por vaca no difirió entre genotipos, puede deducirse de los resultados presentados en los Cuadros II y III, que por unidad de PV las vacas HNZ consumieron 5 y 10% más pastura que las HNA, bajo las estrategias de alimentación MD y MP, respectivamente. Trabajos previos realizados en sistemas pastoriles con bajos niveles de suplementación, han reportado mayor consumo de pastura por kg de PV en genotipos lecheros de menor tamaño (McCarthy et al., 2007b; Prendiville et al., 2010; Coffey et al., 2018). De forma similar, Talmón (2020) evaluando genotipos HNZ y HNA bajo una dieta pastoril sin suplementación, reportaron 11% más consumo de pastura por unidad de PV para las vacas HNZ en comparación con las HNA. El mayor consumo de pastura en relación con su PV de los genotipos lecheros de menor tamaño ha sido atribuido fundamentalmente a diferencias en su comportamiento en pastoreo (McCarthy et al., 2007b; Prendiville et al., 2010; Sheahan et al., 2011) y a una mayor área de bocado en relación con su PV (Gregorini et al., 2013). Adicionalmente, la mayor carga en términos de kg de PV/ha de los sistemas con vacas HNZ (+9 y +12% para MD y MP, respectivamente) contribuyó a la mayor cosecha por hectárea mediante pastoreo. En línea con estos resultados, numerosos estudios han demostrado que el aumento de la carga animal aumenta la cosecha de pastura por hectárea, asociado a una reducción de la disponibilidad diaria de pastura, menores remanentes post pastoreo, aumento de la utilización de pastura y del número de pastoreos por hectárea (Macdonald et al., 2008b; McCarthy et al., 2016; Coffey et al., 2017). En el presente estudio, el mayor consumo de pastura por kg de PV, unido al efecto de mayor carga de las vacas HNZ, resultó en un mayor número de pastoreos por potrero, menor biomasa pre y post pastoreo, y en una tendencia a mayor utilización y menor stock de pastura, el último para el sistema MP-HNZ. En síntesis, el mayor consumo de pastura por kg de PV (en promedio +7%), unido con la mayor carga en kg PV/ha (en promedio +11%) de las vacas HNZ, explican el +18% de incremento en la cosecha mediante pastoreo por hectárea entre genotipos.

3.4.3. Desempeño por hectárea

Considerando que la producción de leche y la cosecha de forraje por hectárea son indicadores claves de la eficiencia de los sistemas pastoriles, es importante

alcanzar un balance entre el desempeño animal y por hectárea (McCarthy et al., 2011; McClearn et al., 2020). En términos de producción de leche a escala de sistema, las interacciones reportadas entre estrategia de alimentación y genotipo para producción de grasa, proteína y sólidos totales deja en evidencia la superior productividad por hectárea de los sistemas con vacas HNZ, particularmente bajo la estrategia de alimentación más pastoril (MP). A pesar de la menor producción individual de las vacas HNZ en comparación con las HNA, la mayor concentración de sólidos contribuyó a explicar, en parte, la mayor producción de sólidos por hectárea de este genotipo. Kolver et al. (2002) y McDonald et al. (2008) comparando el desempeño de genotipos Holando, reportaron mayor eficiencia de producción de leche por kg de peso metabólico para el genotipo HNZ en comparación con el HNA. La eficiencia global de producción de sólidos/kg PV calculada a partir de los resultados de producción individual presentados en el Cuadro II (datos no presentados; 1,1 y 1,0 kg sólidos/kg PV) muestra que no hay diferencias aparentes en la producción de sólidos/kg PV entre genotipos. En este sentido, Talmón et al. (2020) evaluando las vacas del presente estudio durante lactancia media y tardía, reportó que no hubo diferencias en la eficiencia energética entre genotipos. En línea con estos resultados, Pryce et al. (2005) y Patton et al. (2008) reportaron eficiencias energéticas similares (leche producida/kg PV) entre genotipos junto con menores requerimientos energéticos de mantenimiento para las vacas HNZ, en particular bajo altos niveles de oferta alimenticia. En este sentido, ha sido reportado que el requerimiento energético de mantenimiento no es un valor constante y aumenta con el consumo de EM (Dong et al., 2015). De acuerdo con lo reportado por Patton et al. (2008), la menor producción de leche de las vacas HNZ fue compensada por el menor CMS y PV, resultado en eficiencias de producción de leche similares entre genotipos. Previos estudios han reportado que conforme aumenta la carga animal aumenta la producción de leche y sólidos por hectárea, así como el consumo de pastura por hectárea (McDonald et al., 2008; McCarthy et al., 2011; Coffey et al., 2018). McCarthy et al. (2011) reportaron que un incremento de la carga animal de 100 kg de PV/ha resultó en un 2,3% de incremento en la producción de sólidos por hectárea. En el presente estudio, el aumento de la carga de 122 y 146 kg PV/ha en los sistemas MD-HNZ y MP-HNZ, resultó en un 4,6 y 13,7% de incremento en la producción de sólidos por hectárea por año, respectivamente. En línea con los resultados de este estudio, la mayor aptitud del genotipo HNZ a sistemas pastoriles con bajos niveles de suplementación ha sido reportado en varios estudios (McCarthy et al., 2007a; Coleman et al., 2010). En línea con los resultados de este trabajo, ha sido reportado que los genotipos lecheros de menor tamaño son apropiados para sistemas pastoriles con altas carga y menor asignación de alimento, sin detrimento del desempeño animal (McCarthy et al., 2007a; Coffey et al., 2018).

La cosecha total de forraje producido en el sistema y el balance de reservas forrajeras a nivel predial difirió entre estrategias de alimentación. El hecho de que la pastura producida fuera eficientemente cosechada en todos los sistemas permite

atribuir las diferencias observadas en la cosecha total de forraje a la proporción de pastura/cultivo de cada rotación forrajera. Las 2 t MS/ha adicionales (+23%) de forraje cosechado en la estrategia MD, junto con el balance positivo de reservas forrajeras, se asocia a la mayor proporción de cultivo de maíz en la rotación, en comparación con la estrategia de alimentación MP (Figura 1). Evaluaciones previas de diferentes secuencias forrajeras con el objetivo de aumentar la producción de forraje por hectárea en el sistema han reportado que la mayor proporción de cultivos en la rotación aumenta la producción total de forraje en el sistema, debido al mayor rendimiento potencial y menor variabilidad interanual de los cultivos en comparación con las pasturas (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2013). Así, la menor cosecha total de forraje y el balance negativo de reservas forrajeras reportado en MP podría atribuirse a la mayor dependencia de esta estrategia de alimentación en la producción de pastura. En este sentido, en la estrategia MP, el balance negativo de reservas forrajeras podría compensarse aumentando la cosecha total de forraje por encima de umbral alcanzado mediante el aumento en la productividad de pastura. En síntesis, la mayor proporción de cultivo (i.e., maíz) en la rotación forrajera resultó en un suministro de forraje mayor y más estable en la estrategia MD. Sin embargo, considerando que la cosecha de pastura es un indicador clave de la eficiencia del sistema y está altamente asociada con la rentabilidad del sistema lechero (Hanrahan et al., 2018), la estrategia MP estaría en ventaja respecto a MD en cuanto al resultado económico. En este sentido, en la estrategia MP, el 73% de forraje total cosechado estuvo constituido por pastura la cual fue cosechada mayormente mediante pastoreo directo (86%), y además se consumieron 2 t MS/ha menos de suplementos (-21%) que en la estrategia MD. Todavía más, varios trabajos han reportado que la rentabilidad del sistema está asociada a otros factores como la carga animal y la producción de sólidos por hectárea (Ramsbottom et al., 2015; Hanrahan et al., 2018). En este sentido, dentro de la estrategia de alimentación MP, el genotipo HNZ alcanzó mayor carga (kg PV/ha), mayor producción de sólidos y cosecha de pastura por hectárea, lo que sugiere una mayor rentabilidad del sistema MP-HNZ respecto al sistema MP-HNA.

3.5. Conclusiones

El presente estudio demuestra la viabilidad de aumentar la carga animal y producción de leche por hectárea a partir de la cosecha de forraje producido en el sistema, con diferentes estrategias de alimentación y genotipos Holando en Uruguay. Con el objetivo de identificar un sistema que maximice la producción por hectárea a partir de forraje cosechado en el predio y un genotipo lechero que sea capaz de aumentar la producción en dicho sistema, los resultados del presente estudio resaltan la superioridad del genotipo HNZ bajo una alimentación basada en maximizar el pastoreo (MP-HNZ). Esta combinación resultó en mayor carga animal, producción de leche por hectárea y cosecha de pastura, sin afectar el desempeño individual.

3.6. Referencias bibliográficas

- AOAC, 2000. Official Methods of Analysis of AOAC International, 17th ed. Association of Official Analytical Chemists, Gaithersburg, MD, USA.
- Barbazán, M., Bautes, C., Beux, L., Bordoli, M., Cano, J.D., Ernst, O., García, A., García, F., Quincke, A., 2011. Fertilización potásica en cultivos de secano sin laboreo en Uruguay: rendimiento según análisis de suelos. *Agrociencia* 15, 93–99.
- Baudracco, J., López-Villalobos, N., Romero, L.A., Scandolo, D., Maciel, M., Comeron, E.A., Holmes, C.W., Barry, T.N., 2011. Effects of stocking rate on pasture production, milk production and reproduction of supplemented crossbred Holstein-Jersey dairy cows grazing lucerne pasture. *Anim. Feed Sci. Technol.* 168, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.03.017>
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* 5, 1–12. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Bedere, N., Disenhaus, C., Ducrocq, V., Leurent-Colette, S., Delaby, L., 2017. Ability of dairy cows to ensure pregnancy according to breed and genetic merit for production traits under contrasted pasture-based systems. *J. Dairy Sci.* 100, 2812–2827. <https://doi.org/10.3168/jds.2016-11588>
- Berry, D.P., Horan, B., Dillon, P., 2005. Comparison of growth curves of three strains of female dairy cattle. *Anim. Sci.* 80, 151–160. <https://doi.org/10.1079/ASC41790151>
- Britt, J.H., Cushman, R.A., Dechow, C.D., Dobson, H., Humblot, P., Hutjens, M.F., Jones, G.A., Ruegg, P.S., Sheldon, I.M., Stevenson, J.S., 2018. Invited review: Learning from the future—A vision for dairy farms and cows in 2067. *J. Dairy Sci.* 101, 3722–3741. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14025>
- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D., Johnson, I.R., 2008. Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 1. Physical production and economic performance. *Agric. Syst.* 97, 108–125. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2008.02.001>
- Chilibroste, P., Mattiauda, D.A., Bentancur, O., Soca, P., Meikle, A., 2012. Effect of herbage allowance on grazing behavior and productive performance of early lactation primiparous Holstein cows. *Anim. Feed Sci. Technol.* 173, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2012.02.001>
- Coffey, E.L., Delaby, L., Fitzgerald, S., Galvin, N., Pierce, K.M., Horan, B., 2017. Effect of stocking rate and animal genotype on dry matter intake, milk production, body weight, and body condition score in spring-calving, grass-fed

- dairy cows. *J. Dairy Sci.* 100, 7556–7568. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-12672>
- Coffey, E.L., Delaby, L., Fleming, C., Pierce, K.M., Horan, B., 2018. Multi-year evaluation of stocking rate and animal genotype on milk production per hectare within intensive pasture-based production systems. *J. Dairy Sci.* 101, 2448–2462. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13632>
- Coleman, J., Pierce, K.M., Berry, D.P., Brennan, A., Horan, B., 2009. The influence of genetic selection and feed system on the reproductive performance of spring-calving dairy cows within future pasture-based production systems. *J. Dairy Sci.* 92, 5258–5269. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2108>
- Coleman, J., Berry, D.P., Pierce, K.M., Brennan, A., Horan, B., 2010. Dry matter intake and feed efficiency profiles of 3 genotypes of Holstein-Friesian within pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 93, 4318–4331. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2686>
- Conaprole, 2019. Seguimiento Forrajero Satelital, Portal Prod. Leche. Disponible en: <http://www.eleche.com.uy/principal/proyectos-seguimiento-forrajero?es>.
- De Vries, M., 1995. Estimating forage intake and quality in grazing cattle: A reconsideration of the hand-plucking method. *J. Range Manag.* 48, 370–375.
- Delaby, L., Buckley, F., Mchugh, N., Blanc, F., 2018. Robust animals for grass based production systems. En: General Meeting of the European Grassland Federation (EGF). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01906540>
- Dong, L.F., Yan, T., Ferris, C.P., McDowell, D.A., 2015. Comparison of maintenance energy requirement and energetic efficiency between lactating Holstein-Friesian and other groups of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 98, 1136–1144. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8629>
- Edmonson, A.J., Lean, I.J., Weaver, L.D., Farver, T., Webster, G., 1989. A Body Condition Scoring Chart for Holstein Dairy Cows. *J. Dairy Sci.* 72, 68–78. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(89\)79081-0](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(89)79081-0)
- Fariña, S.R., García, S.C., Fulkerson, W.J., Barchia, I.M., 2011. Pasture-based dairy farm systems increasing milk production through stocking rate or milk yield per cow: Pasture and animal responses. *Grass Forage Sci.* 66, 316–332. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00795.x>
- Fariña, S., Alford, A., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2013. An integrated assessment of business risk for pasture-based dairy farm systems intensification. *Agric. Syst.* 115, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.10.003>

- Fariña, S., Tuñón, G., Pla, M., Martínez, R., 2017. Sistema de pastoreo La Estanzuela: guía práctica para la implementación de un sistema de pastoreo. INIA Boletín de Divulgación No 115, Uruguay.
- Fariña, S., Chilbroste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agric. Syst.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.05.001>
- Friggens, N.C., Brun-Lafleur, L., Faverdin, P., Martin, O., 2013. Advances in predicting nutrient partitioning in the dairy cow: recognizing the central role of genotype and its expression through time. *Animal* 7, 89–101. <https://doi.org/10.1017/S1751731111001820>
- Fulkerson, W.J., Wilkins, J., Dobos, R.C., Hough, G.M., Goddard, M.E., Davison, T., 2001. Reproductive performance in Holstein-Friesian cows in relation to genetic merit and level of feeding when grazing pasture. *Anim. Sci.* 73, 397–406. <https://doi.org/10.1017/S1357729800058367>
- Fulkerson, W.J., Davison, T.M., García, S.C., Hough, G., Goddard, M.E., Dobos, R., Blockey, M., 2008. Holstein-Friesian dairy cows under a predominantly grazing system: interaction between genotype and environment. *J. Dairy Sci.* 91, 826–839. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0147>
- García, S.C., Fulkerson, W.J., 2005. Opportunities for future Australian dairy systems: A review. *Austr. J. Exp. Agr.* 45, 1041–1055. <https://doi.org/10.1071/EA04143>
- Goering, H.K., Van Soest, P.J., 1970. Forage Fiber Analyses. (Apparatus, Reagents, Procedures and Some Applications). *Agric. Handbook*. No 379. United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service (USDA-ARS), Washington, DC.
- Gregorini, P., Beukes, P.C., Romera, A.J., Levy, G., Hanigan, M.D., 2013. A model of diurnal grazing patterns and herbage intake of a dairy cow, MINDY: model description. *Ecological Modelling*, 270, 11-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.001>
- Hanrahan, L., McHugh, N., Hennessy, T., Moran, B., Kearney, R., Wallace, M., Shalloo, L., 2018. Factors associated with profitability in pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 101, 5474–5485. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13223>
- Harris, B.L., Kolver, E.S., 2001. Review of Holsteinization on intensive pastoral dairy farming in New Zealand. *J. Dairy Sci.* 84(E Suppl.):E56–E61. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(01\)70197-X](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(01)70197-X)

- Horan, B., Mee, J.F., Rath, M., O'Connor, P., Dillon, P., 2004. The effect of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on reproductive performance in seasonal-calving milk production systems. *Anim. Sci.* 182, 454–467. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-554-3>
- Horan, B., Dillon, P., Faverdin, P., Delaby, L., Buckley, F., Rath, M., 2005a. The interaction of strain of Holstein-Friesian cows and pasture-based feed systems on milk yield, body weight and body condition score. *J. Dairy Sci.* 88, 1231–1243. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72790-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72790-9)
- Horan, B., Dillon, P., Berry, D.P., O'Connor, P., Rath, M., 2005b. The effect of strain of Holstein-Friesian, feeding system and parity on lactation curves characteristics of spring-calving dairy cows. *Livest. Prod. Sci.* 95, 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.12.021>
- INALE, 2019. Encuesta Lechera 2019: Resultados definitivos. Instituto Nacional de la Leche y la Oficina de Políticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-lechera-2019-resultados-definitivos/>
- INIA, 2019. Selección Genética de Holando. Disponible en: <https://www.geneticalechera.com.uy/>.
- Kennedy, J., Dillon, P., Faverdin, P., Delaby, L., Buckley, F., Rath, M., 2003. The influence of cow genetic merit for milk production on response to level of concentrate supplementation in a grass-based system. *Anim. Sci.* 75, 433–445. <https://doi.org/10.1017/s1357729800053200>
- Kolver, E.S., Roche, J.R., Veth, M.J. DE, Thorne, P.L., Napper, A.R., 2002. Total mixed rations versus pasture diets: Evidence for a genotype x diet interaction in dairy cow performance. *Proc. New Zeal. Soc. Anim. Prod.* 62, 246–251.
- Lucy, M.C., Verkerk, G.A., Whyte, B.E., Macdonald, K.A., Burton, L., Cursons, R.T., Roche, J.R., Holmes, C.W., 2009. Somatotropic axis components and nutrient partitioning in genetically diverse dairy cows managed under different feed allowances in a pasture system. *J. Dairy Sci.* 92, 526–539. <https://doi.org/10.3168/jds.2008-1421>
- Macdonald, K.A., Verkerk, G.A., Thorrold, B.S., Pryce, J.E., Penno, J.W., McNaughton, L.R., Burton, L.J., Lancaster, J.A.S., Williamson, J.H., Holmes, C.W., 2008a. A comparison of three strains of Holstein-Friesian grazed on pasture and managed under different feed allowances. *J. Dairy Sci.* 91, 1693–1707. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0441>
- Macdonald, K.A., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R., 2008b. Effect of stocking rate on pasture production, milk production, and reproduction of dairy

- cows in pasture-based systems. *J. Dairy Sci.* 91, 2151–2163. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0630>
- McCarthy, S., Berry, D.P., Dillon, P., Rath, M., Horan, B., 2007a. Influence of Holstein-Friesian strain and feed system on bodyweight and body condition score lactation profiles. *J. Dairy Sci.* 90, 1859–1869. <https://doi.org/10.3168/jds.2006-501>
- McCarthy, S., Horan, B., Rath, M., Linnane, M., O'Connor, P., Dillon, P., 2007b. The influence of strain of Holstein-Friesian dairy cow and pasture-based feeding system on grazing behaviour, intake and milk production. *Grass For. Sci.* 62, 13–26. <https://doi.org/10.1079/ASC200661>
- McCarthy, B., Delaby, L., Pierce, K.M., Journot, F., Horan, B., 2011. Meta-analysis of the impact of stocking rate on the productivity of pasture-based milk production systems. *Animal* 5, 784–794. <https://doi.org/10.1017/S1751731110002314>
- McCarthy, B., Delaby, L., Pierce, K.M., McCarthy, J., Fleming, C., Brennan, A., Horan, B., 2016. The multi-year cumulative effects of alternative stocking rate and grazing management practices on pasture productivity and utilization efficiency. *J. Dairy Sci.* 99, 3784–3797. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-9763>
- McClearn, B., Delaby, L., Gilliland, T.J., Guy, C., Dineen, M., Coughlan, F., Buckley, F., McCarthy, B., 2020. An assessment of the production, reproduction, and functional traits of Holstein-Friesian, Jersey × Holstein-Friesian, and Norwegian Red × (Jersey × Holstein-Friesian) cows in pasture-based systems. *J. Dairy Sci.* 103, 5200–5214. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17476>
- Méndez, M.N., Chilbroste, P., Aguerre, M., 2020. Pasture dry matter intake per cow in intensive dairy production systems: Effects of grazing and feeding management. *Animal* 1–8. <https://doi.org/10.1017/S1751731119002349>
- Molin, J.P., De Castro, C.N., 2008. Establishing management zones using soil electrical conductivity and other soil properties by the fuzzy clustering technique. *Sci. Agric.* 65, 567–573. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162008000600001>
- Nocek, J.E., 1997. Bovine acidosis: implications on laminitis. *J. Dairy Sci.* 80, 1005–1028. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(97\)76026-0](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(97)76026-0)
- OECD & FAO, 2021. OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030, OECD Publishing, Paris, Disponible en: <https://doi.org/10.1787/19428846-en>
- Patton, J., Murphy, J.J., O'Mara, F.P., Butler, S.T., 2008. A comparison of energy balance and metabolic profiles of the New Zealand and North American strains

- of Holstein Friesian dairy cow. *Animal* 2, 969–978. <https://doi.org/10.1017/S1751731108001973>
- Prendiville, R., Lewis, E., Pierce, K.M., Buckley, F., 2010. Comparative grazing behavior of lactating Holstein-Friesian, Jersey, and Jersey × Holstein-Friesian dairy cows and its association with intake capacity and production efficiency. *J. Dairy Sci.* 93, 764–774. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2659>
- Pryce J.E., Harris, B.L., Montgomerie, W.A., Jackson, R., MacDonald, K.A., Glassey, C.B., Thorrold, B.S., Holmes, C.W., 2005. Comparing feed allowances to inferred energy intake using data from a dairy grazing farm trial. *Proc. N. Z. Soc. Anim. Prod.* 65, 225-230.
- Ramsbottom, G., Horan, B., Berry, D.P., Roche, J.R., 2015. Factors associated with the financial performance of spring-calving, pasture-based dairy farms. *J. Dairy Sci.* 98, 3526–3540. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8516>
- Rawnsley, R.P., Langworthy, A.D., Pembleton, K.G., Turner, L.R., Corkrey, R., Donaghy, D.J., 2014. Quantifying the interactions between grazing interval, grazing intensity, and nitrogen on the yield and growth rate of dryland and irrigated perennial ryegrass. *Crop Pasture Sci.* 65, 735–746. <https://doi.org/10.1071/CP13453>
- Rivero, M.J., Urioste, J.I., Astigarraga, L., Rovere, G., 2012. Objetivos de selección para un sistema productivo lechero basado en pasturas, utilizando un modelo de simulación bioeconómico. *Arch. Lat. Prod. Anim.* 20, 37–46.
- Roche, J.R., Berry, D.P., Bryant, A.M., Burke, C.R., Butler, S.T., Dillon, P.G., Donaghy, D.J., Horan, B., Macdonald, K.A., Macmillan, K.L., 2017. A 100-Year Review: A century of change in temperate grazing dairy systems. *J. Dairy Sci.* 100, 10189–10233. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13182>
- Roche, J.R., Berry, D.P., Kolver, E.S., 2006. Holstein-Friesian strain and feed effects on milk production, body weight, and body condition score profiles in grazing dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89, 3532–3543. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72393-1](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72393-1)
- Rohweder, D.A., Barnes, R.F., Jorgensen, N., 1978. Proposed hay grading standards based on laboratory analyses for evaluating quality. *J. Anim. Sci.* 47, 747-759.
- Rovere, G., Astigarraga, L., Urioste, J.I., 2010. Economic values for production and reproduction traits in Uruguayan pasture based dairy systems. Pag. 1-6 in *Proceedings of 9th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*. Leipzig, Germany.

- Sheahan, A. J., E. S. Kolver, and J. R. Roche. 2011. Genetic strain and diet effects on grazing behavior, pasture intake, and milk production. *J. Dairy Sci.* 94:3583–3591. <https://doi.org/10.3168/jds.2010-4089>
- Spaans, O.K., Macdonald, K.A., Lancaster, J.A.S., Bryant, A.M., Roche, J.R., 2018. Dairy cow breed interacts with stocking rate in temperate pasture-based dairy production systems. *J. Dairy Sci.* 101, 4690–4702. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14032>
- Talmón, D., García-Roche, M., Mendoza, A., Mattiauda, D.A., Carriquiry, M., 2020. Energy partitioning and energy efficiency of two Holstein genotypes under a mixed pasture-based system during mid and late lactation. *Livest. Sci.* 239, 104166. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2020.104166>
- Talmón, D., 2020. Eficiencia y partición energética de dos líneas genéticas Holando bajo pastoreo. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía. Universidad de la República, Uruguay.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B., Lewis, B.A., 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J. Dairy Sci.* 74, 3583–3597. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)
- Víctora, C.D., Piñeyrúa, J., Puentes, R., 1985. Relevamiento semidetallado de suelos de la Estación Experimental "La Estanzuela", Departamento de Colonia. Montevideo: MAP. Dirección de Suelos. Disponible en: <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/13020/1/UY.CIAAB.1985.RELEVAMIENTO-SEMIDETALLADOS-DE-SUELOS-DE-LE.pdf>
- Waller, A., 2020. Análisis de metodología para el monitoreo de pasturas en predios comerciales. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía. Universidad de la República, Uruguay.
- Wood, P.D.P., 1967. Algebraic model of the lactation curve in cattle. *Nature* 216:164–165.

CAPÍTULO 4. ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN ALTERNATIVAS: EVALUACIÓN DE UN MODELO DE SIMULACIÓN DE SISTEMAS LECHEROS Y SIMULACIÓN DE ESCENARIOS (ESTUDIO 2).

En el capítulo anterior se presentó la evaluación experimental de estrategias de intensificación basadas en el incremento de la productividad de sólidos y cosecha de forraje por hectárea (Estudio 1). Este estudio mostró que fue posible dar un salto productivo respecto al promedio nacional en términos de producción de sólidos (~1,450 kg de sólidos/ha) y consumo de forraje (~10 t MS/ha) por hectárea, con estrategias de alimentación y genotipos animales contrastantes. Mediante la combinación de una estrategia de alimentación basada en maximizar el consumo de pastura y un genotipo animal adaptado a este tipo de sistemas de producción (MP-HNZ) se logró maximizar la productividad de sólidos y el consumo de pastura por hectárea sin detrimento del desempeño individual de los animales. Sin embargo, en este sistema, el consumo de pastura no superó el 40% del consumo total de alimento por hectárea, surgiendo la interrogante de si es posible, mediante ajustes en el sistema, incrementar la pastura en la dieta más allá del límite alcanzado experimentalmente. Tal y cómo se expuso en el Capítulo 2 (Antecedentes específicos), la modelación permite evaluar múltiples escenarios contemplando las interacciones entre los distintos componentes del sistema y realizando predicciones cuantitativas respecto al desempeño del mismo, siempre y cuando se cuente con un modelo de simulación que haya sido evaluado previamente para dichas condiciones de producción. Por tanto, en el Estudio 2 que se presenta a continuación, se llevó a cabo la evaluación de la capacidad predictiva de un modelo de simulación neozelandés para los sistemas lecheros de Uruguay y la consiguiente modelación de estrategias de intensificación alternativas al sistema MP-HNZ.

4.1. Introducción

Los sistemas lecheros son complejos, existiendo muchas interacciones entre los diferentes componentes biofísicos, climáticos, edáficos, de manejo y sociales que los componen. En este contexto, los estudios experimentales de sistemas han sido el abordaje común para la evaluación de sistemas lecheros como forma de responder a los diferentes desafíos asociados con el aumento de la productividad y rentabilidad (Raedts et al., 2017). Sin embargo, el uso de experimentos de campo para explorar todas las posibles opciones de sistemas es impráctico y caro debido al elevado número de variables que afectan la producción (Roche et al., 2017). En los últimos años, la investigación de sistemas se ha basado de forma creciente en modelos matemáticos con el fin de simular las complejas interacciones entre los distintos componentes del sistema y realizar predicciones cuantitativas respecto al desempeño del mismo (Woodward et al., 2008). En este sentido, los modelos de simulación de sistemas de producción lechera constituyen herramientas valiosas para representar situaciones reales, generar hipótesis alternativas y evaluar diferentes opciones cuando los recursos son limitados (Bryant et al., 2008).

Numerosos modelos han sido desarrollados para la evaluación de sistemas pastoriles de zonas templada oceánica. La evaluación de la capacidad predictiva de estos modelos mediante el uso de datos provenientes de estudios de sistemas o predios comerciales ha sido un paso esencial en el desarrollo de los mismos (Raedts et al., 2017; Roche et al., 2017). Por ejemplo en Nueva Zelanda, los modelos de simulación “*Whole-Farm Model*” (Beukes et al., 2008), “*E-Dairy*” (Baudracco et al., 2013), o “*Farmax Dairy Pro*” (Bryant et al., 2010) fueron desarrollados y evaluados usando datos de experimentos de sistemas de producción locales. De forma similar, en el norte de Europa se desarrollaron y evaluaron modelos de simulación como el “*Dairy_sim*” (Fitzgerald et al., 2005), “*Grazeln model*” (Delagarde et al., 2011a, 2011b; Faverdin et al., 2011), “*Moorepark Dairy System Model*” (Shalloo et al., 2004) o “*DairyWise*” (Schils et al., 2007), entre otros, a partir de datos experimentales o de predios comerciales de sistemas pastoriles de la región. En general, los modelos de simulación de sistemas lecheros son diseñados para ser usados en el país en el cual se desarrollaron, considerando los principales factores de variación en los sistemas de ese país (Ruelle et al., 2015). Sin embargo, la necesidad de modelos que puedan predecir escenarios bajo distintos sistemas de producción es creciente, especialmente teniendo en cuenta la necesidad de los sistemas de producción de operar bajo distintas barreras ecológicas y adaptarse a los desafíos del cambio climático (Kalaugher et al., 2017).

Uruguay está situado en la zona climática templada subtropical húmeda presentando veranos calurosos y húmedos e inviernos fríos (Beck et al., 2018). Este clima define características comunes de los sistemas pastoriles uruguayos los cuales han sido definidos como predominantemente “pastoriles con suplementación”. El uso de una rotación forrajera con presencia de pasturas perennes y cultivos, junto con la marcada estacionalidad en la producción de

pasturas, los altos niveles de suplementación y el uso de genética animal norteamericana, son algunas de las características principales que diferencian a los sistemas uruguayos. En contraste, los sistemas pastoriles de Nueva Zelanda, el sur de Australia o el norte de Europa, están situados en la región climática templada oceánica (Beck et al., 2018), caracterizada por presentar veranos templados y relativamente húmedos y una precipitación distribuida más uniformemente a lo largo del año. Este clima ha permitido el desarrollo de sistemas pastoriles casi exclusivamente basados en el pastoreo de pasturas perennes, particularmente del raigrás, con bajos niveles de suplementación (Wales & Colver, 2017; O'Brien et al., 2018).

En Uruguay se han identificado oportunidades para aumentar la producción de leche a través del uso del forraje producido en el sistema mediante el incremento de la carga animal (Fariña & Chilbroste, 2019). Si bien algunas estrategias de intensificación están siendo evaluadas mediante estudios experimentales (Custodio et al., 2018; Ortega et al., 2018), la modelación de los sistemas permite explorar un mayor rango de escenarios siempre y cuando la capacidad predictiva de los modelos de simulación sea la adecuada. En este sentido algunos trabajos se han realizado en la región para adaptar o desarrollar herramientas de modelación para la evaluación de sistemas lecheros. Baudracco et al. (2013) evaluaron el modelo “*E-Dairy*” desarrollado en Nueva Zelanda con los resultados anuales de un estudio de sistemas realizado en Argentina; sin embargo, la capacidad predictiva del modelo para predicciones de corto plazo (semanales o mensuales) todavía no ha sido evaluada. En Uruguay, Notte et al. (2020) desarrollaron un modelo de optimización multiobjetivo para el manejo de la alimentación del ganado lechero enfocado en la asignación de los recursos alimenticios disponibles para el rodeo. Según lo expuesto anteriormente, no se cuentan con modelos de simulación de sistemas (para investigación o comercial) aptos para la simulación de sistemas lecheros pastoriles en Uruguay. De acuerdo con Jones et al. (2016), la adaptación a través de regiones de las herramientas de modelación disponibles, parece ser el abordaje adecuado para el desarrollo de una nueva generación de modelos de simulación. Así, el uso de modelos de simulación de sistemas entre regiones representa una oportunidad, pero para ello es necesario evaluar la exactitud y precisión de las predicciones.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la capacidad predictiva de Farmax Dairy Pro, un modelo de simulación desarrollado en Nueva Zelanda, para modelar sistemas lecheros pastoriles de Uruguay y simular escenarios productivos.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Evaluación del modelo de simulación

La evaluación del modelo de simulación se llevó a cabo utilizando los datos del estudio experimental de sistemas, presentados en el Capítulo 3. A continuación se

describe el modelo de simulación utilizado en el presente estudio, la metodología de modelación y la evaluación estadística del modelo.

4.2.1.1. Descripción del modelo de simulación: Farmax Dairy Pro

Farmax Dairy Pro (versión 8.0.1.18, www.farmax.co.nz) es un modelo de simulación desarrollado en Nueva Zelanda a partir del modelo Stockpol (Marshall et al., 1991). El modelo predice el desempeño biofísico y económico del sistema de producción a partir de datos mensuales (entradas) de producción de pastura, rendimiento de cultivos, consumo de suplementos, distribución de las pariciones y mérito genético de los animales (Bryant et al., 2010). Farmax integra dos módulos: el módulo animal (Bryant et al., 2008) y el módulo de pastura (Marshall et al., 1991).

Respecto al suministro de pastura, el modelo considera el sistema a escala de potrero. Por el lado de la demanda de alimento, es un modelo basado en los requerimientos de EM (Parks, 1982) los cuales son calculados a escala de sistema completo en base al número de animales, PV, ganancia de PV, sexo y estado fisiológico de los animales. Permite visualizar la disponibilidad y uso de la pastura, forraje y los suplementos en el tiempo (cada 10 días o mensual) y espacio (a escala de potrero). El modelo permite observar como el cambio en cualquiera de estas variables afecta la producción de leche, la CC y el PV del rodeo. Farmax determina si la carga animal y las reglas de manejo establecidas son biológicamente “viables” calculando: 1) el stock de pastura mínimo requerido para cubrir la demanda animal y 2) si el stock de pastura predicho a partir del balance entre oferta y demanda está por debajo o por encima del mínimo requerido. Si cualquiera de los dos es inválido, el sistema es declarado “inviable”, y el usuario puede realizar cambios en el manejo para alcanzar la viabilidad del sistema.

El módulo de pastura (Marshall et al., 1991) de Farmax predice la producción de pastura en base al crecimiento potencial o el stock de pastura del sistema, los cuales son entradas del modelo. Por tanto, la predicción de producción de pastura que realiza Farmax no está basada en datos de clima ni de suelo. En la versión más reciente del modelo, el usuario puede elegir qué entrada desea ingresar al modelo: 1) la TC potencial de pasturas (cada 10 días o mensualmente) o 2) el stock de pastura promedio (puede ingresarse en base diaria). Si la TC potencial es ingresada, el modelo predice el stock de pastura; por el contrario, si el stock de pastura es la entrada, el modelo predice el crecimiento potencial de pastura. El crecimiento potencial de pastura representa el crecimiento de pastura como si fuese medido en celdas de exclusión. El modelo calcula el crecimiento neto de pastura tras calcular la pérdida de potencial de crecimiento y descomposición de la pastura, el incremento de crecimiento por efecto del N, y la demanda neta de pastura. La pérdida de potencial ocurre de forma progresiva a medida que el stock de pastura promedio se desvía por encima o por debajo del umbral objetivo. Esto supone un retraso del rebrote cuando hay poco material fotosintético, y un enlentecimiento del crecimiento cuando la pastura alcanza la máxima área foliar. El modelo calcula la

descomposición de la pastura en respuesta al stock de pastura y la calidad, particionando la biomasa total en área foliar, tallo y material senescente. El aumento de crecimiento es consecuencia del efecto del N. El modelo calcula la demanda neta de pastura a partir de la demanda total de alimento de los animales, menos el aporte de los suplementos y los cambios en el stock de pastura.

4.2.1.2. Simulación de los sistemas

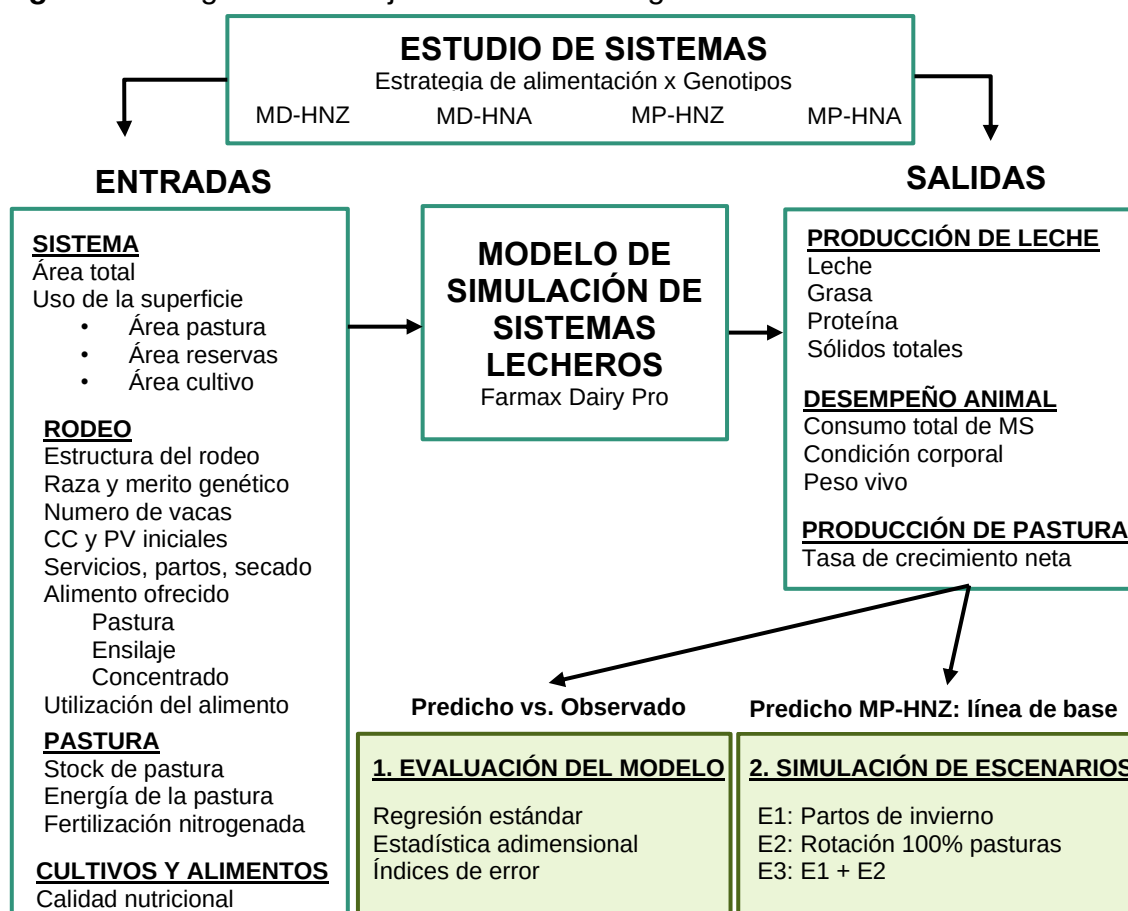
Los cuatro sistemas del Estudio 1 (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA) fueron modelados utilizando Farmax durante dos años consecutivos (Figura 5). Para la modelación de los sistemas, los datos fueron introducidos a escala de sistema completo y de rodeo (entradas).

A nivel predial se definió el área total para cada sistema experimental equivalente a la plataforma de ordeño comprendida por los 10 potreros de cada sistema. La calidad de la pastura ofrecida se definió en base al contenido mensual de energía de la misma (MJ EM/kg MS). Para los suplementos (concentrado y reservas) se especificó el contenido de FDN, PC, EM y digestibilidad en base anual. El stock de pastura, definido como el promedio de biomasa de pastura en todo el sistema (kg MS/ha), se especificó semanalmente (entrada) y la TC de pastura fue evaluada como una salida del modelo. Para la modelación de la rotación forrajera, se especificó en base mensual el área en pastoreo y el área cerrada para las reservas de pastura, área con cultivo de maíz o bajo barbecho, así como el rendimiento total de reservas de pastura y ensilaje de maíz. La fertilización nitrogenada del área de pasturas fue especificada mensualmente (área, tasa de aplicación y respuesta esperada).

A nivel de rodeo, cada sistema fue modelado con un único lote de ordeño, tal como fue manejado experimentalmente. En la simulación, las vacas salieron del rodeo al ser secadas y fueron enviadas fuera del sistema ya que, al igual que en el estudio de sistemas, la evaluación consideró solo las vacas en ordeño. Las vacas refugadas fueron reemplazadas por vacas primíparas, tal y como ocurrió en condiciones experimentales. Las características del rodeo fueron definidas al inicio del período de modelación (1 de junio de 2017); edad mixta, raza holando, número de vacas, PV y CC promedio. El mérito genético potencial del rodeo fue definido en base a las producciones alcanzadas bajo condiciones experimentales. Específicamente, los valores de cría para leche, grasa y proteína fueron definidos haciendo coincidir la producción total de leche, grasa y proteína de cada sistema experimental (2 años). La lactancia fue modelada usando la opción de pariciones continuas del modelo de simulación, ya que los partos ocurrieron desde febrero a agosto. El método del servicio fue definido como IA y se especificaron las fechas de servicio, parto y secado a nivel individual. El alimento ofrecido (pastura, ensilaje y concentrado) fue ingresado mensualmente a nivel de rodeo, asumiendo una

utilización del 100% ya que los datos del estudio se refieren al alimento utilizado (ofrecido - rechazado).

Figura 5. Diagrama de flujo de la metodología llevada a cabo en el Estudio 2:



Evaluación del modelo de simulación y simulación de escenarios.

4.2.1.3. Evaluación estadística del modelo

El modelo fue evaluado comparando los valores observados versus los predichos, obtenidos mensualmente durante 2 años consecutivos a diferentes niveles. Los datos de cada sistema fueron analizados de forma independiente para evaluar la capacidad predictiva del modelo en cada sistema en el tiempo ($n = 24$ observaciones por sistema). Adicionalmente para evaluar la capacidad predictiva general del modelo se analizó el conjunto de datos en su totalidad independientemente del sistema ($n = 96$ observaciones). La evolución mensual de la producción de leche, grasa, proteína, y sólidos totales se evaluó a nivel individual (producción promedio por vaca) y a nivel de rodeo (producción total por mes). A nivel de desempeño animal, se evaluó la predicción del modelo para CMS total, CC y PV respecto a los datos observados. Los datos observados de CC fueron transformados de la escala de 5 puntos norteamericana (CC-EU; Edmonson et al., 1989) a la escala de 10 puntos de Nueva Zelanda (CC-NZ), usando la ecuación propuesta por Roche et al. (2004) ($CC-NZ = (CC-EU - 1,5)/0,32$). Debido al faltante de datos experimentales para PV en algunos meses del estudio, el análisis

estadístico para esta variable se realizó únicamente con el total de datos, no para cada sistema. La TC neta de pasturas calculada por el modelo también fue contrastada con los datos observados.

La capacidad predictiva del modelo fue evaluada con varios parámetros estadísticos utilizando el sistema de evaluación de modelo (Model Evaluation System; Texas A&M University, College Station, TX, USA; <https://nutritionmodels.tamu.edu/models/mes/>) descrito por Tedeschi (2006). Aunque no existe una metodología estándar para la evaluación de modelo, ha sido descrito que el uso de pocas técnicas puede llevar a conclusiones erróneas. En este sentido, se ha propuesto que la combinación de varios análisis estadísticos resulta fundamental para obtener conclusiones estadísticas representativas respecto al desempeño del modelo (Yang et al., 2014). Teniendo en cuenta esto, y con el fin de llevar a cabo una evaluación exhaustiva, este estudio combina análisis estadístico de regresión estándar, indicadores del error e índices adimensionales (o indicadores del error relativo) cuantificadores de la bondad de ajuste. De acuerdo a Fuentes-Pila et al. (1996), un modelo puede considerarse adecuado o robusto si sus predicciones son al menos aceptables cuando se aplica a circunstancias distintas aquellas representadas en los datos utilizados para su desarrollo. La idoneidad o robustez se basa en criterios preestablecidos de la aceptación del desempeño del modelo como su funcionalidad, exactitud, y precisión para la finalidad prevista (Tedeschi, 2006). Por ende, no hay un único indicador de robustez, sino una colección de diferentes estadísticas (para precisión y exactitud) y la discusión en sí misma (para funcionalidad y aptitud para su propósito) es requerida para la evaluación del modelo.

Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal entre los valores observados y predichos medido mediante el coeficiente de determinación (R^2), que describe la proporción de variación en los datos observados explicados por el modelo. El coeficiente de correlación de concordancia (CCC) fue estimado para evaluar la precisión y exactitud del modelo y fue calculado de acuerdo con Lin (1989) como $CCC = r \times C_b$, donde r es el coeficiente de correlación (indicador de precisión), y C_b es el factor de corrección del sesgo (indicador de exactitud). Valores de CCC cercanos a 1 indican una mejor predicción del modelo (Tedeschi, 2006). Los errores de predicción fueron evaluados determinando la raíz cuadrada media del error (*root mean square prediction error*; RMSPE) y el error se particionó en las siguientes fuentes: error sistemático (sesgo), error de la pendiente, y errores aleatorios (todos expresados como % de MSPE) de acuerdo con Bibby y Toutenberg (1977). El RMSPE fue expresado también como % de la media observada o error relativo de predicción (*relative prediction error*; RPE), donde valores de RPE < 10% indican que las predicciones del modelo son buenas, valores entre 10 – 20% sugieren predicciones razonables y valores > 20% indican predicciones mediocres (Fuentes-Pila et al., 1996). El ratio de RMSPE: desviación estándar de los valores observados (*RMSPE observations standard deviation ratio*; RSR) fue calculado para evaluar el

error asociado con las predicciones del modelo relativas a la variación inherente en los valores observados. Valores cercanos a 0 son considerados mejores que valores positivos ($< 0,5$, muy buena predicción; $0,5 - 0,75$, buena predicción; $0,75 - 1$, moderada predicción; $> 1,0$, el modelo necesita mejoras; Moriasi et al., 2007). La eficiencia del modelo (*modelling efficiency*; MEF) fue calculada de acuerdo con Tedeschi (2006) como indicador de la bondad de ajuste (MEF = 1 indican una bondad de ajuste perfecto; MEF < 0 indica que los valores predichos por el modelo son peores que la media observada).

4.2.2. Simulación de escenarios

Una vez realizada la evaluación estadística del modelo se procedió a la simulación de escenarios. Para ello se seleccionó el sistema MP-HNZ como línea de base, el cual resultó en una mayor producción de sólidos y cosecha de pastura por hectárea (Estudio 1). Si bien este sistema presentó el mejor resultado productivo, la pastura cosechada mediante pastoreo directo representó solo un 40% del total del consumo de alimento por hectárea (6.3 t MS/ha; Cuadro V), mientras que el objetivo del estudio era alcanzar el 60% con el fin de alcanzar un menor costo de producción. En este sentido el estudio de modelación exploró diferentes escenarios productivos para aumentar la cosecha de pastura por hectárea más allá de lo que se alcanzó de forma experimental en el estudio de sistemas evaluando el impacto de estos cambios en la producción de leche CC y PV de los animales. La “viabilidad” de los sistemas se logró mediante el ajuste entre la oferta y demanda de pastura, manteniendo un stock promedio de pastura de 1.100 - 1.200 kg MS/ha, tal como ocurrió de forma experimental. Del mismo modo que en el estudio experimental, el objetivo en los escenarios simulados fue el de maximizar el pastoreo y por ende la proporción de pastura en la dieta y la cosecha de pastura por hectárea. Si la TC excedía la capacidad de consumo, el excedente de pastura era conservado en forma de reservas, mientras que si la TC no era suficiente para cubrir la capacidad de consumo de las vacas se ofrecían reservas. El resto de las variables (i.e., potencial genético de las vacas, nivel de concentrado, calidad de la pastura, tasa de reposición, etc.) se mantuvieron sin cambios. Los escenarios modelados surgieron a raíz de las interrogantes y contribuciones realizadas por el grupo de trabajo y fueron los siguientes:

Escenario 1 (E1): Partos de invierno. El sistema base (MP-HNZ) presentó una época de parto de otoño “extendida” (febrero – agosto), con la mayoría de las vacas pariendo en abril, mayo y junio, lo cual es representativo de la mayoría de los predios lecheros en el Uruguay (Fariña & Chilibróste, 2019). La fecha promedio de parto fue el 6 de mayo, con una distribución de 183 días. Con el fin de hacer coincidir los requerimientos de los animales con la producción de pastura a lo largo del año maximizar la utilización de pastura en el sistema, en el E1 se simuló una época de partos de invierno. Los principales supuestos del E1 fueron los siguientes: 1) los partos empezaron a partir del 1 de junio y terminaron el 31 de agosto; 2) la distribución de los partos fue uniforme a lo largo de los meses (junio 1/3; julio 1/3;

y agosto 1/3). La fecha promedio de parto fue el 13 de julio, con una distribución de 91 días, la mitad que la distribución original.

Escenario 2 (E2): Rotación 100% pasturas. El sistema base (MP-HNZ) presentaba un 80% del área con pasturas perennes y un 20% con cultivo de maíz y pasturas anuales, representando a una rotación forrajera típica de los sistemas lecheros uruguayos (INALE, 2019). Con el fin de aumentar la producción y la utilización de pasturas en el sistema, con el E2 se exploró aumentar el área de pasturas perennes eliminando el componente anual de la rotación (cultivo de maíz y pasturas anuales). Los supuestos principales del E2 fueron los siguientes: 1) la totalidad del área se ocupó con pasturas perennes (4 años de duración), con 1/3 del área renovándose cada año; 2) no se produjo silo de maíz en el sistema, por lo tanto, las vacas fueron suplementadas únicamente con reservas de pastura.

Escenario 3 (E3): Partos de invierno + Rotación 100% pasturas. El E3 combinó los supuestos de ambos escenarios (E1 + E2) para evaluar los efectos acumulativos de cada escenario en la producción y utilización de pastura.

4.3. Resultados

4.3.1. Evaluación de modelo

4.3.1.1. Producción y composición de leche

El modelo presentó una buena capacidad predictiva a nivel del rodeo, tal y como indican los valores de R^2 y CCC cercanos a 1,0, RPE < 16%, RSR < 0,55 y MEF > 0,7 (Figura 6). La predicción del pico de producción de leche en invierno y las subsiguientes bajadas en otoño coincidieron con los datos experimentales a lo largo de los 2 años evaluados (Figura 7). Sin embargo, a nivel individual, el modelo presentó una moderada capacidad predictiva tal y como indican los valores de R^2 < 0,64 y CCC < 0,70, RSR < 0,7 y MEF < 0,5 (Figura 6).

El desempeño predictivo de Farmax para producción de leche, grasa, proteína y sólidos a nivel individual y de rodeo, para cada uno de los sistemas modelados, se presenta en el Cuadro VI. El sesgo fue inferior a 1% en todos los casos (excepto para MP-HNZ; grasa) ya que la producción de leche y sólidos fue utilizada para calibrar el mérito genético de la vaca. A nivel de rodeo, la predicción de los cuatro sistemas presentó valores de RPE entre 10 – 20% para las producciones acumuladas de leche, grasa, proteína y sólidos totales (Cuadro VI). El modelo predijo estas variables con buena precisión a nivel de rodeo, con un R^2 entre 0,54 (MP-HNA; grasa) y 0,86 (MD-HNA; leche). El CCC fue > 0,70 para la mayoría de las variables de producción de leche y sólidos, indicando una buena exactitud en la predicción del modelo. A su vez, el RSR estuvo entre 0,42 (MD-HNA; grasa) y 0,68 (MP-HNA; grasa), indicando que los errores de predicción fueron menores que la variabilidad en los valores observados. La descomposición del MSPE mostró que la mayor parte de error provenía del error aleatorio (65 – 96%), mientras que el error

de la pendiente osciló entre 4 – 35%. A nivel individual (por vaca), el modelo presentó predicciones razonables en los cuatro sistemas (RPE 10 – 20%). El R^2 osciló entre 0,25 y 0,67, presentando la producción individual de grasa los valores más bajos de R^2 . Para producción individual, el CCC osciló entre 0,52 y 0,77, indicando una baja a moderada exactitud de predicción. El RSR osciló entre 0,69 y 1,18, indicando una moderada capacidad de predicción para producción individual. Respecto a la descomposición del MSPE, la magnitud de error asociado con el error de la pendiente de la regresión fue mayor en los sistemas MP (16 – 57%) que en los MD (20 – 30%). El error sistemático fue $< 1\%$ en todos los casos.

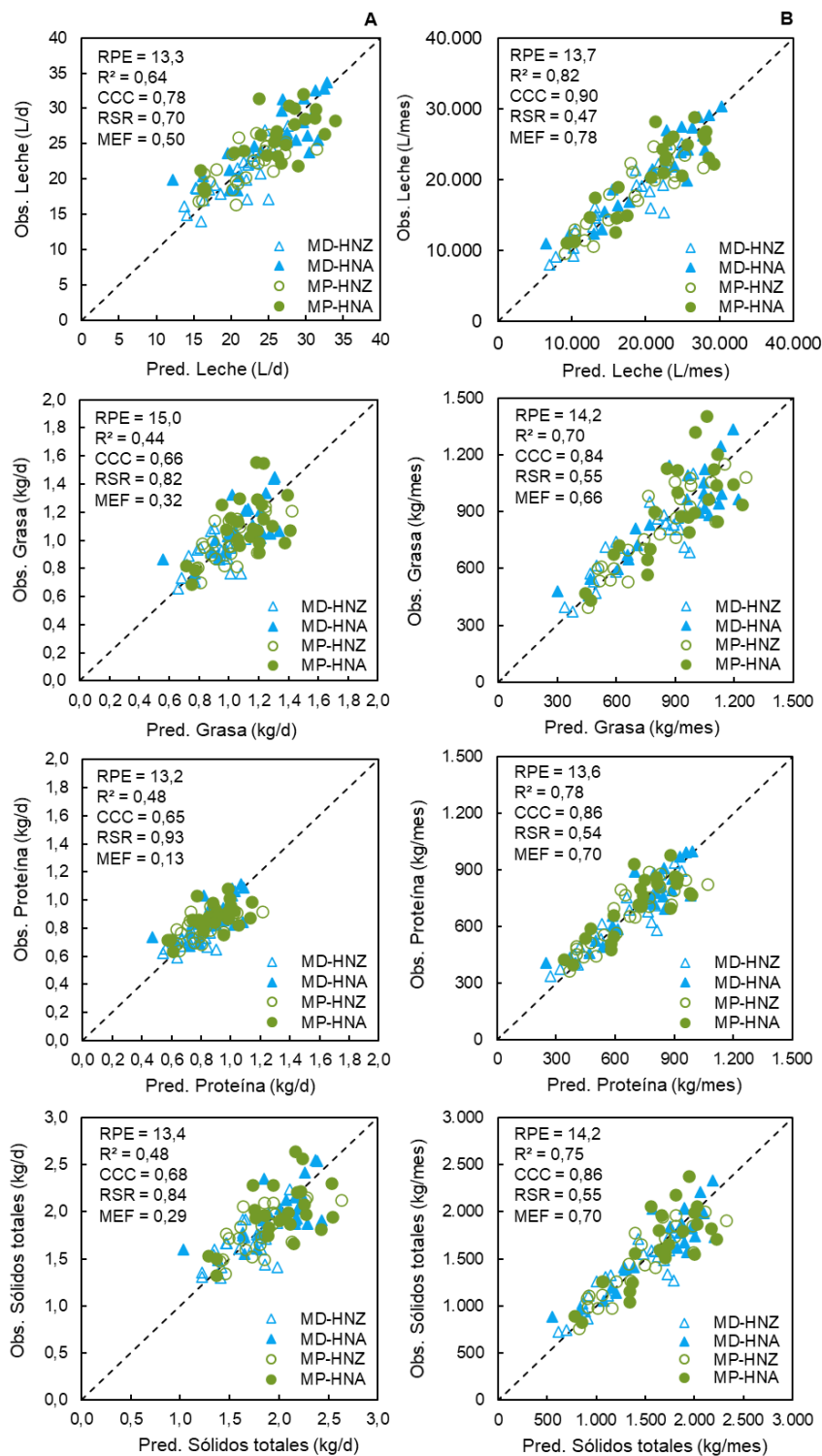


Figura 6. Relación entre observado (obs.) y predicho (pred.) para producción de leche, proteína, grasa y sólidos a nivel individual (A) y a nivel de rodeo (B) para los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ y MP-HNA). Error relativo de predicción (RPE, %), coeficiente de determinación (R^2), coeficiente de correlación de concordancia (CCC), ratio de raíz cuadrada media del error: desviación estándar de los valores observados (RSR), y eficiencia del modelo (MEF) se presentan para el conjunto total de datos ($n = 96$ observaciones). Línea punteada es $x=y$.

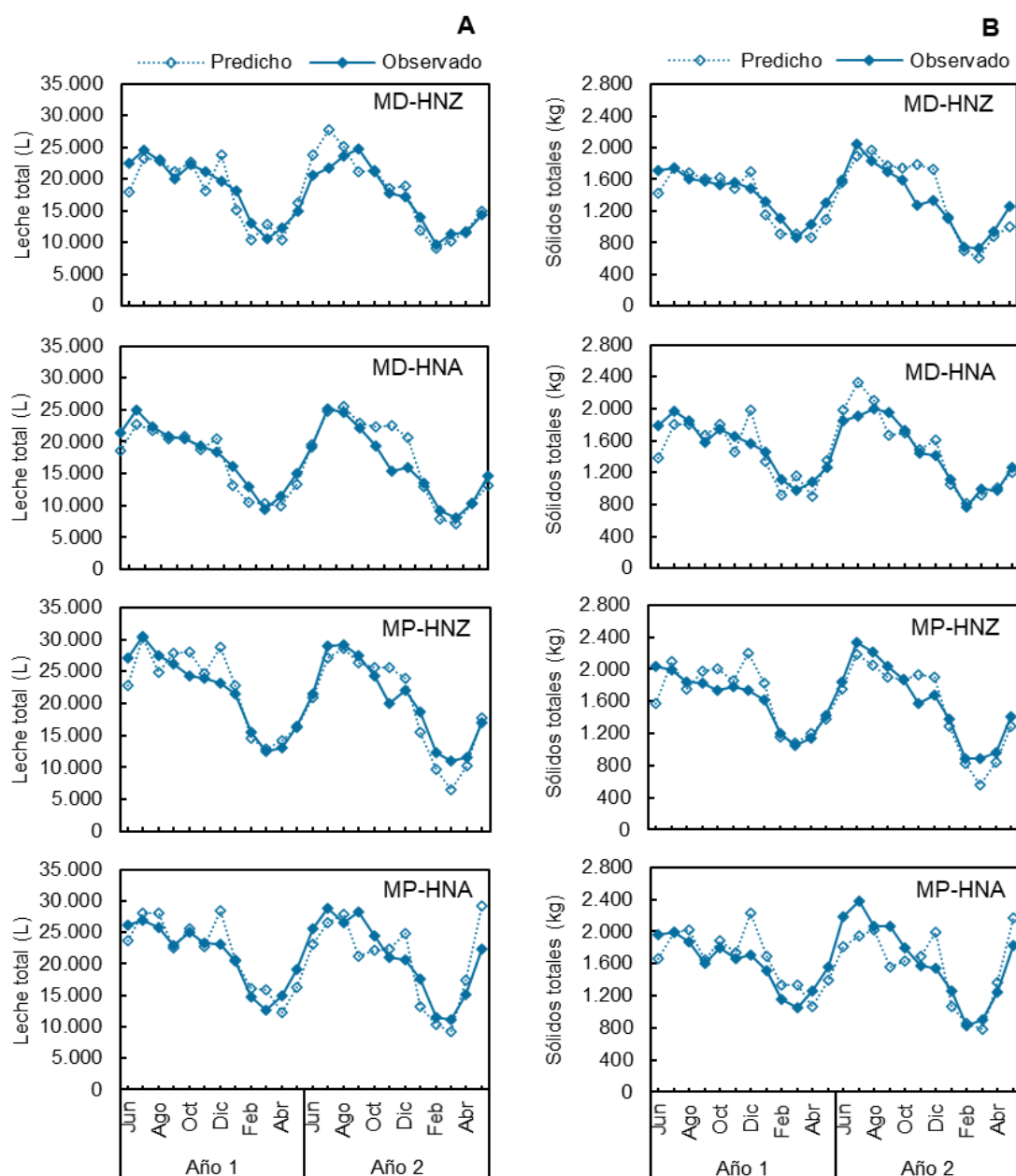


Figura 7. Evolución mensual de valores observados y predichos para producción de leche total (A) y producción de sólidos (B) para los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ y MP-HNA). MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto; HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano.

Cuadro VI. Capacidad de predicción de Farmax Dairy Pro para producción de leche, grasa, proteína y sólidos totales a nivel individual y de rodeo durante los dos años de período experimental para los cuatro sistemas modelados (n = 24 observaciones por sistema).

Ítem	Media ¹			RPE ²	Fuentes de error ³ (% MSPE)			R ²	CCC ⁴	RSR ⁵	Media ¹			RPE ²	Fuentes de error ³ (% MSPE)			R ²	CCC ⁴	RSR ⁵	
	Obs.	Pred.	Sesgo (%)		Error sist.	Error pend.	Error aleat.				Obs.	Pred.	Sesgo (%)		Error sist.	Error pend.	Error aleat.				
Sistemas ⁶																					
MD-HNZ											MD-HNA										
Producción individual (kg/día)																					
Leche (L)	21,74	21,87	0,60	13,58	0,19	43,99	55,81	0,46	0,62	0,96	25,83	25,96	0,50	13,70	0,13	41,95	57,92	0,47	0,64	0,94	
Grasa	0,97	1,00	2,88	13,06	0,48	22,20	77,32	0,42	0,65	0,85	1,11	1,12	0,90	17,85	0,26	16,86	82,88	0,25	0,49	0,93	
Proteína	0,81	0,82	0,77	13,66	0,32	57,97	41,71	0,40	0,52	1,18	0,88	0,88	0,62	13,92	0,20	53,48	46,32	0,36	0,52	1,15	
Sólidos	1,80	1,81	0,79	12,48	0,40	38,31	61,30	0,44	0,63	0,93	1,98	2,00	0,80	15,22	0,28	28,49	71,24	0,31	0,56	0,96	
Producción rodeo (kg/mes)																					
Leche (L)	17.899	17.889	-0,06	13,85	0,00	23,69	76,31	0,79	0,87	0,51	21.162	21.164	0,01	14,64	0,00	18,82	81,18	0,73	0,84	0,57	
Grasa	812	812	-0,08	12,87	0,00	9,40	90,60	0,78	0,88	0,48	905	904	-0,05	18,74	0,00	4,00	96,00	0,54	0,72	0,68	
Proteína	664	665	0,12	14,18	0,01	34,84	65,15	0,66	0,84	0,58	713	714	0,16	14,76	0,01	24,02	75,97	0,66	0,80	0,65	
Sólidos	1.476	1.476	0,01	12,89	0,00	20,63	79,37	0,79	0,88	0,51	1.618	1.619	0,04	16,16	0,00	9,69	90,32	0,61	0,78	0,64	
Sistemas ⁶																					
MP-HNZ											MP-HNA										
Producción individual (kg/día)																					
Leche (L)	20,61	20,73	0,61	12,75	0,23	20,17	79,60	0,60	0,77	0,69	25,74	25,96	0,86	12,84	0,45	29,92	69,63	0,63	0,77	0,72	
Grasa	0,90	0,90	0,18	14,47	0,02	27,19	72,79	0,25	0,49	1,00	1,09	1,09	0,27	13,42	0,04	21,75	78,21	0,43	0,65	0,84	
Proteína	0,77	0,77	0,27	11,61	0,05	29,26	70,69	0,53	0,71	0,80	0,88	0,88	0,24	12,71	0,04	30,77	69,20	0,46	0,66	0,87	
Sólidos	1,67	1,68	0,35	12,84	0,07	29,48	70,45	0,38	0,61	0,92	1,97	1,98	0,34	12,41	0,00	28,90	71,02	0,47	0,68	0,84	
Producción rodeo (kg/mes)																					
Leche (L)	17.086	17.095	0,05	13,89	0,00	5,99	94,01	0,83	0,90	0,46	21.062	21.170	0,51	12,31	0,17	20,78	79,04	0,86	0,91	0,42	
Grasa	740	739	-0,13	15,97	0,01	29,90	70,09	0,70	0,81	0,64	887	887	-0,04	14,27	0,00	17,70	82,30	0,75	0,86	0,54	
Proteína	634	635	0,14	12,86	0,01	12,53	87,46	0,83	0,89	0,48	715	714	-0,04	12,42	0,00	20,31	79,69	0,81	0,89	0,47	
Sólidos	1.375	1.375	0,00	14,26	0,00	30,80	69,20	0,77	0,85	0,56	1.602	1.601	-0,03	12,78	0,00	20,96	79,04	0,80	0,88	0,49	

¹Obs. = Observado; Pred. = Predicho; Sesgo (%) = % de la diferencia ((media obs. – media pred.)/ media obs. x 100). ²RPE = raíz cuadrada media del error expresado como % de la media observada (relative prediction error). ³Fuentes de error (expresadas como % del MSPE): Error sist. = error sistemático; Error pend. = error de la pendiente; Error aleat. = error aleatorio. ⁴CCC = coeficiente de correlación de concordancia. ⁵RSR = ratio de la raíz cuadrada media del error: desviación estándar de los valores observados. ⁶MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto; HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano.

4.3.1.2. Consumo de materia seca, condición corporal y peso vivo

La capacidad predictiva de Farmax para el CMS total y CC en cada sistema y para el total de datos se presenta en el Cuadro VII y Figura 8, respectivamente. Para el CMS el modelo presentó una buena capacidad predictiva indicado por un RPE < 10% en todos los sistemas (Cuadro VII). Excepto para MD-HNA, el modelo fue preciso ($R^2 \sim 0,90$) y bastante exacto (CCC entre 0,66 – 0,89), presentando un bajo RSR (< 0,65). En el análisis global de los datos, también se observó que el modelo presentó una redicción confiable para CMS (Figura 8). Para CC, el modelo presentó una mejor predicción para los sistemas con vacas HNZ (CCC > 0,67, RSR ~ 0,7, error sistemático < 1%) en comparación con las vacas HNA (CCC < 0,5, RSR > 0,8, menor R^2 y mayor error sistemático). A nivel global, independientemente del sistema, el modelo presentó una predicción moderada para CC (Figura 8). Para PV, los indicadores estadísticos muestran que el modelo presentó una pobre capacidad predictiva a pesar del bajo RPE (<10%) (Figura 8; bajos valores de CCC y R^2 ; RSR > 1 y MEF negativo).

Cuadro VII. Capacidad de predicción de Farmax Dairy Pro para consumo de materia seca (CMS), condición corporal (CC) y tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura para los cuatro sistemas modelados (n = 24 observaciones por sistema).

Item ¹	Media ²				Fuentes de error ⁴ (% MSPE)			R ²	CCC ⁵	RSR ⁶
	Obs.	Pred.	Sesgo	RPE ³ (%)	Error sist.	Error pend.	Error aleat.			
			(%)							
MD-HNZ										
CMS (kg/vaca por día)	18,48	18,31	-0,87	1,85	22,25	33,54	44,20	0,91	0,89	0,44
CC	4,01	4,04	0,80	9,89	0,65	26,79	72,56	0,56	0,73	0,77
TC pastura (kg MS/ha/d)	29,62	28,24	-4,66	30,53	2,33	19,40	78,27	0,56	0,74	0,73
MD-HNA										
CMS (kg/vaca/d)	20,22	19,94	-1,38	5,04	7,52	24,68	67,80	0,44	0,62	0,89
CC	3,64	4,03	10,53	16,40	41,22	11,65	47,14	0,32	0,34	1,18
TC pastura (kg MS/ha/d)	31,71	33,07	4,29	33,05	1,69	25,31	73,00	0,61	0,76	0,71
MP-HNZ										
CMS (kg/vaca/d)	19,32	18,57	-3,87	4,11	88,83	0,12	11,06	0,95	0,68	0,65
CC	3,89	3,91	0,44	10,58	0,17	0,00	99,82	0,54	0,67	0,67
TC pastura (kg MS/ha/d)	30,22	29,46	2,52	30,6 4	0,67	8,97	90,36	0,62	0,79	0,63
MP-HNA										
CMS (kg/vaca/d)	20,50	19,76	-3,60	4,01	80,59	1,51	17,90	0,92	0,66	0,51
CC	3,59	3,66	1,99	12,41	2,56	0,16	97,28	0,38	0,50	0,78
TC pastura (kg MS/ha/d)	26,26	25,50	-2,91	32,96	0,78	40,82	58,40	0,73	0,80	0,67

¹MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto; HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ²Obs. = Observado; Pred. = Predicho; Sesgo (%) = % de la diferencia ((media obs. – media pred.) / media obs. x 100). ³RPE = raíz cuadrada media del error expresada como % de la media observada. ⁴Fuentes de error (expresadas como % del MSPE): Error sist. = error sistemático; Error pend. = error de la pendiente; Error aleat. = error aleatorio. ⁵CCC = coeficiente de correlación de concordancia. ⁶RSR = ratio de la raíz cuadrada media del error: desviación estándar de los valores observados.

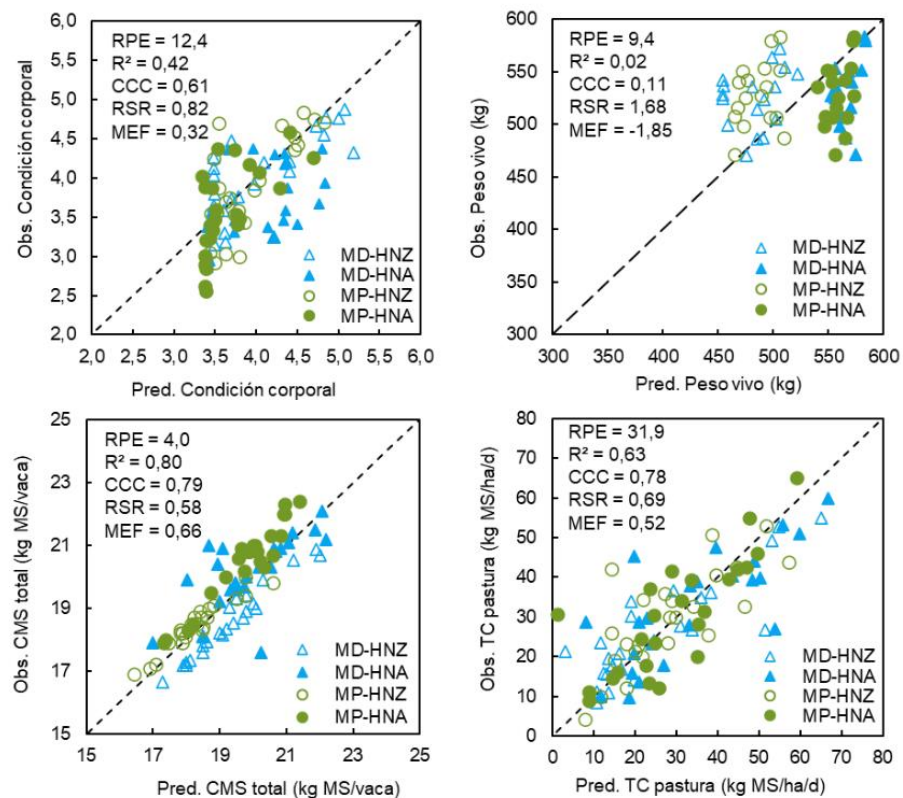


Figura 8. Relación entre observado (obs.) y predicho (pred.) para condición corporal (CC), peso vivo, consumo de materia seca total (CMS) y tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura en los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA). Error relativo de predicción (RPE, %), coeficiente de determinación (R^2), coeficiente de correlación de concordancia (CCC), ratio de la raíz cuadrada media del error: desviación estándar de los valores observados (RSR), y eficiencia del modelo (MEF) se presentan para el conjunto total de datos ($n = 96$ observaciones). Línea punteada es $x=y$.

4.3.1.3. Tasa de crecimiento de la pastura

Para la TC neta de pastura (Cuadro VII), a pesar de que la predicción para los cuatro sistemas presentó un alto RPE ($> 20\%$), el resto de las variables estadísticas indicaron una predicción de moderada a buena ($R^2 > 0,60$, $CCC > 0,70$ y RSR entre $0,63 - 0,73$). La descomposición del error muestra que el error de pendiente de regresión osciló entre 9 y 41%, mientras que el error sistemático estuvo por debajo de 3% en todos los sistemas. El análisis global de los datos (Figura 8) muestra una buena capacidad predictiva del modelo con alta precisión ($R^2 = 0,63$) y exactitud ($CCC = 0,78$), $RSR \sim 0,70$ y una eficiencia global del modelo $> 0,50$. El modelo presentó una buena predicción de la evolución mensual de la TC (Figura 9) dentro y entre los años para los cuatro sistemas modelados.

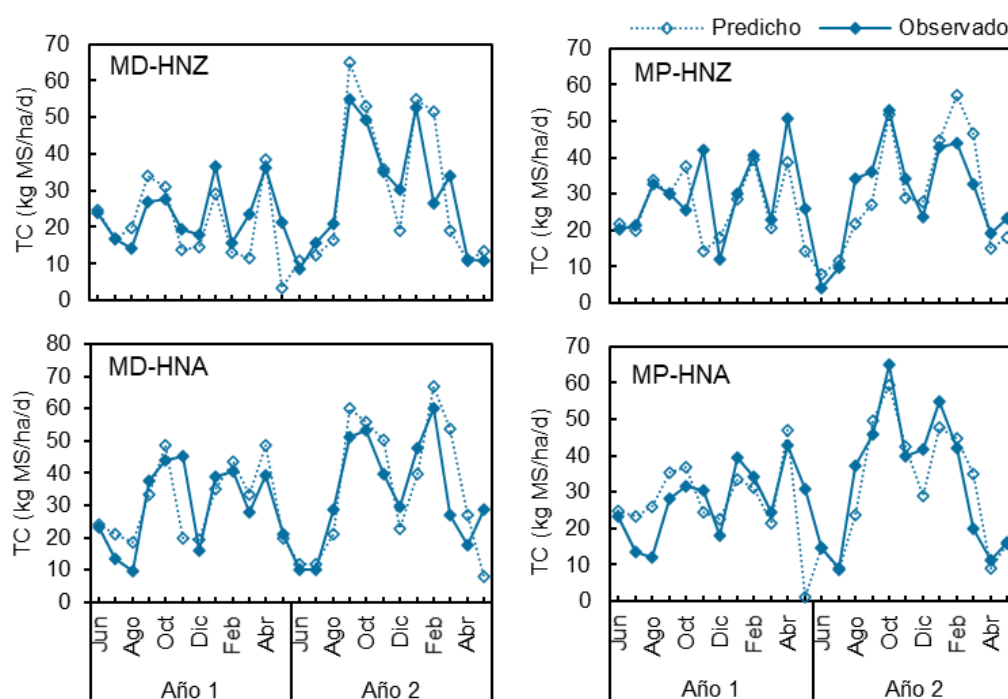


Figura 9. Evolución mensual de valores observados y predichos para la tasa de crecimiento (TC) neta de la pastura en los cuatro sistemas modelados durante el período experimental (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA). MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto; HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano.

4.3.2. Simulación de escenarios

Los resultados de la simulación de escenarios (promedio de 2 años) se presentan en el Cuadro VIII y la evolución mensual de la producción de sólidos totales y cosecha directa de pastura (pastoreo) se presenta en la Figura 10. La cosecha directa de pastura aumentó en los escenarios modelados, aumentando por ende la cosecha total de pastura en un 15, 7 y 14% para los escenarios E1, E2, y E3, respectivamente, en comparación con el sistema línea de base. La producción de sólidos por hectárea y por vaca y el promedio de CC y PV, se mantuvieron prácticamente sin cambios para los escenarios modelados. Del total de alimento consumido por hectárea, la pastura consumida incremento en un 7, 13 y 16%, mientras que el consumo de ensilaje descendió en 14, 14, y 22%, para los escenarios E1, E2, y E3, respectivamente

Cuadro VIII. Predicción de las variables de utilización de pastura, producción de leche, desempeño animal, y consumo de alimento por hectárea para el sistema MP-HNZ: línea de base y los escenarios (E1, E2, E3) simulados.

Ítem	Sistema MP-HNZ ¹			
	Línea de base (Predicho)	Escenarios ²		
		E1	E2	E3
Utilización de pastura (t MS/ha PP)				
Cosecha directa pastura	8,9	10,4	10,0	10,6
Pastura conservada	0,7	0,7	0,2	0,4
Pastura cosechada total	9,6	11,1	10,2	11,0
Stock de pastura (kg MS/ha)	2.700	2.623	2.646	2.642
Producción de leche y desempeño animal				
Sólidos (kg/ha/año)	1.571	1.587	1.459	1.564
Sólidos (kg/vaca/año)	574	600	533	589
Condición corporal	3,9	4,3	4,0	4,2
Peso vivo	478	475	481	495
Consumo de alimento (t MS/ha)				
Pastura	7,0	8,2	9,2	9,7
Ensilaje	4,5	2,2	2,2	0,8
Concentrado	5,4	5,3	5,4	5,3
Consumo de alimento (%/ha)				
Pastura	41	52	55	61
Ensilaje	27	14	13	5
Concentrado	32	34	32	34

¹Sistema MP-HNZ = Manda Pasto - Holando neozelandés. ²Escenarios simulados: E1 = Partos de invierno; E2 = Rotación 100% pasturas; E3 = Partos de invierno + Rotación 100% pasturas

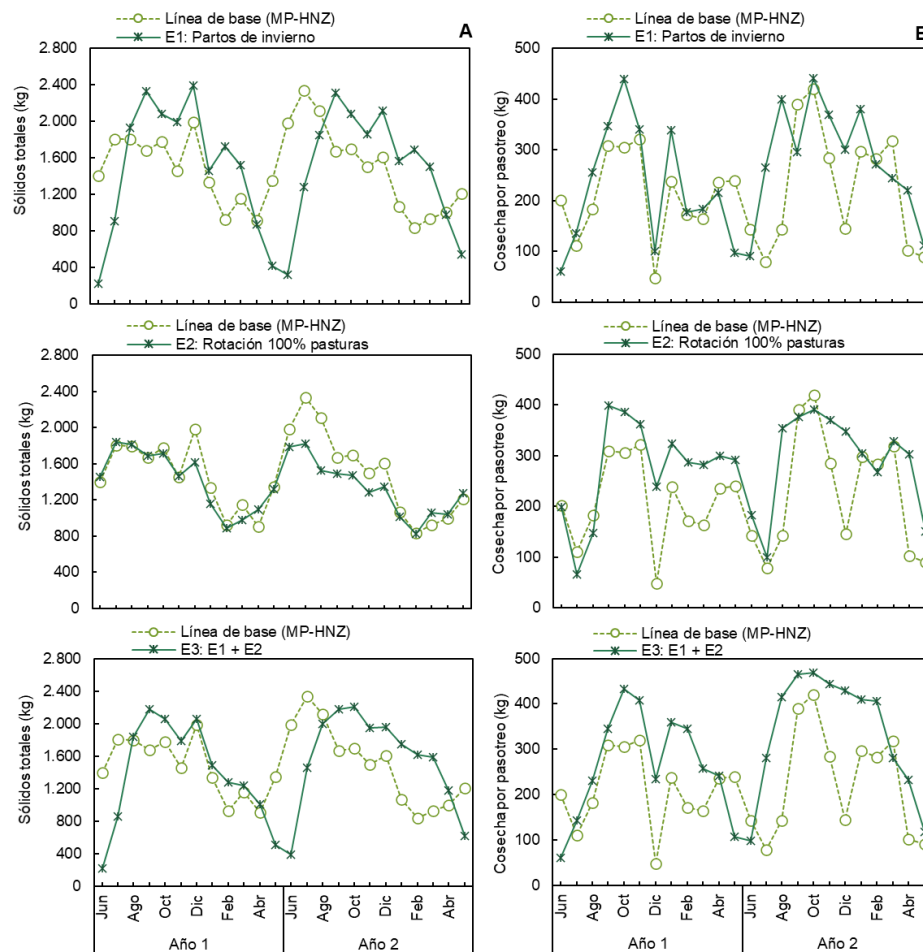


Figura 10. Evolución mensual de la producción total de sólidos (A) y cosecha de pastura mediante pastoreo (B) del sistema MP-HNZ línea de base y los escenarios simulados: E1 = Partos de invierno; E2 = Rotación 100% pasturas; E3 = Partos de invierno + Rotación 100% pasturas.

4.4. Discusión

Farmax presenta el potencial de simular sistemas pastoriles de Uruguay situados en la zona climática templada subtropical húmeda. Este modelo de sistemas fue capaz de reproducir la dinámica de cuatro sistemas de producción contrastantes durante un período de 2 años. El modelo presenta adecuada capacidad de predicción para la evolución de las curvas de producción de leche y sólidos a nivel de rodeo y el CMS total; sin embargo, a nivel individual el modelo presenta algunas limitantes, como es el caso de la predicción de la CC y del PV. La predicción mensual del crecimiento de pastura fue predicha con confiabilidad para los cuatro sistemas modelados durante el período evaluado. La capacidad predictiva del modelo fue similar entre los sistemas, lo cual en cierto modo es esperado considerando las similitudes entre los sistemas modelados desde el punto de vista del diseño y el manejo de estos. Sin embargo, diferencias menores fueron observadas,

particularmente en lo que respecta al genotipo animal, lo cual será discutido más adelante. El principal objetivo de modelar cuatro sistemas distintos durante dos años consecutivos fue el de evaluar el modelo a través de un amplio rango de datos observados con el objetivo de “poner a prueba” su desempeño (Keating et al., 2020), más que buscar diferencias específicas entre sistemas.

Uno de los desafíos de usar el modelo de simulación Farmax para modelar sistemas lecheros fuera de Nueva Zelanda, fue la dificultad de cuantificar el mérito genético del Holando uruguayo de acuerdo con los valores de cría neozelandeses. Para abordar este desafío, el mérito genético potencial de las vacas de cada sistema fue definido en base a las producciones alcanzadas bajo condiciones experimentales, tal y como ha sido reportado previamente por Baudracco et al. (2013). Específicamente, los valores de cría para leche, grasa y proteína fueron establecidos para alcanzar las producciones acumuladas alcanzadas experimentalmente para leche, grasa y proteína durante los dos años de estudio. Por lo tanto, el presente estudio evaluó la capacidad del modelo para predecir los patrones mensuales de leche y sólidos, ya que una buena predicción de las producciones totales era de esperar. A pesar de que el modelo fue desarrollado para modelar sistemas pastoriles caracterizados por un alto consumo de pastura y bajo nivel de suplementación (< 23% del total de CMS; Clark et al., 2013), no fue necesario ajustar ninguna variable del modelo aparte del mérito genético de las vacas. El presente estudio demostró que la estructura del modelo cuenta con las ecuaciones y la arquitectura requerida para simular sistemas que presentan 3 veces mayor cantidad de suplementos (60 – 75% del CMS total; Cuadro III) que los sistemas para los cuales fue desarrollado. También fue posible modelar la compleja secuencia forrajera de los cuatro sistemas experimentales (i.e., área bajo pastura, cultivo, o barbecho), las cuales difieren sustancialmente de los sistemas neozelandeses basados predominantemente en el uso de pasturas perennes. Todavía más, la versión de Farmax evaluada en este estudio (versión 8.0.1.18), permitió modelar las pariciones extendidas de los sistemas, lo cual no hubiera sido posible con versiones previas del modelo (Bryant et al., 2010), donde la parición estaba limitada a fines de invierno tal y como ocurre en los sistemas estacionales de producción de leche de Nueva Zelanda (Beukes et al., 2005).

La comparación de los resultados del presente estudio con los resultados de otros estudios de evaluación de modelos de sistemas es difícil dado que los sistemas difieren en su propósito y por lo tanto en su arquitectura, abordaje (mecánico vs. empírico) y región de origen. A su vez, la evaluación de las predicciones del modelo contra datos experimentales siempre presenta desafíos, considerando que estas comparaciones normalmente involucran algún tipo de interpolación de los datos, y que los datos observados presentan

su propio error inherente (White et al., 2008). En relación con las variables de producción de leche, el bajo sesgo para leche y sólidos era esperado ya que la producción de leche se utilizó para calibrar el potencial genético del rodeo (Cuadro VI). El resultado de la presente evaluación muestra que el modelo fue capaz de predecir con un alto nivel de exactitud y precisión los patrones mensuales de producción de leche y componentes de la leche, particularmente a nivel de rodeo (Cuadro VI y Figura 7). Las producciones individuales fueron predichas con menor exactitud porque el modelo no está equipado para representar los aspectos genéticos y fisiológicos de cada animal. El bajo grado de ajuste entre los valores predichos y observados a nivel individual ha sido atribuido al hecho de que el modelo no considera efectos permanentes o temporales del ambiente (ej. mastitis clínica o recuento de células somáticas), los cuales se sabe que afectan el desempeño animal (Bryant et al., 2008). La curva de producción de leche y sólidos predicha por el modelo coincidió con los datos experimentales de los cuatro sistemas (Figura 7). Estos resultados demuestran que el modelo tiene la capacidad de particionar la energía disponible a los requerimientos del animal y la producción de leche, especialmente a nivel de rodeo, y los valores reportados en este trabajo se encuentran dentro del rango reportado para otros modelos. Otras evaluaciones de modelos de simulación de sistemas, incluyendo Farmax, han reportado RPE entre 10 y 20%, junto con bajos CCC ($< 0,70$) para producción individual de leche (Delagarde et al., 2011b; Ruelle et al., 2015) y sólidos totales (Bryant et al., 2008; 2010).

El CMS total predicho por el modelo fue similar al medido experimentalmente, lo cual indica que las vacas alcanzaron el consumo predicho en la modelación (Cuadro VII y Figura 8). Este resultado podría estar influenciado por el hecho de que la producción de leche observada se utilizó para definir el potencial genético de las vacas. La capacidad predictiva del modelo para CC fue moderada, sobreestimando la CC en los cuatro sistemas (Cuadro VII y Figura 8). La limitada capacidad del modelo de predecir CC es consistente con los resultados presentados por evaluaciones de otros modelos de sistemas (Beukes et al., 2008; Bryant et al., 2010; Baudracco et al., 2013; Ruelle et al., 2015), las cuales reportaron bajo RPE ($\leq 10\%$) pero también bajo CCC ($< 0,70$). La mejor predicción de CC para las vacas HNZ (independientemente de la estrategia de alimentación), podría atribuirse a las diferencias en la partición de energía entre genotipos HNA y HNZ (Friggens et al., 2013). A pesar de que Farmax no contempla el genotipo, el componente animal del modelo fue desarrollado con genética neozelandesa (Bryant et al., 2010), lo cual explica en cierto grado la mejor predicción de CC para los sistemas con vacas HNZ.

Además de las diferencias en la partición de energía, otras fuentes de error incluyendo la estimación del consumo, pueden explicar estos resultados. Los valores de consumo del experimento de sistemas representan la diferencia entre el alimento ofrecido y rechazado a nivel de rodeo. Teniendo en cuenta que no todo el alimento que desaparece es necesariamente ingerido por las vacas, un bajo nivel de utilización resultaría en una sobreestimación del consumo de alimento observado, lo cual impacta en la producción de leche y la ganancia de condición corporal. Por otro lado, la conversión de CC de la escala norteamericana a la neozelandesa pudo haber constituido otra fuente de error. De acuerdo con Roche et al. (2004), existe una relación lineal positiva entre ambas escalas; sin embargo, conversiones numéricas simples de la CC deben de ser interpretadas con cautela. La predicción del modelo de las condiciones de estrés calórico pueden ser otro factor asociado con la sobreestimación de la CC. El modelo ajusta la producción de leche bajo condiciones de estrés por calor usando datos históricos de clima, considerando la región y la raza de las vacas simuladas (Bryant et al., 2010). La región climática donde se llevó a cabo el experimento presenta veranos más extremos con alto índice de temperatura y humedad (Beck et al., 2018), que las condiciones climáticas que el modelo fue diseñado para capturar. Por lo tanto, es posible que el modelo no capture el efecto negativo del estrés por calor en el consumo de alimento y el consiguiente menor PV y CC de los animales en los meses de verano. Por otro lado, el modelo representó correctamente la diferencia en PV entre genotipos (alrededor de 80 kg) pero presentó una baja capacidad predictiva respecto a los cambios mensuales de PV (Cuadro VII, Figura 8). La baja exactitud y precisión de predicción, junto con una eficiencia negativa del modelo, indican que la predicción del modelo no fue tan buena como la media observada. Evaluaciones previas de Farmax (Bryant et al., 2010) y de otros modelos de sistemas (Beukes et al., 2008; Baudracco et al., 2013) también han reportado baja exactitud ($CCC < 0,70$), indicando una baja capacidad de predicción de esta variable por los modelos. El hecho de que el PV está influenciado por las variaciones de los contenidos de agua del organismo, el contenido intestinal y el peso de los órganos puede también representar una potencial fuente de error en relación con los valores observados (Bryant et al., 2008). Sin embargo, esto puede explicar la baja capacidad de predicción del PV en menor medida. Considerando que el módulo animal de Farmax se basa en energía y que la partición de la energía es en base mensual, la baja predicción para PV puede estar asociada con la capacidad del modelo de balancear la partición de la energía entre producción de leche y reservas corporales como fue expuesto por Bryant et al. (2010). Sin embargo, es más probable que el motivo de una pobre predicción del PV está relacionado con el error acumulativo, como ha sido descrito por Ellis et al. (2006). En modelos dinámicos, una pequeña desviación entre el consumo predicho y la energía utilizada puede escalar rápidamente en errores de predicción del PV en el tiempo. Así, para predicciones estáticas, un error del

1% para determinado día puede resultar en una simulación adecuada para ese día; sin embargo, en predicciones dinámicas, errores en la predicción de la partición de energía se acumulan para variables que representan adición en el tiempo y se magnifican como en el caso del PV (McNamara & Baldwin, 2000).

Farmax presentó una buena capacidad predictiva para la TC neta de pasturas (Cuadro VII, Figura 9) independientemente del sistema modelado. Resultados similares han sido reportados por Bryant et al. (2010) para el stock diario de pastura. En la región climática templada subtropical húmeda, donde el experimento se llevó a cabo, la TC de pasturas presenta alta variabilidad intra e interanual (Otero & Castro, 2019), tal y como lo reflejan los datos experimentales. El modelo presentó una buena predicción de la evolución mensual de la TC, capturando las diferencias en producción de pasturas entre años (año 1 menores tasas de crecimiento que año 2) y entre meses (picos en primavera y otoño, particularmente en el año 2). Es importante tener en cuenta que la predicción de producción de pasturas del modelo no es una predicción basada en clima o datos suelo. En este sentido, el modelo primero predice el potencial de TC de pastura basado en la demanda de pastura, el stock de pastura, los cambios en el área de pastoreo y el número de animales en el rodeo. La TC neta de pasturas incorpora el crecimiento extra de la fertilización nitrogenada menos la pérdida de potencial y descomposición de la pastura. Como el cálculo de TC se basa fundamentalmente en los inputs, la buena predicción de TC refleja que Farmax modeló correctamente el crecimiento extra de pastura por fertilización nitrogenada y las pérdidas de producción.

Los resultados de la simulación de escenarios demostraron que en todos los sistemas simulados se logró aumentar la cosecha directa de pastura, respecto a la línea de base, sin cambios significativos en la producción de leche, CC y PV (Cuadro VIII). De acuerdo con las predicciones del modelo, fue posible incrementar el consumo de pastura por hectárea cambiando las pariciones extendidas de otoño a pariciones de invierno (E1), incrementando el área de pastura en la rotación (E2), y en mayor medida cuando se combinaron ambos cambios (E3) (Figura 10). Mediante la combinación de pariciones de invierno con una rotación forrajera basada 100% en pasturas, el modelo predijo que fue posible alcanzar casi el 60% del consumo total de alimento por hectárea en forma de pastura. Estos resultados son consistentes con trabajos previos que muestran que, en sistemas pastoriles, la época de pariciones es un factor determinante de la utilización de pasturas (McCarthy et al., 2012; Spaans et al., 2019). En un sistema con pariciones de invierno, el aumento de la demanda de alimento en el pico de lactación coincide con el pico de producción de pasturas de la primavera, mientras que la menor demanda de alimento de la lactancia tardía coincide con la menor producción

de pasturas del otoño e invierno. Por otro lado, compactar las pariciones a un período de 3 meses puede constituir un desafío desde el punto de vista de la eficiencia reproductiva para los sistemas lecheros de Uruguay (Pereira et al., 2010). Sin embargo, este manejo podría presentar ventajas adicionales relacionadas al aumento de la eficiencia en el uso de los recursos alimenticios (García & Holmes, 1999), y simplificaría el manejo en el sistema, ya que los servicios, partos y secados estarían restringidos a períodos determinados. Todavía más, el aumento de la producción de pastura mediante la eliminación del componente anual de la rotación forrajera podría conllevar beneficios desde el punto de vista ambiental asociados a la reducción del barbecho y suelo desnudo (Franzluebbbers et al., 2014). Por otro lado, la producción de forraje en un sistema de este tipo dependerá en su totalidad de la producción de pastura, quedando más expuesto a los menores rendimientos y mayor variabilidad de la producción de pastura en comparación con el sistema base (MP-HNZ) con maíz en la rotación (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2013), sobre todo considerando los veranos cálidos y menos lluviosos característicos de la región que comprometen la sobrevivencia de las pasturas. Teniendo en cuenta que la utilización de pastura por hectárea se encuentra altamente asociada con la rentabilidad de los sistemas lecheros pastoriles (Hanrahan et al., 2018), se podría inferir que el E3 presentaría un mejor resultado económico ya que maximiza el consumo de pastura en la dieta y reduce el uso de suplementos. De acuerdo con el sistema mensual de monitoreo de Conaprole, los costos directos del consumo de pastura (pastoreo) representan la mitad que del consumo de reservas forrajeras. En síntesis, el ejercicio de simulación demostró la viabilidad de los diferentes escenarios evaluados, evidenciando que existe potencial para optimizar la utilización de pastura dentro del sistema MP-HNZ. A partir de este análisis puede deducirse que el incremento del consumo de pastura por hectárea, más allá del umbral alcanzado en los escenarios modelados, dependerá de otras alternativas basadas en aumentar la productividad de la pastura (i.e., riego, uso de otras variedades de pasturas).

En términos generales, los errores de predicción relacionados con la CC y el PV reportados en el presente estudio han sido descritos previamente (Bryant et al., 2008, 2010) para este modelo y se encuentran dentro del rango de errores reportados para otros modelos de simulación de sistemas lecheros. Por lo tanto, estos errores no se atribuyen a una falta de capacidad de predicción respecto a los sistemas evaluados, reforzando la idea de que el modelo necesita ser mejorado respecto a estas variables. La buena predicción del modelo para los patrones mensuales de producción de leche y componentes de la leche, para CMS total y TC de pastura, sugiere que mediante algunas mejoras existe la posibilidad de aumentar la exactitud y precisión de las predicciones y por ende la adaptabilidad del modelo a la región. Ajustes al modelo para su aplicabilidad en la lechería uruguaya,

deberían incluir la definición del mérito genético del rodeo con la escala nacional, la inclusión de normas de reacción para diferentes condiciones ambientales (i.e., estrés por calor) o la inclusión de escalas de CC internacionales.

4.5. Conclusiones

Farmax Dairy Pro presenta el potencial de realizar adecuadas predicciones para los sistemas pastoriles de Uruguay. La capacidad predictiva fue similar en los cuatro sistemas modelados, demostrando la habilidad del modelo de reproducir sistemas de una región distinta a donde fue desarrollado y así como el impacto de diferentes estrategias de manejo en el tiempo. El modelo presentó una buena predicción de la evolución mensual de la producción de leche y sus componentes, CMS total y producción de pastura. Para CC y PV, el modelo presentó una moderada a pobre capacidad de predicción, respectivamente, evidenciando el impacto del error acumulativo en modelos dinámicos. El modelo respondió de forma razonable a los diferentes escenarios simulados, mostrando que hay potencial para aumentar la cosecha de pastura por hectárea en estrategias de intensificación evaluadas experimentalmente para la lechería en Uruguay. Futuras modificaciones al modelo permitirán mejorar la capacidad predictiva y la adaptabilidad del mismo para los sistemas pastoriles de Uruguay y la región, para la investigación y toma de decisiones.

Este estudio representa un paso adelante en el proceso de evaluación continua que incrementa la confianza en la capacidad predictiva del modelo para representar la realidad. Permitió identificar las fortalezas y debilidades del modelo, así como contribuir al proceso de desarrollo, rediseño y mejora de un modelo más confiable, preciso y exacto. En síntesis, este estudio representa el esfuerzo colaborativo entre instituciones y países para evaluar y mejorar un modelo de simulación de sistemas lecheros para futuras evaluaciones del desempeño biofísico, económico y ambiental de los sistemas pastoriles.

4.6. Referencias bibliográficas

- Baudracco, J., López-Villalobos, N., Holmes, C.W., Comeron, E.A., MacDonald, K.A., Barry, T.N., 2013. E-Dairy: A dynamic and stochastic whole-farm model that predicts biophysical and economic performance of grazing dairy systems. *Animal* 7 (5), 870–878. <https://doi.org/10.1017/S1751731112002376>
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* 5, 1–12. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Beukes, P.C., Thorrold, B.S., Wastney, M.E., Palliser, C.C., Macdonald, K.A., Bright, K.P., Lancaster, J.A.S., Palmer, C.A.J., Auldist, M.J., 2005. Modelling the bi-peak lactation curves of summer calvers in New Zealand dairy farm systems. *Aust. J. Exp. Agric.* 45 (6), 643–649. <https://doi.org/10.1071/EA03251>
- Beukes, P.C., Palliser, C.C., Macdonald, K.A., Lancaster, J.A.S., Levy, G., Thorrold, B.S., Wastney, M.E., 2008. Evaluation of a whole-farm model for pasture-based dairy systems. *J. Dairy Sci.* 91 (6), 2353–2360. <https://doi.org/10.3168/jds.2007-0728>
- Bibby, J., & Toutenberg, H., 1977. *Prediction and Improved Estimation in Linear Models*. Wiley, Chichester.
- Bryant, J.R., Lopez-Villalobos, N., Holmes, C., Pryce, J., Rossi, J., Macdonald, K., 2008. Development and evaluation of a pastoral simulation model that predicts dairy cattle performance based on animal genotype and environmental sensitivity information. *Agric. Syst.* 97 (1-2), 13–25. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2007.10.007>
- Bryant, J.R., Ogle, G., Marshall, P.R., Glassey, C.B., Lancaster, J.A.S., García, S.C., Holmes, C.W., 2010. Description and evaluation of the Farmax dairy pro decision support model. *New Zeal. J. Agric. Res.* 53 (1), 23–28. <https://doi.org/10.1080/00288231003606054>
- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D., and Johnson, I.R. 2008. Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 1. Physical production and economic performance. *Agric. Syst.* 97, 108–125. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2008.02.001>
- Custodio, D., Ortega, G., López, Y., Nuñez, T., Mello, R., Chilbroste, P., 2018. Effect of stocking rate on feeding strategies and individual milk production of autumn calving grazing dairy cows. En: *Abstracts of the 2018*

American Dairy Science Association Annual Meeting. American Dairy Science Association, Knoxville, Tennessee, pp. 291.

- Delagarde, R., Faverdin, P., Baratte, C., Peyraud, J.L., 2011a. Grazeln: A model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 2. Prediction of intake under rotational and continuously stocked grazing management. *Grass Forage Sci.* 66 (1), 45–60. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00770.x>
- Delagarde, R., Valk, H., Mayne, C.S., Rook, A.J., González-Rodríguez, A., Baratte, C., Faverdin, P., Peyraud, J.L., 2011b. Grazeln: A model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 3. Simulations and external validation of the model. *Grass Forage Sci.* 66 (1), 61–77. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00769.x>
- Edmonson, A.J., Lean, I.J., Weaver, L.D., Farver, T., Webster, G., 1989. A body condition scoring chart for Holstein dairy cows. *J. Dairy Sci.* 72:68–78. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(89\)79081-0](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(89)79081-0).
- Ellis, J. L., Qiao, F., Cant, J.P., 2006. Evaluation of net energy expenditures of dairy cows according to body weight changes over a full lactation. *J. Dairy Sci.* 89 (5), 1546–1557. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72222-6](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72222-6)
- Fariña, S.R., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2011. A complementary forage system whole farm study: forage utilisation and milk production. *Anim. Prod. Sci.* 51, 460–470. <https://doi.org/10.1071/AN10242>
- Fariña, S., Alford, A., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2013. An integrated assessment of business risk for pasture-based dairy farm systems intensification. *Agric. Syst.* 115, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2012.10.003>
- Fariña, S., Chilbroste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agric. Syst.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.001>
- Faverdin, P., Baratte, C., Delagarde, R., Peyraud, J.L., 2011. Grazeln: A model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 1. Prediction of intake capacity, voluntary intake and milk production during lactation. *Grass Forage Sci.* 66 (1), 29–44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00776.x>
- Fitzgerald, J.B., Brereton, A.J., Holden, N.M., 2005. Assessment of regional variation in climate on the management of dairy cow systems in Ireland using a simulation model. *Grass Forage Sci.* 60 (3), 283–296. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2005.00479.x>

- Franzluebbers, A.J., Sawchik, J., Taboada, M.A., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- Friggens, N.C., Brun-Lafleur, L., Faverdin, P., Sauvant, D., Martin, O., 2013. Advances in predicting nutrient partitioning in the dairy cow: recognising the central role of genotype and its expression through time. *Animal* 7 (1), 89–101 <https://doi.org/10.1017/S1751731111001820>
- Fuentes-Pila, J., DeLorenzo, M.A., Beede, D.K., Staples, C.R., Holter, J.B., 1996. Evaluation of Equations Based on Animal Factors to Predict Intake of Lactating Holstein Cows. *J. Dairy Sci.* 79 (9), 1562–1571. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(96\)76518-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(96)76518-9)
- García, S.C., and Holmes, C.W., 1999. Effects of time of calving on the productivity of pasture-based dairy systems: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research.* 42, 347–362. <https://doi.org/10.1080/00288233.1999.9513384>
- García, S.C., and Holmes, C.W., 2005. Seasonality of calving in pasture-based dairy systems: its effects on herbage production, utilisation and dry matter intake. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 45, 1–9. <https://doi.org/10.1071/EA00110>
- Jones, J.W., Antle, J.M., Basso, B.O., Boote, K.J., Conant, R.T, Foster, I., Godfray, H.C.J., Herrero, M., Howitt, R.E., Janssen, S., Keating, B.A., Munoz-Carpena, R., Porter, C. H., Rosenzweig, C., Wheeler, T.R, 2016. Brief history of agricultural system models. *Ag. Systems* 155, 240–254. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.05.014>.
- Hanrahan, L., McHugh, N., Hennessy, T., Moran, B., Kearney, R., Wallace, M., Shalloo, L., 2018. Factors associated with profitability in pasture-based systems of milk production. *J. Dairy Sci.* 101, 5474–5485. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13223>
- Kalaugher, E., Beukes, P., Bornman, J.F., Clark, A., Campbell, D.I., 2017. Modelling farm-level adaptation of temperate, pasture-based dairy farms to climate change. *Agric. Syst.* 153, 53–68. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2017.01.008>
- Keating, B. A., 2020. Crop, soil and farm systems models–science, engineering or snake oil revisited. *Agric. Syst.* 184, 102903. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102903>
- Lin, L.I., 1989. A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility. *Biometrics* 45, 255–268. <https://doi.org/10.2307/2532051>

- Marshall, P.R., McCall, D.G., Johns, K.L., 1991. Stockpol: A decision support model for livestock farms. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 53, 137–140.
- McCarthy, B., Pierce, K.M., Delaby, L., Brennan, A., and Horan, B., 2012. The effect of stocking rate and calving date on reproductive performance, body state, and metabolic and health parameters of Holstein-Friesian dairy cows. *J. Dairy Sci.* 95, 1337–1348. <https://doi.org/10.3168/jds.2011-4783>.
- McNamara, J. P., Baldwin, R.L., 2000. Estimation of parameters describing lipid metabolism in lactation: challenge of existing knowledge described in a model of metabolism. *J. Dairy Sci.* 83 (1), 128–143. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(00\)74864-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(00)74864-8)
- Moriasi, D.N., Arnold J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *T. ASABE.* 50 (3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Notte, G., Cancela, H., Pedemonte, M., Chilibraste, P., Rossing, W., Groot, J.C.J., 2020. A multi-objective optimisation model for dairy feeding management. *Agric. Syst.* 183, 102854. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102854>
- NRC. 2001. *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 7th ed. National Academies Press, Washington, DC.
- O'Brien, D., Moran, B., & Shalloo, L., 2018. A national methodology to quantify the diet of grazing dairy cows. *J. Dairy Sci.* 101, 8595–8604. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13604>.
- Ortega, G., Nuñez, T., Custodio, D., Mello, R., López, Y., Chilibraste, P., 2018. Effect of stocking rate on pasture production and utilisation on a grazing dairy system during winter and spring. In: *Abstracts of the 2018 American Dairy Science Association Annual Meeting*. American Dairy Science Association, Knoxville, Tennessee, pp. 257.
- Otero, A., & Castro, M., 2019. Variability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) seasonal forage production in the southwest of Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 23 (1), 1-11. <https://doi.org/10.31285/AGRO.23.1.9>
- Parks, J.R., 1982. *A theory of feeding and growth of animals*. Springer-Verlag, Heidelberg. 322 pp.
- Pereira, I., Laborde, D., Carriquiry, M., Lopez-Villalobos, N., Meikle, A., 2010. Productive and reproductive performance of Uruguayan Holstein and Uruguayan Holstein x New Zealand Holstein Friesian cows in a

- predominantly pasture-based system. En: Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production, pp. 306–310.
- Raedts, P.J.M., García, S.C., Chapman, D.F., Edwards, G.R., Lane, N., Rawnsley, R.P., 2017. Is systems research addressing the current and future needs of dairy farms? *Anim. Prod. Sci.* 57 (7), 1311. <https://doi.org/10.1071/AN16647>
- Roche, J.R., Dillon, P.G., Stockdale, C.R., Baumgard, L.H., VanBaale, M.J., 2004. Relationships among international body condition scoring systems. *J. Dairy Sci.* 87 (9), 3076–3079. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(04\)73441-4](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(04)73441-4)
- Roche, J.R., Berry, D.P., Bryant, A.M., Burke, C.R., Butler, S.T., Dillon, P.G., Donaghy, D.J., Horan, B., Macdonald, K.A., Macmillan, K.L., 2017. A 100-Year Review: A century of change in temperate grazing dairy systems. *J. Dairy Sci.* 100 (12), 10189–10233. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13182>
- Ruelle, E., Shalloo, L., Wallace, M., Delaby, L., 2015. Development and evaluation of the pasture-based herd dynamic milk (PBHDM) model for dairy systems. *Eur. J. Agron.* 71, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.09.003>
- Schils, R.L.M., De Haan, M.H.A., Hemmer, J.G.A., Van Den Pol-van Dasselaar, A., De Boer, J.A., Evers, A.G., Holshof, G., Van Middelkoop, J.C., Zom, R.L.G., 2007. DairyWise, a wholes-farm dairy model. *J. Dairy Sci.* 90 (11), 5334–5346. <https://doi.org/10.3168/jds.2006-842>
- Shalloo, L., Dillon, P., Rath, M., & Wallace, M., 2004. Description and validation of the Moorepark dairy system model. *J. Dairy Sci.* 87 (6), 1945-1959. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(04\)73353-6](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(04)73353-6)
- Spaans, O.K., Macdonald, K.A., Neal, M., Auldist, M.J., Lancaster, J.A.S., Bryant, A.M., Doole, J.G., & Roche, J.R., 2019. A quantitative case study assessment of biophysical and economic effects from altering season of calving in temperate pasture-based dairy systems. *J. Dairy Sci.* 102(12), 11523-11535. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-15911>
- Tedeschi, L.O., 2006. Assessment of the adequacy of mathematical models. *Agric. Syst.* 89 (2-3), 225–247. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2005.11.004>
- Wales, W., & Kolver, E.S., 2017. Challenges of feeding dairy cows in Australia and New Zealand. *Anim. Prod. Sci.* 57, 1366–1383. <https://doi.org/10.1071/AN16828>

- White, T.A., Johnson, I.R., Snow, V.O., 2008. Comparison of outputs of a biophysical simulation model for pasture growth and composition with measured data under dryland and irrigated conditions in New Zealand. *Grass Forage Sci.* 63, 339–349. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00635.x>
- Woodward, S.J.R., Romera, A.J., Beskow, W.B., Lovatt, S.J., 2008. Better simulation modelling to support farming systems innovation: Review and synthesis. *New Zeal. J. Agric. Res.* 51 (3), 235–252. <https://doi.org/10.1080/00288230809510452>
- Yang, J.M., Yang, J.Y., Liu, S., Hoogenboom, G., 2014. An evaluation of the statistical methods for testing the performance of crop models with observed data. *Agric. Syst.* 127, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.01.008>

CAPITULO 5. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL IMPACTO AMBIENTAL DE LAS ESTRATEGIAS DE INTENSIFICACIÓN: PÉRDIDA DE N Y EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (ESTUDIO 3)

En los Capítulos 3 y 4 se evaluaron estrategias de intensificación para la lechería uruguaya a nivel experimental (Estudio 1) y mediante modelación (Estudio 2). Si bien los resultados son promisorios desde el punto de vista productivo, la intensificación de la producción lechera debe ser sostenible ambientalmente. Considerando las diferencias sustanciales en términos de clima, suelo y diseño de los sistemas, resulta fundamental la evaluación del riesgo potencial de pérdida de N y la huella de carbono previo a la adopción de estrategias de intensificación para las condiciones particulares de Uruguay. En el Estudio 3 presentado a continuación se evaluó mediante modelación, las pérdidas de N y emisiones de GEI de las estrategias de intensificación presentadas en el Capítulo 3 (Stirling et al., 2021a).

5.1. Introducción

En la actualidad, los sistemas producción animal deben ser sostenibles desde el punto de vista económico, ambiental y social (Britt et al., 2018). Se estima que la demanda mundial de productos lácteos aumentará en los próximos 50 años (OECD & FAO, 2021) y que aquellos países exportadores de lácteos con suficientes recursos naturales para producir más leche y capacidad industrial para convertirla en productos exportables tendrán el potencial de suplir y capitalizar la demanda mundial creciente (Britt et al., 2018). En este sentido, Uruguay ocupa el 7º lugar entre los países exportadores de lácteos (OCDE & FAO, 2021) y tiene el potencial de aumentar aún más su producción de leche de manera competitiva (Fariña & Chilibróste, 2019).

Los sistemas lecheros uruguayos están situados en la zona climática subtropical húmeda (Beck et al., 2018) y se caracterizan por el uso de secuencias forrajeras que combinan pasturas de larga duración con cultivos anuales. Las pasturas más utilizadas son gramíneas templadas (i.e., festuca y dactylis) y leguminosas (i.e., alfalfa, lotus, trébol rojo y blanco), las cuales se renuevan cada 3 o 4 años. El componente anual de la rotación está compuesto por pasturas anuales en invierno (i.e., raigrás anual, avena) y por cultivos de verano para la confección de reservas o pastoreo directo (i.e., maíz, sorgo, sorgo forrajero). Como consecuencia de esta rotación forrajera, una proporción considerable del área queda en barbecho, fuera de la PP, particularmente en otoño. A pesar de ser sistemas pastoriles, estos sistemas utilizan altos niveles de suplementación. En promedio, la pastura representa el 60% del CMS total de alimento, y las reservas y concentrados el 40% restante (Fariña & Chilibróste, 2019). Esto genera que los animales pasen una alta proporción del tiempo confinados en potreros de sacrificio (i.e., pasturas viejas) o en encierros con piso de suelo compactado (Ciganda & La Manna, 2011; INALE, 2019). Adicionalmente, una proporción considerable de predios presentan comederos con piso de hormigón donde los animales son suplementados (INALE, 2019). El alto nivel de suplementación se debe a varios factores, los cuales están relacionados con la productividad de la pastura (i.e., estacionalidad de producción debido a condiciones climáticas o la deficiencia de N) y por otro lado con el diseño y manejo de los sistemas (i.e., alto porcentaje de área no pastoreable debido al barbecho o implantación de nuevas pasturas, o el tipo de pasturas utilizadas).

La carga animal promedio de los sistemas lecheros en Uruguay es de 1,15 vacas/ha, con una producción de 624 kg de sólidos/ha (Fariña & Chilibróste, 2019). Considerando la alta competitividad en el uso de la tierra y la necesidad de producir a bajo costo, se ha identificado que la lechería nacional presenta

una clara oportunidad de aumentar la productividad de leche por hectárea, mediante el incremento de la carga animal y la utilización de forraje por unidad de superficie (Fariña & Chilbroste, 2019). En este sentido, estudios de sistemas llevados a cabo a nivel nacional han demostrado la viabilidad de incrementar la cosecha de forraje de propia producción y la productividad de leche por hectárea mediante el incremento de la carga animal, a través de la implementación de diferentes estrategias productivas (Ortega et al., 2018; Stirling et al., 2021a; Stirling et al., 2021b). En concreto, se demostró que fue biológicamente posible mejorar el desempeño biofísico y económico, duplicando los niveles de productividad y consumo de forraje respecto al promedio de la lechería nacional, con diferentes estrategias de alimentación y genotipos Holando en Uruguay (Artagaveytia & Fariña, 2019; Stirling et al., 2021a). Si bien estos resultados son promisorios y marcan un camino para la intensificación de los sistemas lecheros nacionales, queda por evaluar qué impacto ambiental implica dicha intensificación para así garantizar la sostenibilidad de las mismas previo a su potencial implementación.

Existe una preocupación creciente a nivel mundial respecto al impacto que tiene la producción de alimentos sobre el ambiente (Leip et al., 2021). A nivel nacional, la contaminación de los cursos de agua asociado a las actividades agropecuarias es uno de los principales problemas ambientales (Barreto et al., 2017; Arocena et al., 2018; Gorgoglione et al., 2020; Beretta-Blanco & Carrasco-Letelier, 2021). Esta situación ha llevado a la implementación de políticas gubernamentales que regulan el uso del suelo para minimizar la erosión y reducir la contaminación focal por exceso de nutrientes (ROU, 2008; 1981). Desde la perspectiva del cambio climático, si bien la contribución de Uruguay a nivel global en términos de GEI es mínima, su reducción es de relevancia nacional teniendo en cuenta el compromiso de alcanzar la carbono neutralidad para el año 2030 asumido por Uruguay en el Acuerdo de París (MVOTMA, 2017).

La intensificación de los sistemas lecheros pastoriles de la zona templada oceánica se ha basado en el incremento de la carga animal logrando así un incremento en la productividad de leche y la utilización de pastura por hectárea, pero con efectos adversos sobre el ambiente (Clay et al., 2020; Kelly et al., 2020; Luo & Ledgard, 2021). Este proceso de intensificación ha conllevado el incremento del uso de fertilizantes químicos y de suplementos externos, y ha generado cambios en la cantidad y distribución de los nutrientes dentro del predio, tanto en el tiempo como en el espacio. Si bien en estos sistemas la principal fuente de pérdidas de N con potencial contaminante es la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ de la orina depositada en la pastura (Clark et al., 2007; de Klein et al., 2010; Dillon et al., 2021), son numerosos los factores que influyen en las pérdidas por lixiviación de un sistema de producción (Cameron et al., 2013). Por un lado, se ha reportado que los sistemas con rotación de

cultivos anuales presentan mayor lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en comparación con los sistemas con pasturas perennes (Cameron et al., 2013), debido al alto excedente de N mineral en el suelo tras la cosecha de cultivo y al barbecho con suelo desnudo, entre otros factores (Betteridge et al., 2007; Beare et al., 2010). Por otro lado, la magnitud y distribución de las pérdidas de N en un sistema pastoril está altamente relacionada con la distribución espacial y temporal de la excreta en el sistema (White et al., 2001). En términos de emisiones, se ha reportado que los sistemas pastoriles con alto consumo de pastura presentan una huella de carbono relativamente baja en comparación con otros sistemas de producción, debido al pastoreo durante todo el año de pasturas de alta calidad y bajos uso de suplementos a partir de cultivos (Lorenz et al., 2019; Ledgard et al., 2020). Si bien se han realizado evaluaciones del impacto ambiental de los sistemas de producción lecheros en Uruguay (Lizarralde et al., 2014; Llanos et al., 2018; Darré et al., 2021), no está claro cuáles serían las potenciales fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y de emisiones de GEI de sistemas intensificados con mayor carga animal, uso de concentrados y fertilizante nitrogenado y diferente proporción de cultivos en la rotación.

El objetivo del presente trabajo fue estimar mediante modelación las principales fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y emisión de GEI de diferentes estrategias de intensificación evaluadas para la lechería uruguaya.

5.2. Materiales y métodos

Las cuatro estrategias de intensificación evaluadas en Stirling et al., 2021 (MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, MP-HNA) fueron modeladas utilizando el modelo de simulación *Overseer nutrient budget model* (<https://www.overseer.org.nz/>) durante dos años consecutivos. Para la modelación de los sistemas, los datos fueron introducidos a nivel de sistema completo y de rodeo.

5.2.1. Descripción del modelo de simulación: Overseer

El modelo de simulación Overseer (versión 6.3.5) fue utilizado para estimar el balance predial de N, la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y las emisiones de GEI de los sistemas objeto de estudio. Overseer es un modelo integral de sistemas que estima el balance de los principales nutrientes del suelo (N, P, K, S, Ca, Mg y Na), calcula la pérdida de nutrientes y las emisiones de GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) del sistema (Wheeler et al., 2008). El modelo está basado en submodelos empíricos, y desarrollado a partir de datos experimentales de Nueva Zelanda. Aunque fue desarrollado para las condiciones de NZ, el modelo ha sido utilizado también para evaluar sistemas de otros países de Sudamérica (Becoña et al., 2013; Bilotto et al., 2019) o Europa (Ledgard et al., 2000).

Overseer estima el balance anual de N a nivel de bloque y a nivel global del sistema y por unidad de superficie (kg N/ha), el cual se divide en los ingresos y egresos totales de N y la translocación interna de nutrientes. El N que ingresa al sistema incluye el fertilizante, suplementos, deposición atmosférica y fijación biológica. El N que egresa del sistema incluye el N de los productos (carne o leche), el N transferido por los animales o en el efluente exportado. El modelo calcula el balance total de N como la diferencia entre los egresos e ingresos totales de N, y la eficiencia del uso del N (EUN) como el egreso total N/ ingreso total N. El modelo predice las pérdidas de N en el agua (lixiviación, escurrimiento o descarga directa) o a la atmósfera (volatilización y desnitrificación). Las pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ son calculadas en base al drenaje mensual y a la cantidad de N por debajo de la zona radicular por un submodelo de transferencia. El modelo de N en Overseer está constituido por dos submodelos que estiman las pérdidas de N en los parches de orina (“submodelo de parches de orina”) y las pérdidas de N de la excreta, fertilizante, efluente y otros aditivos orgánicos (“submodelo de trasfondo”). Overseer calcula la deposición mensual de excretas en el área de bloques con pastura (pastoreable), y el destino del N en el parche de orina es modelado teniendo en cuenta los procesos claves de inmovilización, volatilización, desnitrificación y absorción de N por la pastura (Selbie et al., 2013). De acuerdo con el modelo, cualquier exceso de N presente cuando comienza el drenaje se encuentra potencialmente disponible para ser lixiviado. La cantidad de N lixiviada se calcula por un coeficiente de transferencia basado en el volumen de los poros de drenaje. El “submodelo de trasfondo” estima las pérdidas del área entre los parches de orina como consecuencia del agregado de fertilizante, efluente u otros aditivos orgánicos a dicha área. Este submodelo asume que, en ausencia de orina, la pastura es muy efectiva reteniendo el N aplicado como fertilizante o efluente.

Overseer estima las emisiones de GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) del sistema, por fuente y por producto, permitiendo entender de donde provienen las emisiones y cuanto es emitido por las diferentes fuentes. Los valores estimados están expresados en kg de CO_2 equivalente (CO_2e) por hectárea por año. El modelo toma en cuenta las emisiones directas, así como las indirectas provenientes del alimento y fertilizante importado al sistema y las emisiones de las actividades llevadas a cabo en el predio. Los GEI simulados se basan en algoritmos utilizados en el inventario nacional neozelandés (New Zealand's Agricultural National Inventory; MFE, 2018), modificados para incluir prácticas de manejo (Wheeler et al., 2008). Las emisiones de CH_4 se desglosan en las siguientes fuentes: entérico, estiércol y efluente. Las emisiones de CH_4 entérico son calculadas multiplicando el CMS total, estimado mensualmente a partir de los requerimientos energéticos de los animales y el contenido de EM de los alimentos, por un factor de emisión de CH_4 entérico (MFE, 2018). Las emisiones de CH_4 del estiércol se basan en la producción del mismo, lo

cual se estima mensualmente como la suma del CMS x (1 - digestibilidad) de cada alimento, considerando el número de animales y la calidad de la dieta. La emisión de CH₄ del efluente almacenado se basa en los sistemas de manejo de efluente, incluyendo el almacenamiento y los métodos de aplicación. Las emisiones de N₂O se basan en factores de emisión para pérdidas directas de N₂O del potrero y efluente, fertilizante nitrogenado, rastrojos, y emisiones indirectas de la lixiviación de NO₃-N o volatilización de amoníaco. Las emisiones de CO₂ incluyen la electricidad y el combustible, así como la contribución indirecta de la manufacturación y procesamiento de los suplementos y fertilizantes.

5.2.2. Estudio de simulación

Las estrategias de intensificación: MD-HNZ, MD-HNA, MP-HNZ, y MP-HNA fueron modelados con Overseer durante dos años de forma independiente. Para la modelación de los sistemas, los datos fueron introducidos a nivel de sistema completo y de rodeo. Los datos biofísicos de los sistemas (i.e., área, número de animales, distribución de los animales, consumo de suplementos, manejo y fertilización de las pasturas y cultivos) fueron utilizados para parametrizar el modelo. El tipo de suelo predominante (Brunosol Éutrico típico) fue caracterizado en el modelo como melánico sedimentario con textura franco arcillo limoso en la capa superficial del suelo. Las propiedades fisicoquímicas del suelo fueron caracterizadas con datos de muestreos previos realizados en la Unidad de Lechería. Las precipitaciones, evapotranspiración potencial (PET) y temperatura fueron ingresados en el modelo en base mensual utilizando el promedio histórico de los 10 últimos años (Figura 11).

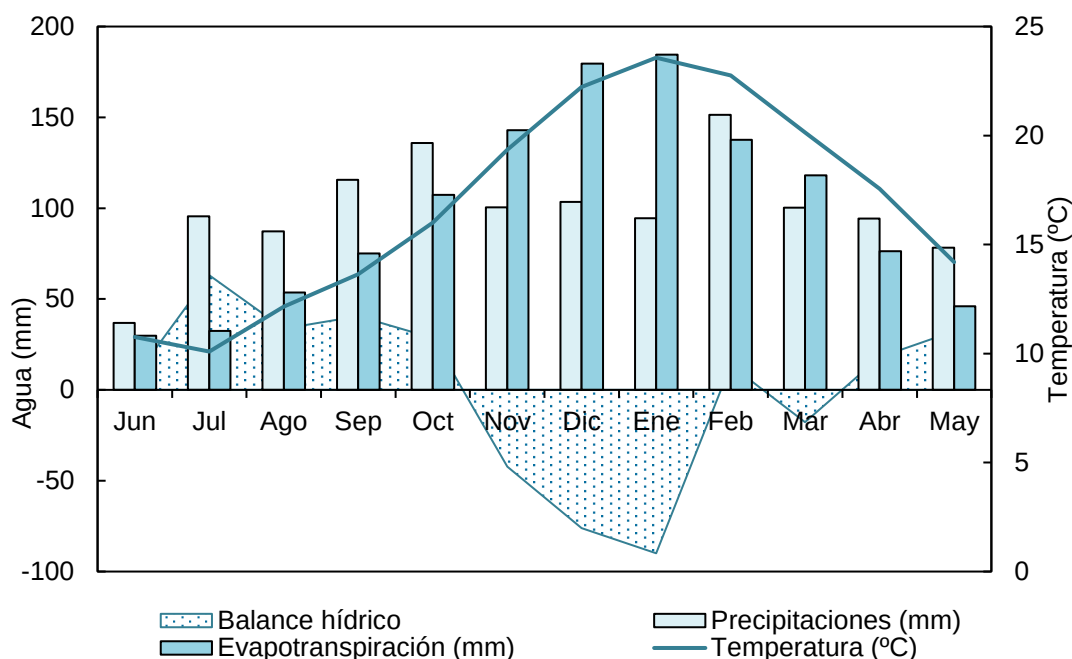


Figura 11. Evolución mensual de las precipitaciones acumuladas, evapotranspiración, temperatura media y balance hídrico durante el período histórico de los últimos 10 años (2009-2018).

El área vaca masa del sistema fue modelada incluyendo el área comprendida por los 10 potreros de cada sistema (área de pasturas y de maíz) y el área no productiva (Figura 12). El área denominada “bloque de pasturas” comprendía el área con pasturas todo el año (festuca o alfalfa + dactylis). El área de “bloque de maíz” representó en la modelación el área del sistema con la siguiente secuencia forrajera: pastura anual - cultivo de maíz – pastura perenne, con los correspondientes períodos de barbecho. El “área no productiva” representó la suma de las áreas de callejones, encierro, sala de ordeño y sistemas de almacenamiento de efluentes.

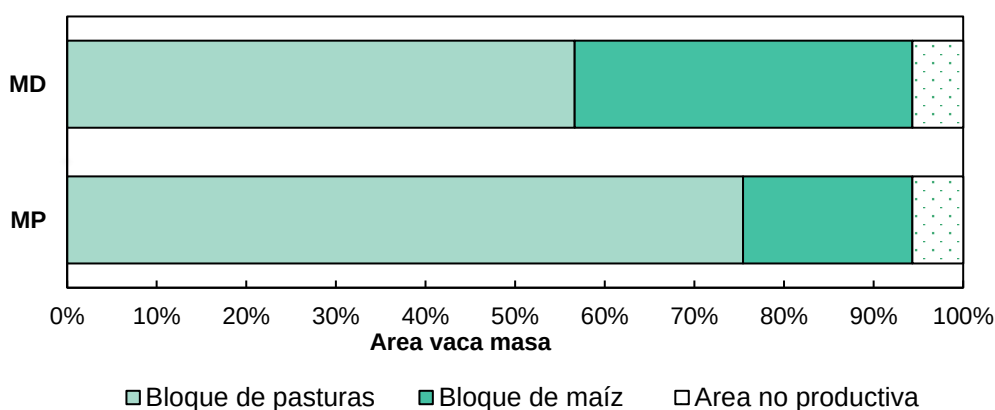


Figura 12. Proporción del área total del predio (área vaca masa) ocupada por bloque de pasturas, bloque de maíz y el área no productiva para cada

estrategia de alimentación. Eje x = área vaca masa; eje y = estrategia de alimentación (MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto).

El efluente fue manejado en dos estructuras: la sala de ordeño y el corral de encierro. El sistema de efluentes de la sala de ordeño incluía una pileta de decantación donde los sólidos eran separados de los líquidos. El corral de encierro simulado presentaba un área para el descanso de las vacas, de piso de suelo compactado, sin gestión de efluente; y una pista de alimentación con comedero y piso de hormigón con raspado y almacenamiento del estiércol en una pila. El tiempo que las vacas pasaban en el encierro fue detallado mensualmente de acuerdo con los registros experimentales. Los efluentes líquidos y sólidos de la sala de ordeño fueron exportados del sistema, y el estiércol colectado de la pista de alimentación en cada sistema fue aplicado como fertilizante en el bloque de maíz de su respectivo tratamiento, tal y como ocurrió a nivel experimental. En el presente estudio, el efluente exportado del sistema fue considerado como un ingreso negativo en el balance de N, para corregir el total de ingreso de N al sistema de acuerdo a lo sugerido por de Klein et al. (2017).

Las salidas de Overseer de interés para este estudio incluyen: el balance predial de N, la EUN, y pérdidas de N cuantificadas por hectárea y por año. Las pérdidas de N presentadas se particionan en lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$, volatilización de amoníaco y desnitrificación. Las pérdidas de N por lixiviación (> 60 cm de profundidad del suelo) fueron reportadas para las diferentes áreas del predio: bloque de pasturas, bloque de maíz y área no productiva. Las pérdidas de N del área no productiva corresponden a las pérdidas de las estructuras del predio como los callejones, corrales de espera, corral de encierro y sistema de almacenamiento de efluentes. En el bloque de pasturas, se reportan las pérdidas de N por lixiviación en el área de los parches de orina y el área entre parches de orina (i.e., pérdidas por aplicación de fertilizante o efluente). Las emisiones anuales de CH_4 , N_2O y CO_2 del sistema se reportan, expresadas en equivalentes de CO_2 (CO_2e) anualmente por hectárea, por vaca o por unidad de producto.

5.3. Resultados

El balance predial de N fue similar en los cuatro sistemas (Cuadro IX). En promedio de los sistemas, el ingreso total de N (corregidos por efluente exportado) fue de 311 kg N/ha, siendo el fertilizante nitrogenado (mineral y orgánico) y los suplementos (concentrado) la principal fuente de N ingresado al sistema. En promedio el fertilizante N y concentrado representaron el 53 y 46% del ingreso total de N. La fijación biológica y deposición atmosférica representaron una menor proporción del total de ingresos de N (0,9 y 0,5% del ingreso total de N, respectivamente). En promedio, el egreso total de N

(leche y carne) fue de 103 kg N/ha. El balance neto de N osciló entre 190 – 221 kg N/ha por año, y la EUN entre 32 – 35% entre los sistemas.

Las pérdidas anuales por lixiviación de NO₃-N predichas por el modelo fueron superiores para los sistemas bajo la estrategia de alimentación MD que MP (145 vs. 107 kg NO₃-N/ha, respectivamente). Sin embargo, la partición de las pérdidas de N al agua y a la atmósfera fueron similares entre sistemas. En promedio, la lixiviación de N representó el 48% de las pérdidas totales, y la volatilización de amoníaco y desnitrificación a la atmósfera representó el 52%.

Cuadro IX. Balance predial de N (N) simulado por Overseer para las cuatro estrategias de intensificación.

Balance predial de N (kg/ha por año)	Sistema ^{1,2}			
	MD		MP	
	HNZ	HNA	HNZ	HNA
Ingreso total de N	327	312	292	315
Fertilizante (mineral y orgánico)	213	198	183	209
Suplementos (concentrado)	179	168	178	175
Deposición atmosférica	2	2	2	2
Fijación biológica	5	5	3	1
Efluente exportado	-72	-61	-75	-72
Egreso total de N	106	102	102	104
N en leche y carne	106	102	102	104
Balance total de N	221	210	190	211
EUN ³ (%)	32	33	35	33
Pérdidas de N				
Lixiviación de nitratos (NO ₃ -N)	112	102	144	145
Volatilización de amoníaco	95	88	102	97
Desnitrificación	40	35	41	41

¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano. ³EUN (%): Eficiencia uso del N = (egreso total N/ ingreso total N) x 100.

La contribución de las diferentes áreas del predio (bloque de pasturas, bloque de maíz y área no productiva) a la lixiviación total de NO₃-N del sistema se presenta en la Figura 13. Nuevamente, se observaron diferencias entre estrategias de alimentación. La contribución del bloque de maíz a la lixiviación total de N del sistema fue superior para los sistemas bajo la estrategia de alimentación MD en comparación con los sistemas MP (61 vs. 31 kg NO₃-N/ha, respectivamente). La contribución del bloque de pastura y del área no productiva a la lixiviación total de NO₃-N fue similar entre estrategias de alimentación. Sin embargo, en términos relativos, la lixiviación de NO₃-N del bloque de pasturas fue levemente superior en los sistemas MP comparado con MD (22 vs. 14%, respectivamente), mientras que lo contrario ocurrió con la lixiviación del bloque de maíz (29 vs. 43%, respectivamente).

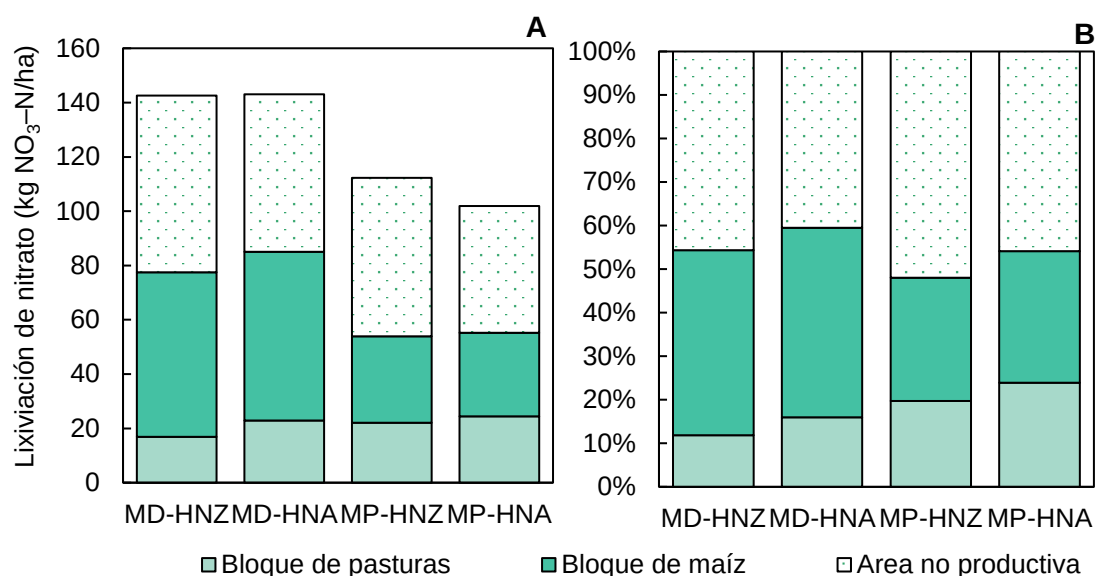


Figura 13. Contribución del bloque de pasturas, bloque de maíz y del área no productiva a la lixiviación anual de nitratos por hectárea (A) y en % (B) en cada estrategia de intensificación (MP-HNZ, MP-HNA, MD-HNZ, MD-HNA). MD: Manda Dieta; MP, Manda Pasto; HNZ, Holando neozelandés; HNA, Holando norteamericano.

La lixiviación de NO₃-N predicha por el modelo a nivel de bloque (bloque de pastura y bloque de maíz) se presentan en la Figura 14. Independientemente del sistema, el bloque de pasturas lixivió en promedio 33,4 kg NO₃-N/ha, oscilando entre 28,5 y 48,2 kg NO₃-N/ha (Figura 14, A1). Del total de NO₃-N lixiviado de los bloques de pasturas, el modelo predijo que ~36% provenía de los parches de orina y el resto provenía del N de fertilizantes o efluente (área entre parches de orina). El área de bloque de maíz lixivió en promedio 167 kg NO₃-N/ha proveniente de la fertilización nitrogenada (Figura 14, A2). La evolución mensual de las pérdidas proveniente de la fertilización N para los bloques difirió entre los bloques de pasturas y maíz (Figura 14, B1 y B2). En el bloque de pastura, el modelo predijo patrones similares entre sistemas, y la mayor parte de las pérdidas ocurrieron predominantemente en los meses de invierno, inicio de la primavera y otoño (Figura 14, B1). En el bloque de maíz, de acuerdo con las predicciones del modelo, la mayor parte de las pérdidas ocurrieron durante los períodos de barbecho (Figura 14, B2).

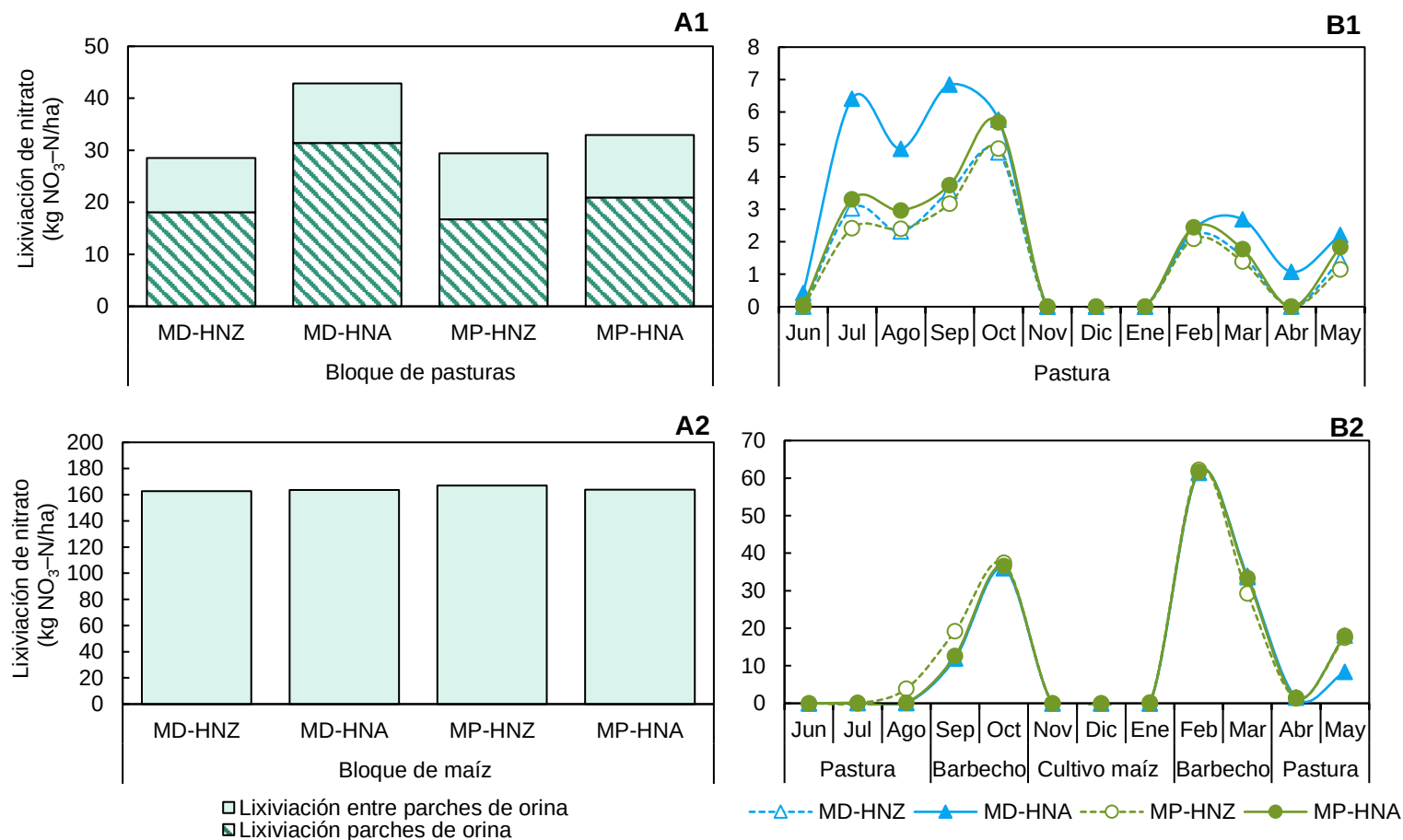


Figura 14. Contribución a la lixiviación total de nitratos por hectárea por año (kg NO₃-N/ha) de los parches de orina y entre parches de orina por bloque (A1: Bloque de pasturas; A2: Bloque de maíz) y distribución mensual (kg NO₃-N/ha) de las pérdidas por lixiviación del área entre parches de orina por bloque (A1: Bloque de pasturas; A2: Bloque de maíz) en cada sistema (MP-HNZ, MP-HNA, MD-HNZ, MD-HNA). MD, Manda Dieta; MP, Manda Pasto; HNZ, Holando neozelandés; HNA, Holando norteamericano.

Las emisiones de GEI totales fueron superiores para los sistemas con genotipo HNZ en comparación con los sistemas con genotipo HNA (15 vs. 14 t CO₂e/ha por año, respectivamente), mientras que el perfil de las emisiones fue similar entre sistemas (Cuadro X). La principal fuente de emisión fue el CH₄ (56 – 58% del total de emisiones de GEI), seguido del CO₂ (22 – 25% del total de emisiones de GEI) y el N₂O (19 – 20% del total de emisiones de GEI). La principal fuente de CH₄ fue el CH₄ entérico. Las principales fuentes de emisión de CO₂ fue la contribución indirecta de la manufacturación y procesado de los suplementos y fertilizantes (85 – 89% del total de CO₂ emitido). Para el N₂O, la principal fuente de emisión fue la excreta depositada en los potreros y el efluente (44 – 51% del total de N₂O emitido), seguido de emisiones indirectas (29 – 35% del total de N₂O emitido), y emisiones del fertilizante nitrogenado sintético (17 – 21% del total de N₂O emitido). En términos de intensidad de las emisiones, las emisiones de GEI por vaca fueron mayores en las vacas HNA que para las vacas HNZ (~7 vs. 6 t CO₂e/vaca, respectivamente) mientras que las emisiones por kg de sólido fueron similares entre sistemas (en promedio 9,8 CO₂e/kg sólido).

Cuadro X. Emisiones totales de gases de efecto invernadero simuladas por Overseer para las cuatro estrategias de intensificación.

Ítem	Sistema ^{1,2}			
	MD		MP	
	HNZ	HNA	HNZ	HNA
Emisiones totales (CO ₂ e kg/ha por año)	14.766	14.105	15.367	14.105
Emisiones totales por fuente (CO ₂ e kg/ha por año)				
Metano (CH ₄)	8.435	7.899	8.789	7.899
Entérico	8.327	7.806	8.689	7.806
Estiércol	48	45	66	45
Efluente	60	49	34	49
Óxido nitroso (N ₂ O)	2.795	2.691	3.140	2.691
Excreta (depositada en potreros y efluente)	1.324	1.189	1.609	1.189
Emisiones indirectas	982	940	963	940
Fertilizante nitrogenado (inorgánico)	483	556	567	556
Cultivos	7	7	2	7
Dióxido de carbono (CO ₂)	3.537	3.515	3.439	3.515
Suplementos (concentrado)	2.368	2.276	2.282	2.276
Fertilizante nitrogenado (inorgánico)	636	739	770	739
Fertilizante (otros)	141	127	119	127
Combustible	128	121	88	121
Electricidad	58	47	58	47
Otros	206	206	123	206
Intensidad de emisiones (kg CO ₂ e)				
por vaca	6.026	7.068	6.268	7.068
por kg de sólido (grasa + proteína)	9,8	9,9	9,6	9,9

¹Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ²Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA = Holando norteamericano.

5.4. Discusión

Para la adecuada evaluación del impacto ambiental de las estrategias de intensificación propuestas era necesario llevar a cabo un abordaje de sistemas. El uso de modelos de simulación para llevar a cabo la evaluación ambiental de los sistemas constituye una herramienta potente para evaluar los impactos de largo plazo y las interacciones de manejo en producción animal (Rotz et al., 2005; Rotz, 2018). Sin embargo, para la correcta interpretación de los resultados del presente estudio es necesario tener en cuenta que el análisis de simulación se realizó con un modelo desarrollado con datos experimentales de Nueva Zelanda, y las predicciones del modelo presentadas en el estudio no han sido validadas a nivel de campo. Por lo tanto, este estudio constituye una primera aproximación para identificar las principales áreas y fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y emisiones de GEI para las estrategias de intensificación objeto de estudio. Los resultados discutidos en esta sección contribuirán a identificar que estrategia ha de presentar menor riesgo ambiental y proveer hipótesis de trabajo para guiar futuros trabajos de investigación ambientales.

5.4.1. Balance predial de N

El hecho de que las estrategias de intensificación evaluadas presentaran similar balance predial de N se explica en mayor medida porque los sistemas presentaron similar suelo y condiciones climáticas, nivel de concentrado y fertilizante, y la misma gestión de efluentes. Alcanzar una alta eficiencia de uso de N es una de las claves para alcanzar sistemas de producción económica y ambientalmente sustentables (Powell et al., 2010; de Klein et al., 2017). Los valores de EUN y balance de N reportados en el presente estudio se encuentran dentro del rango de valores reportados en estudios recientes llevados a cabo en sistemas pastoriles Nueva Zelanda o Irlanda (Akert et al., 2020; Correa-Luna et al., 2021; Lahart et al., 2021; Luo & Ledgard, 2021). Sin embargo, es difícil realizar comparaciones ya que existe una alta variabilidad tanto en la EUN como en el balance de N entre sistemas y países, debido a que están influenciados por el contexto agroclimático en el que operan los sistemas (de Klein et al., 2017). El balance anual de N ha sido sugerido como un mejor indicador del impacto ambiental que la EUN ya que, según se ha demostrado, se encuentra altamente correlacionado con el ingreso de N al sistema (Powell et al., 2010; de Klein et al., 2017). En este sentido, el balance de N reportado para los sistemas evaluados se encuentra asociado con las dos principales fuentes de N del sistema: el concentrado (~5.3 t MS/ha por año) y el fertilizante nitrogenado (~233 kg N/ha por año). Por un lado, el N del concentrado es eliminado a través de la excreta y por otro, el fertilizante N que

no es captado por las plantas genera exceso, y en ambos casos presentan un potencial riesgo de pérdidas por lixiviación. Si bien el balance de N aporta información y confirma el excedente de N de los sistemas evaluados, este es solo un indicativo del riesgo potencial de contaminación. Las principales pérdidas de N mineral en un sistema lechero ocurren por lixiviación, volatilización de amoníaco y desnitrificación (Cameron et al., 2013). De acuerdo con las predicciones del modelo, las pérdidas por lixiviación constituyeron una proporción alta de las pérdidas totales de N en todos los sistemas, representando las estrategias evaluadas una potencial amenaza para los cursos de agua.

5.4.2. Lixiviación de nitratos

En general, los sistemas lecheros pastoriles lixivian cantidades considerables de N (25-110 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$) en comparación con sistemas pastoriles extensivos, como por ejemplo de producción ovina (6 - 58 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$) (Cameron et al., 2013). La predicción de las pérdidas por lixiviación a nivel predial para los sistemas evaluados es elevada si se compara con los valores de lixiviación reportados para sistemas pastoriles de la zona climática templada oceánica, tanto a nivel comercial como experimental (Beukes et al., 2019, 2012; Chapman et al., 2021; Dillon et al., 2021). Sin embargo, la comparación de las pérdidas entre sistemas de distintos países o regiones es difícil de realizar teniendo en cuenta los múltiples factores que afectan la lixiviación, como pueden ser el ingreso de N, concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo, volumen de drenaje, tipo de suelo, tipo de cultivo, manejo, entre otros (Cameron et al., 2013). A su vez, considerando que los valores reportados carecen de validación y son producto de la simulación, la relevancia de las predicciones subyace en la identificación de las potenciales fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el sistema. En este sentido, a diferencia de los sistemas pastoriles de la zona templada oceánica en los cuales el N urinario depositado en la pastura es la principal fuente de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Clark et al., 2007; de Klein et al., 2017), de acuerdo con las predicciones del modelo, en los sistemas evaluados las principales fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ fueron el área no productiva y el bloque de maíz.

Alrededor del 50% del total de N lixiviado se produjo en el área no productiva, la cual se encuentra comprendida por el área de callejones, encierro, sala de ordeño y sistemas de almacenamiento de efluentes. Aunque parte de las pérdidas podrían provenir del sistema de almacenamiento de efluentes o de los callejones, hay varios factores que indican que el corral de encierro fue la principal fuente de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en los sistemas evaluados. Por un lado, aunque el encierro presentaba una pista de alimentación con piso de hormigón donde las excretas eran colectadas y almacenadas, es de notar que también presentaba una zona de descanso para las vacas la cual no contaba con gestión de efluentes. El corral de

encierro del estudio de sistemas fue diseñado con el fin de representar las estructuras comúnmente utilizadas en los sistemas de producción de leche nacionales, presentando piso de suelo compactado sin sistema de drenaje o colección de efluentes en la zona de descanso de los animales (INALE, 2019). En este sentido, hay trabajos nacionales que documentan el potencial impacto ambiental en términos de pérdidas de nutrientes de los potreros de sacrificio en sistemas lecheros (Ciganda & La Manna, 2011) y de los encierros a corral de la ganadería (Ciganda et al., 2015). Las zonas de confinamiento presentan altas densidades de animales y una considerable acumulación de efluente, el cual presenta grandes cantidades de nutrientes concentrados con altos niveles de amoníaco, fosfato, y patógenos, junto con la alta demanda biológica de oxígeno (Longhurst et al., 2000; Vinten et al., 2006). Por lo tanto, si la producción de efluente de estas áreas no se maneja de forma correcta, representa un riesgo para el ecosistema acuático. A modo de ejemplo, el uso de infraestructuras de encierro se ha incrementado en Nueva Zelanda en los últimos años para confinar a los animales de forma estratégica durante los períodos húmedos del invierno, con el fin de evitar el daño en la pastura, proteger el suelo y los animales y reducir las emisiones de N_2O y la lixiviación de NO_3-N (de Klein, 2001; Beukes et al., 2017). A diferencia de los encierros utilizados en Uruguay, estas instalaciones se encuentran reguladas y son construidas específicamente para minimizar las pérdidas al ambiente con materiales inertes y sistemas de drenaje, colección y manejo de efluentes (DairyNZ, 2021).

Otro factor que puede haber contribuido a estas pérdidas es el tiempo de confinamiento, ya que la cantidad de excreta depositada en una determinada área del predio se encuentra altamente correlacionado con el tiempo que los animales pasan en dicho lugar (White et al., 2001). Los sistemas evaluados presentaron altos niveles de suplementación y como consecuencia las vacas pasaron una parte considerable del tiempo confinadas (MD: 56%; MP: 33% del tiempo). De acuerdo con las predicciones del modelo, no hubo diferencias en la cantidad de N lixiviado del área no productiva entre estrategias de alimentación, a pesar de que en la estrategia MD las vacas pasaron más tiempo encerradas. Este resultado podría atribuirse al hecho de que, durante el invierno, en ambas estrategias de alimentación las vacas pasaron la mayor parte del tiempo encerradas debido a la baja disponibilidad de pastura. El encierro es a cielo abierto y se encuentra expuesto a las precipitaciones, las cuales son elevadas en los meses de invierno, lo que pudo haber incrementado el riesgo de lixiviación. En síntesis, este análisis de simulación demuestra que, en los sistemas intensificados evaluados, el uso de encierros a cielo abierto, con piso de suelo y sin gestión de efluentes en la zona de descanso de los animales, es un área de alto riesgo de lixiviación de NO_3-N , constituyendo una amenaza para la contaminación de los cursos de agua. Para minimizar el riesgo de lixiviación de NO_3-N y otros nutrientes, los

sistemas intensificados deberán contar con una adecuada infraestructura en el área de encierro que garantice la captura y gestión del efluente generado por los animales en toda el área de confinamiento.

De acuerdo con el análisis de simulación, la lixiviación de N fue mayor en el bloque de maíz en comparación con el bloque de pasturas. Estos resultados están en línea con estudios previos que indican que los sistemas con rotación de cultivos presentan mayores pérdidas de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en comparación con los sistemas con pasturas perennes (Cameron et al., 2013). Desde el punto de vista ambiental, los cultivos anuales, como el maíz, a menudo se encuentran asociados con un alto excedente de N mineral en el suelo tras la cosecha, lo que puede generar pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Beare et al., 2010; Betteridge et al., 2007). Altos niveles de N mineral tras la cosecha del cultivo, en combinación con altas precipitaciones, conducen a un alto drenaje y lixiviación por debajo de la zona radicular (Manevski et al., 2015). De acuerdo con las predicciones del modelo, las pérdidas ocurrieron durante los períodos de barbecho previo y posterior al cultivo (Figura 14, B2). En este sentido, numerosos estudios muestran que el barbecho con suelo desnudo aumenta el riesgo de lixiviación de N debido a la ausencia de absorción de N por las plantas (Mary et al., 1999; Cameron et al., 2013). En línea con la predicción del modelo, un estudio cuantificando las pérdidas de N por lixiviación en una rotación clásica de cultivo de maíz, reportó que no hubo pérdidas significativas durante el período de crecimiento del cultivo, pero sí altas tasas de pérdida durante el período de barbecho (Tsimba et al., 2020). Adicionalmente, ha sido reportado que la tasa de lixiviación se incrementa con las precipitaciones (Jabloun et al., 2015). En este sentido, en la rotación de los sistemas modelados, el suelo quedó desnudo en barbecho durante los meses de mayores precipitaciones (septiembre – octubre y febrero – marzo; Figura 11), momento en el que se produjo el 42% del total de precipitaciones.

Las ventajas de la inclusión de cultivos de maíz en los sistemas lecheros han sido reportadas por numerosos estudios. Al tratarse de un cultivo de alto rendimiento de forraje, provee altas cantidades de reservas forrajeras para amortiguar los déficits estacionales de producción de pastura, tal y como se fue constatado por Stirling et al. (2021a). Desde un punto de vista ambiental, el maíz presenta un sistema radicular profundo que permite capturar N y agua a profundidades 2 – 3 veces mayores que la mayoría de las pasturas C3, contribuyendo a reponer la materia orgánica del suelo, prevenir la erosión del suelo, prevenir la lixiviación de nutrientes del suelo, restaurar la fertilidad del suelo, y mantener una adecuada estructura del mismo (Grignani et al., 2007; Kristensen & Thorup-Kristensen, 2004). Además, la incorporación de cultivos anuales en la rotación permite erradicar malezas, plagas o enfermedades. Todavía más, en los sistemas pastoriles de NZ, la inclusión de alimentos de alto contenido energético y bajo nivel de proteína en la dieta, como el ensilaje de

maíz, ha sido propuesto como una estriega de mitigación para aumentar la eficiencia de utilización del N en vacas lecheras y reducir las pérdidas de N por unidad de producción (Beukes et al., 2012). Sin embargo, en aquellos estudios en los que se contempló el área necesaria para la producción de maíz, se reportó que la inclusión del cultivo de maíz en el sistema presentó implicancias ambientales negativas, como una mayor lixiviación de N y un mayor uso de energía para la fabricación de los insumos necesarios para el cultivo (Ledgard et al., 2006; Basset-Mens et al., 2009).

El análisis de simulación mostró que el componente anual de la rotación es una fuente de alto riesgo de pérdidas por lixiviación con las estrategias de intensificación evaluadas. En este sentido, debido a una mayor proporción de cultivo de maíz en la rotación, la estrategia de alimentación MD presentó un mayor riesgo de lixiviación que la estrategia MP. Estrategias de mitigación para reducir las pérdidas por lixiviación han sido ampliamente descritas en la bibliografía e incluyen la optimización de las prácticas de fertilización, reducción de la labranza, el uso de “cultivos de captura”, reducción del período de barbecho, entre otras (Manevski et al., 2015; Tsimba et al., 2020; Zyskowski et al., 2016).

La contribución del bloque de pasturas a la lixiviación total del sistema fue baja, especialmente cuando se compara con los sistemas pastoriles de la zona climática templada oceánica, en lo que prácticamente la totalidad de las pérdidas de N ocurren en el área de pasturas (de Klein et al., 2010). A pesar de ser sistemas pastoriles, los sistemas evaluados presentan una menor proporción de pastura en la rotación, ya que una parte del área está ocupada por cultivos. Por otro lado, la proporción de pastura en la dieta es menor que en los sistemas pastoriles templados, incluso en la estrategia MP que persigue maximizar la cosecha de pastura.

De acuerdo con las predicciones del modelo, el análisis de las pérdidas a nivel de bloque muestra que un 40% de las pérdidas se atribuyen a los parches de orina, mientras que el 60% restante se debe a otras fuentes de N, principalmente el fertilizante (Figura 14, A1). A diferencia de estos resultados, en los sistemas pastoriles templados, el N lixiviado de los parches de orina es la principal fuente de pérdidas, constituyendo las pérdidas por fertilización un % mínimo (de Klein et al., 2010). Para un determinado tipo de suelo y clima, el volumen de orina excretado en la pastura, la concentración de N en la orina, y el momento de disposición, son los principales factores determinantes de las pérdidas de N en sistemas lecheros pastoriles (Romera et al., 2012). Probablemente, estas diferencias se deban a que los sistemas evaluados presentaron menor carga animal, menor contenido de N dietario y tiempo de las vacas en pastoreo (Stirling et al., 2021a) que en los sistemas pastoriles reportados en la bibliografía internacional. Las pérdidas de N del área entre

parches de orina (fertilizante) fueron significativas en los sistemas evaluados. Estas pérdidas están determinadas por dos factores fundamentales: la cantidad de N acumulado en la capa superficial del suelo que excede a los requerimientos de las pasturas, y el volumen de drenaje a través del perfil del suelo (Cameron et al., 2013). En este sentido, el total de fertilizante nitrogenado aplicado en la pastura fue en promedio de ~ 160 kg N/ha por año mientras que la producción de pasturas estuvo en el entorno de las 9 – 10 t MS/ha por año. Por otro lado, el modelo predijo que estas pérdidas ocurrieron en invierno, inicio de la primavera y el otoño (Figura 14, B1), momento en que la baja TC de la pastura (Figura 4, Capítulo 3) coincide con un balance hídrico positivo (Figura 11). Aún más, ha sido reportado que condiciones secas del verano, tal y como se reportaron en este estudio, pueden contribuir a la acumulación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en la superficie del suelo debido al bajo crecimiento de las pasturas y baja absorción de N, aumentando el riesgo de lixiviación en el invierno subsiguiente (Cameron et al., 2013).

5.4.3. Emisión de gases de efecto invernadero

La mayor cantidad de emisiones totales por hectárea de los sistemas con genotipo HNZ en comparación con los sistemas con genotipo HNA (15 vs. 14 t $\text{CO}_2\text{e/ha}$ por año, respectivamente) se asocia fundamentalmente a la mayor carga animal en kg de PV, producción de sólidos por hectárea y CMS de los sistemas con genotipo HNZ (Stirling et al., 2021a). En este sentido, ha sido ampliamente reportado en la literatura internacional que la intensificación de un sistema de producción a través del aumento de insumos y de la carga animal, genera un incremento de las emisiones de GEI por unidad de superficie (Casey et al., 2005; Lovett et al., 2006; Beukes et al., 2011; Doltra et al., 2018). En los sistemas evaluados, esta diferencia se debió fundamentalmente a una mayor producción de CH_4 entérico y de N_2O proveniente de la excreta, lo cual se explica por el mayor CMS y por tanto de nitrógeno dietario por hectárea de los sistemas con genotipo HNZ en comparación con los sistemas con genética HNA (Stirling et al., 2021a). Por su parte, las emisiones de CO_2 embebidas no difirieron entre los sistemas con genotipo HNZ y HNA, lo cual evidencia que en todos los sistemas se logró un nivel similar de concentrado por hectárea y se aplicó un mismo nivel de fertilización nitrogenada (Stirling et al., 2021a).

En términos de la estrategia de alimentación, si bien el total de emisiones por hectárea y el perfil de las emisiones (CH_4 , N_2O y CO_2) fue similar entre MD y MP, se pueden observar algunas diferencias aparentes, las cuales se encuentran asociadas al diseño de cada estrategia. En este sentido, si bien la emisión de CH_4 proveniente del estiércol y del efluente representan un porcentaje menor de las emisiones, se observa que, en promedio, la estrategia MP presentó una menor emisión de CH_4 proveniente del efluente almacenado (-42%) y una mayor emisión del estiércol depositado de forma

directa en la pastura (+38%) respecto al sistema MD. Esta diferencia en la partición de las emisiones de CH₄ entre estrategias de alimentación se debe fundamentalmente a que en la estrategia MP los animales estuvieron mayor tiempo en pastoreo (244 vs. 162 días, respectivamente; Stirling et al., 2021a). En este sentido, se ha reportado que la distribución de la excreta en sistemas pastoriles se encuentra altamente relacionado con el tiempo que los animales pasan en un determinado lugar (White et al., 2001). En términos de N₂O, la estrategia de alimentación MP presentó menor emisión de N₂O proveniente de la descomposición del rastrojo del cultivo (-68%), respecto a MD, lo cual se asocia a la menor proporción de cultivos en la rotación en la estrategia de alimentación MP. Finalmente, respecto a las emisiones indirectas de CO₂, los sistemas MP presentaron menos emisiones de CO₂ proveniente del combustible respecto a los sistemas MD. Esto se explica por un mayor consumo de pastura y menor suplementación y confección de reservas forrajeras (i.e., pastura y ensilaje de maíz), y por tanto un menor uso de maquinaria y combustible, de la estrategia MP en comparación con MD. Si bien esta comparación es específica de los sistemas de producción modelados en este estudio, las diferencias observadas entre sistemas están en línea con lo reportado en la bibliografía para otros sistemas de producción y dejan en evidencia la utilidad del modelo de simulación para comparar sistemas de producción y para evaluar potenciales estrategias de mitigación (Lorenz et al., 2019).

En el contexto global, al comparar los valores de emisiones totales de GEI por hectárea del presente estudio con valores reportados en otros estudios de sistemas pastoriles a nivel mundial (de sistemas y modelación) puede observarse como incrementan las emisiones conforme aumenta la productividad por hectárea (Figura 15). A similares niveles de productividad se observa que las estrategias de intensificación evaluadas en el presente estudio se sitúan en una posición favorable en términos de emisiones/ha respecto a los estudios de Irlanda (Lahart et al., 2021) y Nueva Zelanda (Adler et al., 2015). En este sentido, la intensidad de emisiones por kg de sólido producido fue menor en el presente estudio (~9,8 kg CO₂e/kg de sólido) en comparación con los valores reportados por Adler et al. (2015) y Lahart et al. (2021) (12,5 – 14,0 kg CO₂e/kg de sólido). Esto podría explicarse entre otros factores, por el mayor consumo de concentrado entre del presente estudio (5,3 t MS concentrado/ha) en comparación con los estudios mencionados (1 – 3 t MS concentrado/ha).

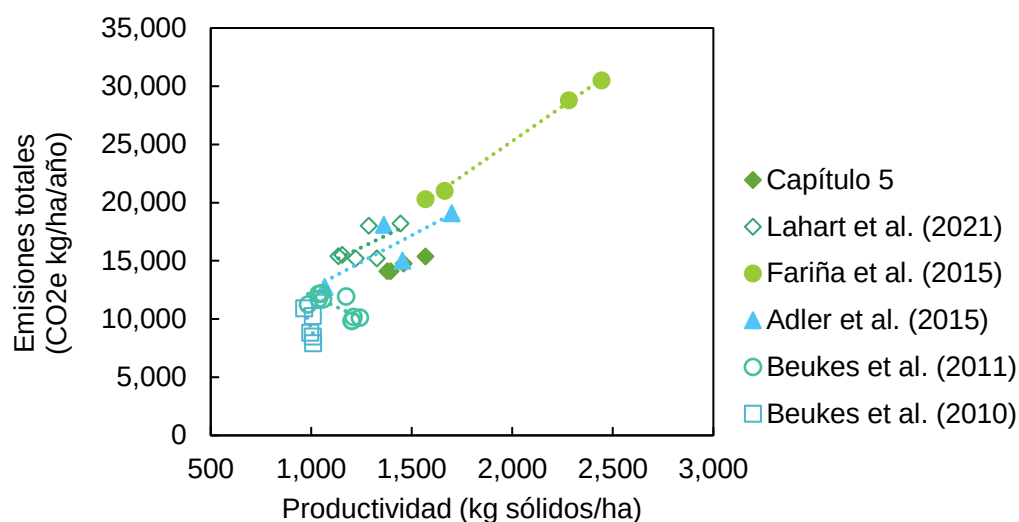


Figura 15. Relación entre productividad de sólidos (grasa + proteína/ha) y emisiones totales (CO₂e kg/ha/año) de diferentes estudios llevados a cabo en sistemas pastoriles de Irlanda (Lahart et al., 2021), Australia (Fariña et al., 2015), Nueva Zelanda (Beukes et al., 2010; 2011; Adler et al., 2015) y los resultados del presente estudio (Capítulo 5).

En términos del perfil de emisiones, en general, en los sistemas lecheros pastoriles, con predominio de pastura en la dieta y bajos niveles de suplementación, el CH₄ entérico constituyen la principal fuente de emisión, seguido de las emisiones de N₂O. En general, estos sistemas presentan un bajo porcentaje de emisiones de CO₂ embebidas en comparación con sistemas confinados (Rotz et al., 2015; Ledgard et al., 2020). Las estrategias de intensificación evaluadas presentan una menor contribución de CH₄ al total de GEI emitidos por hectárea (56,0 – 57,2%) en relación con sistemas más pastoriles (Ledgard et al., 2020) y en contraposición presentan una mayor proporción de emisiones de CO₂, como consecuencia del alto nivel de suplementación con concentrados de estos sistemas.

Respecto a la intensidad de emisiones, los resultados muestran que las vacas HNZ emitieron menos kg CO₂e por vaca en comparación con las vacas HNA (6 vs. 7 t CO₂e/vaca, respectivamente). Esto se explica por el menor consumo por vaca del genotipo HNZ en comparación con el HNA (18,6 vs. 20,3 kg MS/vaca/día; Stirling et al., 2021a). El hecho de que no se observaran diferencias entre las emisiones por kg de sólido podría deberse a que el factor de emisión se basa únicamente en el CMS del animal. En este sentido, el inventario neozelandés utiliza un solo factor de emisión para CH₄ entérico proveniente de los vacunos (21.6 g CH₄/kg MS consumida), el cual se aplica por kg de MS consumida y es el mismo para todos los ingredientes de la dieta. En contraposición, el inventario nacional uruguayo calcula las emisiones de CH₄ según el factor de emisión del IPCC (2006) que se basa en un porcentaje

de la energía consumida. Aun cuando la calidad nutritiva de la MS consumida (en MJ de EM) no altera el factor de emisión, indirectamente puede reducir emisiones ya que afecta la cantidad necesaria de MS de consumo para lograr una determinada producción de sólidos de leche o leche corregida por grasa y proteína.

Las emisiones de GEI de un sistema de producción lechero se encuentran altamente relacionadas con el consumo total de alimento y la cantidad de nitrógeno depositado en el suelo ya sea a través de las excretas o el fertilizante. Dentro de las prácticas existentes para la mitigación de emisión de GEI se encuentra el incremento de la productividad animal y de la eficiencia del sistema (Christie et al., 2012; Lorenz et al., 2019). Por otro lado, existen prácticas emergentes como son los alimentos y genética animal de baja emisión, inhibidores de la nitrificación o inhibidores de la metanogénesis, entre otros, que estarán disponibles en el futuro (Reisinger et al., 2018).

Se ha reportado que la lixiviación de nitratos y emisiones de GEI por hectárea se encuentran altamente correlacionados en los sistemas de producción de leche (Ledgard et al., 2010; Smeaton et al., 2011). De la misma forma, la intensidad de emisiones por kg de producto se encuentra altamente correlacionadas con la intensidad de lixiviación por kg de producto. Estudios recientes realizados en NZ muestran que estrategias de mitigación para reducir la lixiviación de nitratos en el sistema basadas en la reducción del concentrado importado y del fertilizante nitrogenado logran reducir también las emisiones totales de GEI y la intensidad de las mismas (van der Weerden et al., 2018; Beukes et al., 2019). Considerando los resultados del presente estudio en términos de lixiviación de nitratos y GEI, posibles vías de mitigación que mantengan similares niveles de productividad, podrían ser la reducción del fertilizante nitrogenado y del concentrado. De esta forma se reduciría el excedente de N y el flujo de N en el rodeo, reduciendo tanto las emisiones de GEI como la lixiviación de nitratos.

5.5. Conclusiones

El presente estudio de modelación indica que existen dos fuentes principales de potencial riesgo de pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en las estrategias de intensificación evaluadas: el área de encierro y el componente anual de la rotación. Por un lado, se concluye que, independientemente de la estrategia productiva, la intensificación de los sistemas deberá contar con una adecuada infraestructura para la captura y gestión del efluente generado por los animales en toda el área de encierro para minimizar las pérdidas por lixiviación. Por otro lado, la inclusión de cultivos y pasturas anuales en la rotación aumenta el riesgo de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ durante los períodos de barbecho. De acuerdo con las predicciones del modelo de simulación, la intensificación de los sistemas con estrategia de alimentación basada en una

mayor proporción de pasturas perennes en la rotación forrajera y menor área de rotación anual (MP), así como un menor tiempo de encierre de los animales, presenta un menor riesgo de pérdidas de N por lixiviación. Respecto a las emisiones de GEI, el estudio de modelación mostró que los sistemas con mayor carga animal (MD-HNZ y MP-HNZ) presentan mayores emisiones totales por hectárea, explicadas mayormente por metano entérico y óxido nitroso de excreta depositada, pero una menor intensidad de emisión por vaca en comparación con los sistemas MD-HNA y MP-HNA.

Los resultados de este trabajo se basan únicamente en un análisis de simulación y tienen como objetivo proveer hipótesis para futuros trabajos de investigación.

5.6. Referencias bibliográficas

- Adler, A.A., Doole, G.J., Romera, A.J., Beukes, P.C., 2015. Managing greenhouse gas emissions in two major dairy regions of New Zealand: A system-level evaluation. *Agric. Syst.* 135, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.11.007>
- Akert, F.S., Dorn, K., Frey, H., Hofstetter, P., Berard, J., Kreuzer, M., Reidy, B., 2020. Farm-gate nutrient balances of grassland-based milk production systems with full- or part-time grazing and fresh herbage indoor feeding at variable concentrate levels. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 117, 383–400. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10072-y>
- Arocena, R., Chalar, G., Pacheco, J.P., 2018. Agriculture and elevation are the main factors for Pampasic stream habitat and water quality. *Environ. Monit. Assess.* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6622-6>
- Artagaveytia, J., Fariña, S., 2019. Análisis económico, financiero y de riesgo de estrategias de intensificación (Proyecto 10-MIL). Jornada técnica lechera sobre costos Producción. INIA – CREA – INALE, 2019. La Estanzuela. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=NOvytSpPAMg>
- Barreto, P., Dogliotti, S., Perdomo, C., 2017. Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia river basin of Uruguay. *Air, Soil Water Res.* 10. <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68, 1615–1625. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>
- Beare, M.H., Gillespie, F.T.R., Maley, S., Harrison-Kirk, T., De Ruiter, J., 2010. Nitrate leaching from high production forage crop sequences. *Proc. New*

Zeal. Grassl. Assoc. 3, 23–28.
<https://doi.org/10.33584/jnzg.2010.72.2812>

Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci. Data* 5, 1–12.
<https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>

Becoña, G., Ledgard, S., Wedderburn, E., 2013. A comparison of greenhouse gas emissions from Uruguayan and New Zealand beef systems. *Agrociencia Uruguay* 17, 120–130.
<https://doi.org/10.31285/AGRO.17.526>

Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L., 2021. Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Sci. Total Environ.* 761, 143299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>

Betteridge, K., Hoogendoorn, C.J., Thorrold, B.S., Costall, D.A., Ledgard, S.F., Park-Ng, Z.A., Theobald, P.W., 2007. Nitrate leaching and productivity of some farming options in the Lake Taupo catchment. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.* 123–129. <https://doi.org/10.33584/jnzg.2007.69.2677>

Beukes, P., Romera, A., Hutchinson, K., Weerden, T. Van Der, 2019. Benefits and trade-offs of dairy system changes aimed at reducing nitrate leaching. *Animals* 1–11.

Beukes, P.C., Romera, A.J., Gregorini, P., Macdonald, K.A., Glassey, C.B., Shepherd, M.A., 2017. The performance of an efficient dairy system using a combination of nitrogen leaching mitigation strategies in a variable climate. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1791–1801.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.104>

Beukes, P.C., Scarsbrook, M.R., Gregorini, P., Romera, A.J., Clark, D.A., Catto, W., 2012. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surplus for the Waikato region, New Zealand. *J. Environ. Manage.* 93, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.08.013>

Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., 2011. Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167, 708–720. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.050>

Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G., Waghorn, G.C., 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 358–365. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.008>

- Bilotto, F., Recavarren, P., Vibart, R., Machado, C.F., 2019. Backgrounding strategy effects on farm productivity, profitability and greenhouse gas emissions of cow-calf systems in the Flooding Pampas of Argentina. *Agric. Syst.* 176, 102688. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102688>
- Britt, J.H., Cushman, R.A., Dechow, C.D., Dobson, H., Humblot, P., Hutjens, M.F., Jones, G.A., Ruegg, P.S., Sheldon, I.M., Stevenson, J.S., 2018. Invited review: Learning from the future—A vision for dairy farms and cows in 2067. *J. Dairy Sci.* 101, 3722–3741. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14025>
- Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Ann. Appl. Biol.* 162, 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Casey, J.W., Holden, N.M., 2005. The relationship between greenhouse gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *J. Environ. Qual.* 34, 429–436. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0429>
- Chapman, D.F., Dalley, D.E., Edwards, G.R., Cameron, K.C., Malcolm, B.J., Clement, A., Romera, A.J., Pinxterhuis, I.B., Beukes, P.C., Di, H.J., Bryant, R.H., Curtis, J., 2021. Production, profit and nitrogen flows in irrigated dairy systems representing different industry development pathways: the Pastoral 21 experience in Canterbury. *New Zeal. J. Agric. Res.* 64, 3–35. <https://doi.org/10.1080/00288233.2020.1807367>
- Ciganda, V., La Manna, A., 2011. Dinámica de nutrientes e impacto ambiental de los potreros de sacrificio. Resultados del monitoreo de una red de potreros de sacrificio en predios de productores. En: Seminario: Sustentabilidad Ambiental de los Sistemas Lecheros en un contexto económico de cambios. Montevideo, noviembre 2011. Serie Actividades de Difusión N°663. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria URUGUAY. pp. 6–7. Disponible en <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/642/1/112761101111104258.pdf>
- Ciganda, V.S., Lizarralde, C., Eguren, G., 2015. Engorde de ganado bovino a corral o “feedlots”. Cuantificación de su impacto sobre los recursos suelo y agua. *Rev. INIA* 41, 39–44. Disponible en: <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/4804/1/2015-n.41-p.39-44-CIGANDA-revista-INIA-41.pdf>
- Clark, D.A., Caradus, J.R., Monaghan, R.M., Sharp, P., Thorrold, B.S., 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand. *New Zeal. J. Agric. Res.* 50, 203–221. <https://doi.org/10.1080/00288230709510291>

- Clay, N., Garnett, T., Lorimer, J., 2020. Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49, 35–48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>
- Correa-Luna, M., Donaghy, D., Kemp, P., Shalloo, L., Ruelle, E., Hennessy, D., López-Villalobos, N., 2021. Productivity, profitability, and nitrogen utilisation efficiency of two pasture-based milk production systems differing in the milking frequency and feeding level. *Sustain.* 13, 1–15. <https://doi.org/10.3390/su13042098>
- Christie, K.M., Gourley, C.J.P., Rawnsley, R.P., Eckard, R.J., Awty, I.M., 2012. Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Ani Prod Sci.* 52(11):998–1011. <http://dx.doi.org/10.1071/AN12061>
- DairyNZ, 2021. Stand-off pads. Your essential guide to planning, design, and management. Disponible en: https://www.dairynz.co.nz/media/5794563/stand-off_pads_booklet_august_2021_dnz40_050_webpdf.pdf
- Darré, E., Llanos, E., Astigarraga, L., Cadenazzi, M., Picasso, V., 2021. Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. *New Zeal. J. Agric. Res.* 64, 444–462. <https://doi.org/10.1080/00288233.2020.1750433>
- de Klein, C.A.M., 2001. An analysis of environmental and economic implications of nil and restricted grazing systems designed to reduce nitrate leaching from New Zealand dairy farms. II. pasture production and cost/benefit analysis. *New Zeal. J. Agric. Res.* 44, 217–235. <https://doi.org/10.1080/00288233.2001.9513479>
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Alfaro, M., Gourley, C.J.P., Oenema, O., Mark Powell, J., 2017. Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Res.* 55, 479–488. <https://doi.org/10.1071/SR16349>
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Ledgard, S.F., M., S., 2010. A system's perspective on the effectiveness of measures to mitigate the environmental impacts of nitrogen losses from pastoral dairy farming. *Proc. Australas. Dairy Sci. Symp. Proceeding*, 14–28.
- Dillon, P., Shalloo, L., Murphy, D., Brien, D.O., Richards, K., Donovan, M.O., Ruelle, E., 2021. The impact of nitrogen management strategies within grass based dairy systems. *Teagasc*. 21 julio 2021. Disponible en: <https://www.teagasc.ie/publications/2021/the-impact-of-nitrogen-management-strategies-within-grass-based-dairy-systems.php>

- Doltra, J., Villar, A., Moros, R., Salcedo, G., Hutchings, N.J., Kristensen, I.S., Forage management to improve on-farm feed production, nitrogen fluxes and greenhouse gas emissions from dairy systems in a wet temperate region. *Agric. Syst.* 2018, 160, 70–78.
- Fariña, S., Chilbroste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agric. Syst.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.001>
- Gorgoglione, A., Gregorio, J., Ríos, A., Alonso, J., Chreties, C., Fossati, M., 2020. Influence of land use/land cover on surface-water quality of Santa Lucia River, Uruguay. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/su12114692>
- Grignani, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., 2007. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. *Eur. J. Agron.* 26, 442–453. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.01.005>
- INALE, 2019. Encuesta Lechera 2019: Resultados definitivos. Disponilbe en: <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-lechera-2019-resultados-definitivos/>
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4, Agriculture, Forestry and other land use. Chapter 10, Emissions from Livestock and Manure Management; p. 1–87
- Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., Olesen, J.E., 2015. Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *Eur. J. Agron.* 62, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.007>
- Kelly, P., Shalloo, L., Wallace, M., Dillon, P., 2020. The Irish dairy industry – Recent history and strategy, current state and future challenges. *Int. J. Dairy Technol.* 73, 309–323. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12682>
- Kristensen, H.L., Thorup-Kristensen, K., 2004. Root growth and nitrate uptake of three different catch crops in deep soil layers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 529–537.
- Lahart, B., Shalloo, L., Herron, J., O'Brien, D., Fitzgerald, R., Boland, T.M., Buckley, F., 2021. Greenhouse gas emissions and nitrogen efficiency of dairy cows of divergent economic breeding index under seasonal pasture-based management. *J. Dairy Sci.* 104, 8039–8049. <https://doi.org/10.3168/jds.2020-19618>
- Ledgard, S.F., Falconer, S.J., Abercrombie, R., Philip, G., Hill, J.P., 2020. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of

- New Zealand milk. *J. Dairy Sci.* 103, 1031–1046.
<https://doi.org/10.3168/jds.2019-17182>
- Ledgard, S.F., Sprosen, M., Judge, A., Lindsey, S., Jensen, R., Clark, D., Luo, J., 2006. Nitrogen leaching as affected by dairy intensification and mitigation practices in the resource efficient dairying (RED) trial. *Proc. Fertil. Lime Res. Cent. Work. Implement. Sustain. Nutr. Manag. Strateg. Agric.* 263–268.
- Ledgard, S.F., Steel, K., Roberts, A.H.C., Journeaux, P.R., 2000. Use of OVERSEER TM to compare farm systems and countries for nutrient balances, losses and efficiency. Report 83–91.
- Leip, A., Bodirsky, B.L., Kugelberg, S., 2021. The role of nitrogen in achieving sustainable food systems for healthy diets. *Glob. Food Sec.* 28, 100408.
<https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100408>
- Lizarralde, C., Picasso, V., Rotz, C.A., Cadenazzi, M., Astigarraga, L., 2014. Practices to reduce milk carbon footprint on grazing dairy farms in southern Uruguay: Case studies. *Sustain. Agric. Res.* 3, 1.
<https://doi.org/10.5539/sar.v3n2p1>
- Llanos, E., Astigarraga, L., Picasso, V., 2018. Energy and economic efficiency in grazing dairy systems under alternative intensification strategies. *Eur. J. Agron.* 92, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.10.010>
- Longhurst, R.D., Roberts, A.H.C., O'Connor, M.B., 2000. Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. *New Zeal. J. Agric. Res.* 43, 7–14.
<https://doi.org/10.1080/00288233.2000.9513403>
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., Taube, F., 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *J. Clean. Prod.* 211, 161–170.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>
- Lovett, D.K., Shalloo, L., Dillon, P., O'Mara, F.P., 2006. A system approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agric. Syst.* 88, 156–179.
<https://doi.org/10.1016/j.agry.2005.03.006>
- Luo, J., Ledgard, S., 2021. New Zealand dairy farm systems and key environmental effects. *Front. Agric. Sci. Eng.* 8, 148–158.
<https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020372>
- Manevski, K., Børgesen, C.D., Andersen, M.N., Kristensen, I.S., 2015. Reduced nitrogen leaching by intercropping maize with red fescue on

- sandy soils in North Europe: a combined field and modeling study. *Plant Soil* 388, 67–85. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2311-6>
- Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *Eur. J. Soil Sci.* 50, 549–566. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00264.x>
- MFE, 2018. Ministry for the environment. New Zealand's greenhouse gas inventory 1990–2016., En: Fulfilling Reporting Requirements under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. New Zealand Government. Disponible en: <https://environment.govt.nz/assets/Publications/New-Zealands-Greenhouse-Gas-Inventory-1990-2019-Volume-1-Chapters-1-15.pdf>
- MVOTMA, 2017. Inventario nacional de gases de efecto invernadero. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/inventarios-nacionales-gases-efecto-invernadero-ingei>.
- OECD & FAO, 2021. OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/19428846-en>.
- Ortega, G., Nuñez, T., Custodio, D., Mello, R., López, Y., Chilbroste, P., 2018. Effect of stocking rate on pasture production and utilisation on a grazing dairy system during winter and spring, in: Abstracts of the 2018 American Dairy Science Association Annual Meeting. American Dairy Science Association, Knoxville, Tennessee. p. 257.
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Policy* 13, 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.007>
- Reisinger, A., Clark, H., Abercrombie, R., Aspin, M., Ettema, P., Harris, M., Hoggard, A., Newman, M., Sneath, G., 2018. Future options to reduce biological GHG emissions on-farm: critical assumptions and national-scale impact. Report prepared for the Biological Emissions Reference Group. Disponible en: <https://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/32128/direct>
- Romera, A.J., Levy, G., Beukes, P.C., Clark, D.A., Glassey, C.B., 2012. A urine patch framework to simulate nitrogen leaching on New Zealand dairy farms. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 92, 329–346. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9493-1>
- Rotz, C.A., Taube, F., Russelle, M.P., Oenema, J., Sanderson, M.A., Wachendorf, M., 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in

- grassland agriculture. Crop Sci. 45, 2139–2159. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.0523>
- Rotz, C.A., 2018. Symposium review: Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms 1. J. Dairy Sci. 101, 6675–6690. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13272>
- ROU, 2008. Decreto 405/008. Uso responsable y sostenible de los suelos. República Oriental del Uruguay (ROU). Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/ descarga/decreto-405008>
- Selbie, D.R., Watkins, N.L., Wheeler, D.M., Shepherd, M., 2013. Understanding the distribution and fate of nitrogen and phosphorus in OVERSEER®. Proc. New Zeal. Grassl. Assoc. 75, 113–118.
- Smeaton D.C., Cox, T., Kerr, S., Dynes, R., 2011. Relationships between farm productivity, profitability, N leaching and GHG emissions: a modelling approach. Proceedings of the New Zealand Grassland Association 73, pp. 57-62.
- Stirling, S., Delaby, L., Mendoza, A., Fariña, S., 2021a. Intensification strategies for temperate hot-summer grazing dairy systems in South America: Effects of feeding strategy and cow genotype. J. Dairy Sci. 104, 12:12647 – 12663. <https://doi.org/10.3168/jds.2021-20507>
- Stirling, S., Fariña, S., Pacheco, D., Vibart, R., 2021b. Whole-farm modelling of grazing dairy systems in Uruguay. Agric. Syst. 193. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2021.103227>
- Tsimba, R., Gunn, T., Densley, R., Millar, J., Williams, I., Clausen, C., 2020. Quantification of Nitrogen Leaching Losses Under a Typical Maize Silage Cropping System, Nutrient Management in Farmed Landscapes. <http://flrc.massey.ac.nz/publications.html>.
- Van der Weerden, T., Beukes, P., De Klein, C., Hutchinson, K., Farrell, L., Stormink, T., Romera, A., Dalley, D., Monaghan, R., Chapman, D., Macdonald, K., 2018. The effects of system changes in grazed dairy farmlet trials on greenhouse gas emissions. Animals, 8:12, p.234. <https://doi.org/10.3390/ani8120234>
- Vinten, A.J.A., Donnelly, S., Ball, B.C., Crawford, C.E., Ritchie, R.M., Parker, J.P., 2006. A field trial to evaluate the pollution potential to ground and surface waters from woodchip corrals for overwintering livestock outdoors. Soil Use Manag. 22, 82–94. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.00008.x>

- Wheeler, D.M., Ledgard, S.F., DeKlein, C.A.M., 2008. Using the OVERSEER nutrient budget model to estimate on-farm greenhouse gas emissions. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 99–103. <https://doi.org/10.1071/EA07250>
- White, S.L., Sheffield, R.E., Washburn, S.P., King, L.D., Green, J.T., 2001. Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *J. Environ. Qual.* 30, 2180–2187. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2180>
- Zyskowski, R.F., Teixeira, E.I., Malcolm, B.J., Johnstone, P.R., de Ruiter, J.M., 2016. Effectiveness of winter cover crops to reduce nitrogen leaching losses in cropping systems in Waikato, New Zealand. *Agron. New Zeal.* 46, 109–119.

CAPITULO 6. DISCUSIÓN GENERAL

6.1. Introducción

El objetivo general del presente trabajo fue la evaluación del resultado productivo y del potencial impacto ambiental de estrategias de intensificación de sistemas lecheros basadas en el aumento de la productividad de sólidos y utilización de forraje por hectárea en Uruguay. Con el fin de evaluar el sistema completo se llevó a cabo un abordaje sistémico, combinando un estudio experimental de sistemas de dos años de duración y el uso de dos modelos de simulación de sistemas.

La revisión bibliográfica del contexto nacional (Capítulo 2), dejó en evidencia la oportunidad que presenta la lechería uruguaya de incrementar la productividad por hectárea, pero con el desafío de mantener la competitividad y garantizar la sostenibilidad de los recursos naturales. El incremento de la productividad por hectárea mediante el aumento de carga es la estrategia de intensificación más promisoría en Uruguay. Sin embargo, los productores lecheros adoptan sistemas con enfoques y estrategias productivas diferentes para alcanzar este crecimiento, como son diferentes estructuras de alimentación, genotipos animales, distribución de partos o rotaciones forrajeras, entre otras. A nivel internacional se ha demostrado que el aumento de la productividad a través del incremento de la cosecha de forraje producido en el sistema es la estrategia de intensificación que resulta en un mejor resultado productivo y económico en los sistemas pastoriles, aunque puede presentar efectos adversos sobre el ambiente. Considerando la complejidad de los sistemas lecheros y las múltiples interacciones entre los diferentes componentes, surge la necesidad de investigar a nivel de sistema, estrategias de intensificación para el futuro de la lechería uruguaya que permitan explorar niveles de producción de sólidos y utilización de forraje por hectárea superiores a los alcanzados en predios comerciales, así como evaluar el potencial impacto ambiental de las mismas.

Para contestar estas preguntas, se llevó a cabo un estudio experimental de sistemas (Estudio 1; Capítulo 3), el cual constituyó el núcleo de la presente tesis, en el que se evaluaron sistemas intensificados de alta carga, combinando dos estrategias de alimentación y dos genotipos Holando. Los resultados de este estudio sirvieron de base para realizar la evaluación predictiva de un modelo de simulación de sistemas lecheros y modelar así escenarios alternativos con el fin de explorar el límite productivo del sistema con mayor productividad y consumo de pastura por hectárea (Estudio 2; Capítulo 4). Finalmente, se evaluó mediante modelación, el potencial impacto ambiental de las estrategias de intensificación evaluadas experimentalmente (Estudio 3; Capítulo 5). En el presente capítulo se presenta la discusión general integrando los principales resultados de cada estudio, así como los

aspectos metodológicos de la investigación en sistemas. Al final de este capítulo se exponen las conclusiones generales de la tesis, las implicancias prácticas de la misma y se proponen líneas de investigación futuras.

6.2. Abordaje

En el presente trabajo se llevó a cabo la evaluación del desempeño biofísico y ambiental de estrategias de intensificación manteniendo un abordaje de sistemas a través de los diferentes estudios, combinando experimentación de campo y estudios de simulación. Tanto el estudio experimental de sistemas, como el uso de modelos de simulación para la modelación de escenarios y la predicción del potencial impacto ambiental de los sistemas, son metodologías que no han sido utilizadas anteriormente para la evaluación de sistemas lecheros en Uruguay y que marcan un precedente para futuros trabajos de investigación.

Por otro lado, la presente tesis se enmarca en una de las líneas de investigación definidas como prioritarias para la lechería nacional en el plan estratégico nacional de INIA 2016 - 2020: “la investigación de sistemas lecheros de alta producción de leche y cosecha de forraje por hectárea y de bajo costo” (INIA, 2017). Esto llevó a la conformación de un grupo de trabajo constituido por productores, técnicos, asesores e investigadores referentes del sector lechero nacional. Este grupo de trabajo se involucró desde el inicio en el diseño y seguimiento del estudio de sistemas, en el análisis y discusión de los resultados del mismo, así como la formulación de nuevas preguntas de investigación. Esto le confirió a la presente tesis un abordaje integrativo y participativo a lo largo de todos los estudios.

6.3. Análisis productivo y económico de las estrategias de intensificación

6.3.1. Un salto productivo y económico

El estudio experimental de sistemas presentado en el Capítulo 3 (Stirling et al., 2021a) demostró la viabilidad de aumentar la producción de leche por hectárea a partir de la cosecha de forraje producido en el sistema, mediante la implementación de diferentes estrategias de intensificación para los sistemas lecheros de Uruguay. Si bien se observaron diferencias entre sistemas, en términos generales, este estudio demostró que fue biológicamente posible dar un salto productivo respecto al promedio de la lechería nacional, con diferentes estrategias de alimentación y genotipos Holando en Uruguay.

En comparación con el tambo promedio de Uruguay (Fariña & Chilibroste, 2019), las estrategias de intensificación evaluadas presentaron el doble de carga animal (~1,1 vs. 2,5 vacas/ha) y lograron duplicar la producción de

sólidos (~ 624 vs. 1.450 kg sólidos/ha) y el consumo de forraje producido en el sistema por hectárea (~ 5,3 vs. 10 t MS/ha). Así, en las estrategias de intensificación evaluadas, el incremento de la productividad por hectárea se acompañó de un incremento en el uso de concentrado por hectárea respecto al promedio nacional (~1,8 vs. 5,3 t MS/ha); tal como se ha reportado a nivel comercial en los sistemas lecheros que presentan mayor crecimiento en Uruguay (Fariña & Chilbroste, 2019). Sin embargo, es importante resaltar que la relación forraje/ concentrado se mantuvo similar al promedio nacional (70/30). En el contexto internacional, los resultados de productividad reportados en este se encuentran en el rango de valores reportados por otros estudios de sistemas llevados a cabo en Argentina (Baudracco et al., 2011), Australia (Fariña et al., 2011b), Irlanda (McCarthy et al., 2013; Patton et al., 2016; Coffey et al., 2018) y Nueva Zelanda (Macdonald et al., 2008a) para similares niveles de carga animal (Figura 16). Como se puede observar en la gráfica, a similares niveles de carga, los estudios llevados a cabo en Argentina, Uruguay y Australia presentaron mayores niveles de productividad por hectárea en comparación con los estudios de Nueva Zelanda e Irlanda. Por un lado, esta diferencia en productividad por hectárea se puede atribuir a la mayor suplementación con concentrado en los estudios de Uruguay (2,5 t MS/vaca/año), Argentina (1,8 t MS/ha/año), y Australia (1,0 – 2,5 t MS/vaca/año) en comparación con los estudios de Irlanda que presentaron niveles de suplementación que oscilaron entre 300 – 850 kg MS/vaca/año y Nueva Zelanda con niveles de suplementación entre 0 – 190 kg MS/vaca/año. Por otro lado, se asocia a una mayor productividad anual por vaca en los estudios de Uruguay, Argentina y Australia (> 500 kg sólidos/vaca), respecto al resto de estudios (260 – 450 kg sólidos/vaca).

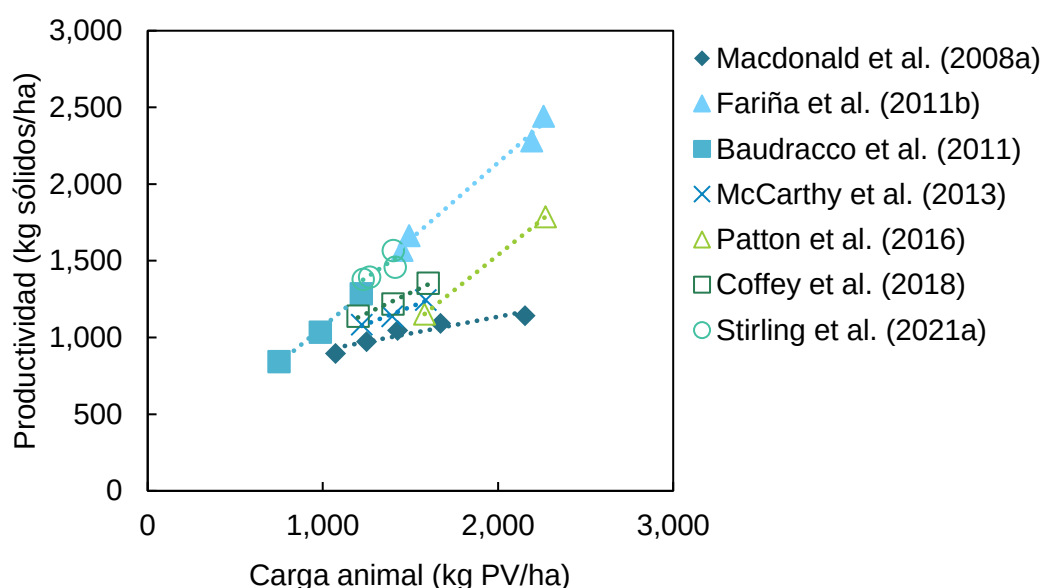


Figura 16. Relación entre carga animal (kg de PV/ha) y productividad de sólidos (grasa + proteína/ha) de diferentes estudios llevados a cabo en sistemas pastoriles de Argentina (Baudracco et al., 2011), Australia (Fariña et

al., 2011b), Irlanda (McCarthy et al., 2013; Patton et al., 2016; Coffey et al., 2018), Nueva Zelanda (Macdonald et al., 2008a) y el presente estudio (Stirling et al. 2021a).

Si bien estos resultados de productividad son promisorios, el análisis económico de estas estrategias de intensificación resulta fundamental para determinar la viabilidad y futura implementación de las mismas a nivel nacional. Como resultado del abordaje participativo del presente estudio, el INALE llevó a cabo el análisis económico de los sistemas a partir de los resultados del primer año de estudio (2017 – 2018), escalando los sistemas experimentales al sistema promedio de Uruguay (Artagaveytia & Fariña, 2019). Los principales resultados se presentan en el Cuadro XI.

Cuadro XI. Resultado económico y análisis de riesgo de las estrategias de intensificación en comparación con el tambo promedio de Uruguay (ML8). Datos extraídos de Artagaveytia & Fariña (2019).

Ítem	Sistema promedio ¹ (ML8)	Sistema ^{2,3}			
		MD		MP	
		HNZ	HNA	HNZ	HNA
Resultado económico					
Producto bruto (US\$/ha)	1.400	3.789	3.524	3.702	3.122
Costos de producción (US\$/ha)	1.186	3.026	2.809	2.498	2.238
Ingreso de capital (US\$/ha) ⁴	214	763	715	1.204	884
Relación insumo/producto	0,85	0,82	0,80	0,67	0,72
Costo/kg de sólido (US\$/kg)	4,14	3,82	3,83	3,39	3,58
Análisis de riesgo ⁶ (años)	2	15	15	250	nunca
Análisis de inversión ⁵					
Inversión (US\$)		385.161	316.387	322.480	263.843
VAN 7,5 % (US\$)		316.152	240.729	740.888	450.161
TIR (%)		18	17	35	28
PRC (años)		6	6	4	4

¹Sistema promedio de Uruguay INALE ML8. ²Estrategia de alimentación: MD = Manda Dieta; MP = Manda Pasto. ³Genotipo: HNZ = Holando neozelandés; HNA= Holando norteamericano.

⁴Costo de producción antes de renta e interés. ⁵VAN = valor actual neto; TIR = tasa interna de retorno de la inversión; PRC = período de recuperación del capital. ⁶Probabilidad ingreso de capital < 200 US\$/ha.

Si bien se observaron diferencias entre sistemas, los resultados globales de este análisis mostraron que la intensificación incrementó el producto bruto (1.400 vs. 3.500 US\$/ha) y los costos de producción (1.029 vs. 2.489 US\$/ha), aumentando considerablemente el ingreso de capital (214 vs. 892 US\$/ha) y mejorando la relación insumo/producto (0,85 vs. 0,75) respecto al sistema promedio de Uruguay. Este análisis reportó un descenso del costo por kg de sólido (4,14 vs. 3,66 US\$/kg sólido) con la intensificación, indicando una mayor resiliencia de estos sistemas a los cambios de precio respecto al sistema promedio uruguayo y por ende una mayor competitividad de los mismos. Según el análisis de riesgo, realizado en base a una serie de 13 años de precio de la leche, precio del concentrado y clima (excesos hídricos y

sequias), muestra que la probabilidad de que el ingreso de capital sea inferior a 200 US\$/ha fue muy baja o prácticamente nula en los sistemas intensificados, mientras que en el sistema promedio uruguayo la probabilidad es de cada 2 años.

Por otro lado, la implementación de las estrategias de intensificación por parte del sistema promedio requiere de una inversión considerable (322.000 US\$); sin embargo, el análisis muestra un incremento de la tasa interna de retorno (17 – 35%) con un período de recuperación del capital de entre 4 y 6 años. En términos de análisis de riesgo, se reportó un descenso del costo por kg de sólido (4,14 vs. 3,66 US\$/kg sólido) con la estrategia de intensificación adoptada, indicando una mayor resiliencia de estos sistemas a los cambios de precio respecto al sistema promedio uruguayo, y, por ende, una mayor competitividad de estos. Conforme aumenta la productividad de sólidos por hectárea se incrementa linealmente el ingreso del capital y desciende el costo por kg de sólido (Figura 17), como se ha reportado en la literatura internacional (Ramsbottom et al., 2015). En síntesis, las estrategias de intensificación evaluadas, bajo un nivel de manejo que alcance los indicadores biofísicos descritos en este estudio, son rentables, mejoran la ganancia, reducen el costo por kg de sólido, y reducen el riesgo de precio y clima en el resultado económico, respecto al sistema promedio nacional, mejorando la competitividad de los mismos.

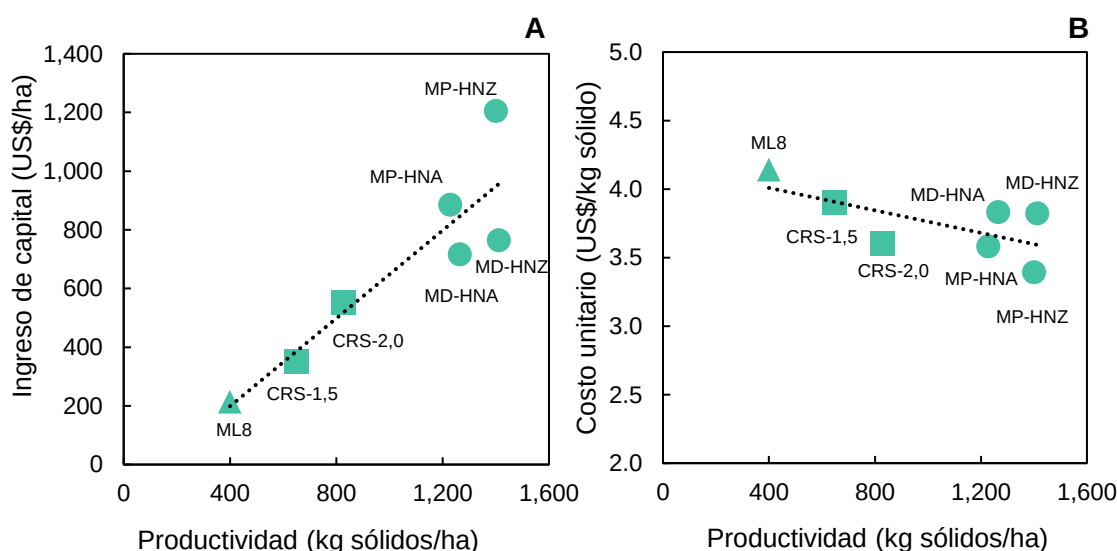


Figura 17. Relación entre productividad de sólidos por hectárea e ingreso de capital (A) y entre productividad de sólidos por hectárea y costo por kg de sólido (B) para el sistema promedio de Uruguay (INALE ML8; ▲), el estudio CRS (■) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 3 (●). Datos extraídos de Artagaveytia & Fariña, (2019).

Así, las estrategias de intensificación evaluadas representan un salto productivo y económico considerable respecto al promedio nacional, y confirman el camino de intensificación promisorio para el crecimiento de la lechería nacional. Los niveles productivos explorados evidencian la brecha productiva existente respecto al sistema lechero promedio de Uruguay. Sin embargo, considerando que hay un 25% de predios lecheros que alcanzan niveles de productividad mayores a los 700 kg sólidos/ha (Chilibroste, 2020), se plantea que los resultados del estudio son alcanzables por parte de los productores nacionales, lo cual es un estímulo importante para la implementación (Raedts et al., 2017). En términos generales, fue posible alcanzar nuevos niveles de producción de sólidos y cosecha de forraje por hectárea gracias al aumento de la carga, el adecuado diseño de los sistemas en términos de infraestructura y el control de los procesos relacionados con el manejo agronómico, del pastoreo y de la alimentación, entre otros. En síntesis, estos resultados muestran una clara ventaja de los sistemas intensificados en términos productivos y económicos respecto al sistema promedio nacional, al mismo tiempo que garantizarían la competitividad internacional de los sistemas lecheros uruguayos.

6.3.2. La estrategia de intensificación que maximiza la cosecha de pastura

Dentro de los sistemas evaluados, las interacciones observadas entre genotipo y estrategia de alimentación demostraron que la combinación MP-HNZ resultó en mayor carga animal, producción de sólidos y cosecha de pastura por hectárea, sin afectar el desempeño animal. A su vez, el análisis económico mostró que el sistema MP-HNZ presentó mayor ingreso de capital y menor costo por kg de sólido que el resto de los sistemas (Artagaveytia & Fariña, 2019). Por un lado, estos resultados confirman que el incremento de la carga animal aumenta la producción de sólidos y el consumo de pastura por hectárea, resultando en un mayor resultado económico, tal como ha sido reportado en la literatura internacional (Baudracco et al., 2010; McCarthy et al., 2011; Roche et al., 2017). Por otro lado, se confirman los hallazgos de trabajos internacionales que describen el mejor desempeño productivo por hectárea del genotipo HNZ en sistemas de base pastoril (Berry, 2015; Delaby et al., 2018), en este caso con mayor nivel de suplementación y en un ambiente productivo distinto.

Así, la estrategia de intensificación MP-HNZ resultó en la mayor producción de sólidos por hectárea y consumo de pastura por hectárea, y por ende en el mejor resultado económico. Sin embargo, en esta estrategia el consumo de pastura representó alrededor del 40% del CMS total por hectárea (6.3 t MS/ha; Capítulo 3). En base a este resultado, surgió el interrogante de si realizando cambios o ajustes en este sistema era posible maximizar la cosecha de pastura más allá del límite alcanzado experimentalmente. Para

contestar a esta pregunta, se recurrió a la modelación de escenarios tomando como línea de base el sistema experimental MP-HNZ, previa evaluación predictiva del modelo de simulación (Capítulo 4; Stirling et al., 2021b). Este estudio de modelación mostró que existe margen para incrementar la cosecha de pastura y alcanzar el 60% del consumo total de alimento por hectárea en el sistema MP-HNZ, mantenido similares niveles de productividad, mediante la combinación de pariciones de invierno y una rotación forrajera basada 100% en pasturas. Teniendo en cuenta que el sistema modelado incrementó el consumo de pastura y redujo el uso de suplementos, sería de esperar también una mejora en el resultado económico respecto al sistema base.

Por un lado, el estudio de modelación confirma lo expuesto en la literatura internacional respecto al efecto que tiene la época de pariciones de un sistema sobre el consumo de pastura (García & Holmes, 2005; McCarthy et al., 2012; Spaans et al., 2019). Tradicionalmente en los sistemas lecheros de Uruguay los partos se producen en otoño (45%; INALE, 2019) y el pico de producción en invierno, lo que supone un desfase importante entre la curva de requerimientos de los animales y la curva de oferta de pastura. Dado que en los meses de otoño e invierno se da la menor producción de pastura, los sistemas con partos de otoño logran bajos consumos de pastura, siendo necesario recurrir a la suplementación para sostener los elevados requerimientos de los animales (Fariña & Chilbroste, 2019; Méndez et al., 2020). Los resultados de la modelación mostraron que, cambiando las pariciones al invierno y el pico de producción a primavera, se logró alinear el alto requerimiento de los animales en este momento con el pico de producción de pastura de la primavera. De esta forma se incrementó el consumo de pastura y redujo el uso de suplementos, sin repercusión en la productividad total. Otro factor para tener en cuenta es que, en general, las pariciones estacionales en Uruguay suelen ser extendidas, y no se encuentran concentradas en un período de 3 meses como ocurre en los sistemas pastoriles estacionales de Nueva Zelanda o Irlanda (Roche et al., 2017). Esto se debe, entre otros factores, a ineficiencias reproductivas asociadas al uso de genética norteamericana bajo las condiciones de producción de Uruguay (Pereira et al., 2011). En este sentido, la implementación de pariciones compactas de invierno con el genotipo HNZ podría resultar más efectivo considerando que la selección genética se ha enfocado en seleccionar una vaca fértil para sistemas de parición estacionales. A su vez, compactar las pariciones a un período de 3 meses puede presentar ventajas adicionales relacionadas al aumento de la eficiencia en el uso de los recursos alimenticios (García & Holmes, 1999), y simplificar el manejo en el sistema, ya que los servicios, partos y secados estarían restringidos a períodos determinados del año. En términos de manejo, en los sistemas lecheros de Uruguay el parto suele realizarse en encierros a cielo abierto y con piso de tierra (INALE, 2019), por lo que la implementación de partos de invierno debería ir acompañado de

infraestructura adecuada, ya que durante esta época se producen altas precipitaciones y condiciones de barro. Por otro lado, la modelación mostró que eliminando el maíz de la rotación y pasando a una rotación forrajera 100% pastoril, se logró incrementar la producción y utilización de pastura. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la producción de forraje en un sistema netamente pastoril dependerá en su totalidad de la producción de pastura, quedando más expuesto a los menores rendimientos y mayor variabilidad de la producción de pastura en comparación con los cultivos como el maíz (Chapman et al., 2008; Fariña et al., 2011a). En este sentido, se abren nuevas interrogantes respecto al uso de variedades forrajeras alternativas a la festuca, alfalfa o dactylis con el fin de aumentar la producción de forraje y reducir así el riesgo del sistema.

Considerando que la modelación es una representación simplificada de la realidad, existen ciertas limitantes propias de la simulación que deben ser consideradas y que abren nuevas interrogantes. Por un lado, teniendo en cuenta que el modelo presenta normas de reacción para las condiciones climáticas de Nueva Zelanda (i.e., clima templado oceánico), no queda claro que impacto tendría modificar la época de parto sobre el efecto negativo del estrés por calor en la producción de los animales a corto y mediano plazo. En este sentido, en las pariciones de otoño los animales pueden sufrir estrés por calor tanto durante el parto como durante las primeras semanas de lactancia (Martínez et al., 2021). Por otro lado, los escenarios modelados maximizaron la utilización de pastura a través de lograr un mayor consumo por vaca, alcanzándose niveles máximos de consumo de 15 kg MS por animal. Si bien mediciones experimentales realizadas en el marco de este estudio de sistemas reportan niveles máximos de consumo de pastura en primavera de 14,5 kg MS/vaca en el sistema MP-HNZ (Capelesso, 2020), sería necesario probar esto a nivel de módulo experimental (sistema completo), ya que son numerosas las variables que afectan el consumo de pastura a lo largo del año.

El estudio de modelación despeja donde está el límite productivo del sistema experimental con mejor resultado productivo y económico (MP-HNZ), al mismo tiempo que abre nuevas interrogantes que podrían ser testeadas a nivel experimental. Por otro lado, este estudio evidencia que, para incrementar la productividad y el consumo de forraje más allá del límite alcanzado tanto a nivel experimental como en la modelación, se deberían explorar estrategias de intensificación alternativas que logren mayores niveles de producción de forraje, por ejemplo, mediante el riego u otros materiales genéticos de pasturas.

6.4. Impacto ambiental de las estrategias de intensificación

Es importante que los sistemas de producción de leche logren sostenerse y crecer cuidando los recursos naturales involucrados en la producción (aire,

agua, suelo y biodiversidad). Así, la evaluación del potencial impacto ambiental de las estrategias de intensificación propuestas para la lechería uruguaya resulta crucial y determinará la sostenibilidad ambiental de las mismas. En el Estudio 3 (Capítulo 5) se evaluó el potencial impacto ambiental, mediante modelación, de las estrategias de intensificación experimentales, en términos de pérdidas de N y emisiones de GEI.

Las pérdidas de nutrientes y las emisiones de GEI de un sistema de producción deben evaluarse de forma integrada y mediante un abordaje sistémico, constituyendo los modelos de simulación una herramienta clave para llevar a cabo este tipo de evaluación (Del Prado et al., 2013; Rotz, 2018). En base a la ausencia de modelos de simulación desarrollados en Uruguay y en la región para la evaluación del impacto ambiental de los sistemas de producción, se utilizó una herramienta de simulación desarrollada hace 30 años en Nueva Zelanda y que actualmente es utilizada tanto en la investigación como para la formulación de políticas públicas en materia ambiental (MPI, 2021). La presente evaluación del potencial impacto ambiental de las estrategias de intensificación propuestas no garantiza la sostenibilidad ambiental de las mismas, sino que constituye un primer paso en la incorporación de la dimensión ambiental en la evaluación de sistemas de producción del futuro.

6.4.1. Pérdidas de nitrógeno

En términos generales, con la intensificación aumentó el ingreso de N al sistema, debido a un mayor nivel de fertilización nitrogenada y consumo de concentrado por hectárea, respecto a los sistemas promedio de Uruguay (Fariña & Chilbroste, 2019). De acuerdo con los datos de la encuesta lechera de INALE (2019), en promedio se aplican en 38 kg N/ha de rotación. No hay en la literatura trabajos nacionales actuales que reporten balances de N de predios comerciales en Uruguay. La comparación de los resultados de este trabajo con datos de un estudio de sistemas llevado a cabo en La Estanzuela, dónde se evaluaron diferentes modelos de intensificación lechera con niveles crecientes de carga animal (0,30 - 1,07 vacas/ha), de productividad (750 - 7,100 L/ha), y de consumo de concentrado (230 - 1,800 kg MS/ha) (La Manna & Durán, 2000), refleja que el mayor ingreso de N al sistema se tradujo en un aumento del excedente total de N (Figura 18). Esta relación lineal entre ingreso de N y excedente ha sido ampliamente reportada en la bibliografía (de Klein et al., 2017; Powell et al., 2010)

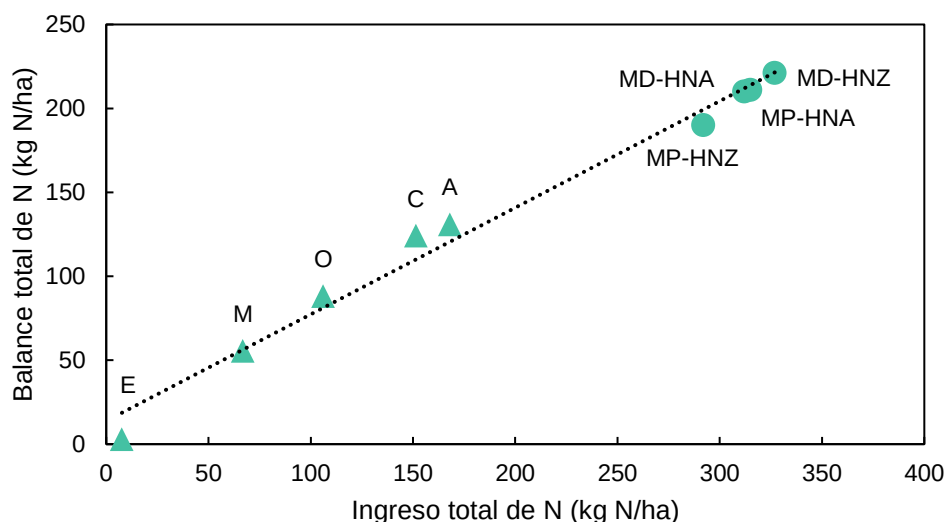


Figura 18. Relación entre ingreso y balance total de N en el sistema para los modelos de intensificación lechera de La Manna & Durán (2000) (E, extensivo; M, mejorado; O, organizado; C, controlado; A, avanzado; ▲) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 5 (●).

Si bien el balance de N aporta información y confirma que los sistemas intensificados tendrán un mayor excedente de N, este es solo un indicativo del riesgo potencial de contaminación. Considerando que las pérdidas de N por lixiviación dependen de numerosos factores y que no existe una asociación directa con el excedente de N de un sistema, en el Estudio 3 se evaluó mediante modelación como se particionan las pérdidas por lixiviación en el sistema en el tiempo y el espacio. Este estudio reveló que, en las estrategias de intensificación evaluadas, el encierro y la fracción anual de la rotación forrajera constituyen las principales zonas o fuentes de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$.

En todas las estrategias de intensificación evaluadas, de acuerdo con la predicción del modelo, alrededor del 50% de pérdidas de N por lixiviación se atribuyeron al encierro. De acuerdo con la encuesta lechera de INALE (2019), en la mayoría de los predios lecheros las vacas se encierran en pasturas viejas o campo natural, lo que se conoce como “potrero de sacrificio”. Una menor proporción en encierros presentan acceso a la pista de alimentación, las cuales suelen presentar piso de hormigón, pero limitado a la zona de comederos, tal y como se realizó en el estudio de sistemas. Existe un trabajo nacional que reporta alta concentración de nutrientes en el suelo de potreros de sacrificio en predios lecheros comerciales y su potencial riesgo de contaminación (Ciganda & La Manna, 2011). Aunque se ha realizado un gran progreso en la gestión y manejo de efluentes de la sala de ordeño y pistas de alimentación, pareciera que las zonas de encierro no han sido abordadas con la misma prioridad (Rodríguez, 2021). Las estrategias de intensificación evaluadas conllevan un incremento importante del número de vacas por hectárea y del tiempo que las vacas están confinadas, incluso bajo la

estrategia de alimentación más pastoril. Considerando que la concentración de animales genera alto nivel de efluentes y de acumulación de nutrientes, estos resultados muestran que la intensificación de los sistemas lecheros debe contemplar una adecuada estructura de confinamiento con sistemas de drenaje y colección de efluentes para evitar la pérdida de nutrientes al ambiente.

Dejando a un lado la potencial pérdida de N en la zona de encierro, la cual puede controlarse mediante una adecuada infraestructura, la otra zona de potencial contaminación predicha por el modelo fue el componente anual de la rotación. De acuerdo con este resultado, el trabajo evidencia que una estrategia de alimentación basada en una mayor proporción de pasturas perennes en la rotación forrajera y menor área de rotación anual (MP) presenta un menor riesgo de pérdidas de N por lixiviación. Todavía más, se puede deducir que el escenario simulado en el Estudio 2, con una rotación forrajera 100% pastoril presentaría no solo la ventaja de incrementar la producción y utilización de pastura en el sistema, sino el beneficio ambiental de una menor pérdida de N al ambiente, asociados a la reducción del barbecho y suelo desnudo.

Si bien este trabajo presenta ciertas limitantes, como es el hecho de que el modelo ha sido desarrollado con datos de Nueva Zelanda y que no existen datos nacionales para la evaluación del mismo, el estudio constituye una primera aproximación para identificar las potenciales fuentes de contaminación de $\text{NO}_3\text{-N}$ e incentivar futuros trabajos para la medición de las mismas.

6.4.2. Gases de efecto invernadero

La comparación de las emisiones de GEI de los sistemas evaluados con datos de predios comerciales de Uruguay (Darré et al., 2021) muestra que conforme aumenta la productividad por hectárea, se produce un incremento de las emisiones totales, mientras que se reducen las emisiones por kg de leche (Figura 19). La disminución de la intensidad de emisiones con la intensificación de los sistemas se atribuye al aumento de la producción por vaca y por unidad de superficie, es decir, al aumento de la eficiencia de los sistemas (Christie et al., 2011; Lorenz et al., 2019).

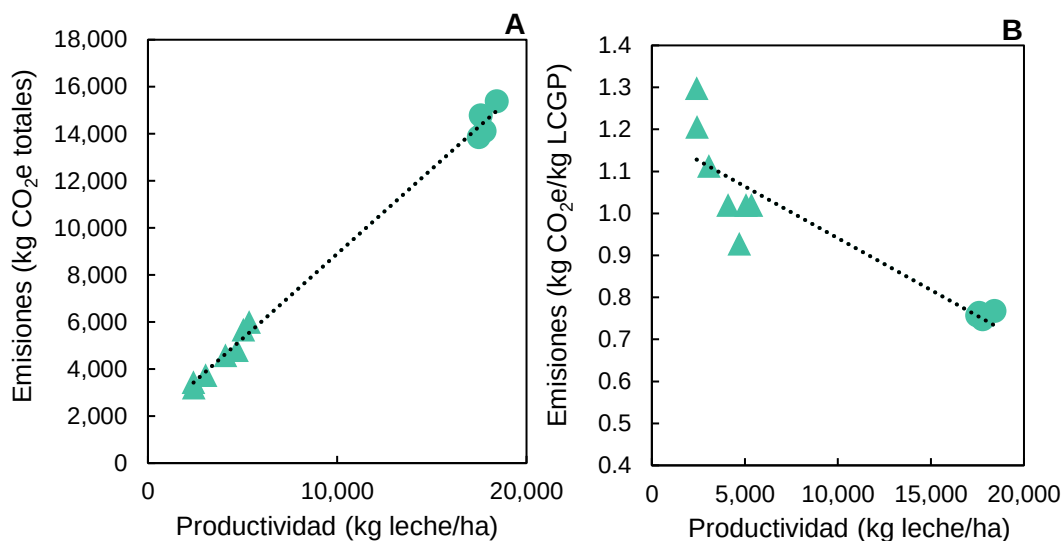


Figura 19. Relación entre productividad de leche por hectárea y emisiones totales (A) y entre productividad de leche por hectárea y la intensidad de emisión (B) para los sistemas lecheros comerciales de Uruguay (Darré et al., 2021) (▲) y las estrategias de intensificación evaluadas en el Capítulo 5 (●).

En términos generales, el estudio muestra que la intensificación de la lechería uruguaya produciría un incremento notorio de las emisiones totales de GEI, pero lograría una reducción de las emisiones por unidad de producto. A su vez, con la intensificación incrementaría el porcentaje de CO₂ (~24%), respecto a los sistemas comerciales de Uruguay (~2% CO₂; Darré et al., 2021), debido al mayor nivel de concentrado y fertilizantes en las estrategias de intensificación respecto a los sistemas promedio de Uruguay.

La comparación de las emisiones de GEI entre países y sistemas es difícil de realizar debido al efecto que tienen las diferentes metodologías, factores de emisión y supuestos sobre los cálculos realizados, siendo importante considerar que los resultados pueden variar de acuerdo con la metodología utilizada. A grandes rasgos, tanto las emisiones totales como relativas estimadas para los sistemas intensificados se encuentran dentro del rango de valores reportados para sistemas intensivos pastoriles de Nueva Zelanda (Ledgard et al., 2020; Luo & Ledgard, 2021), Australia (Christie et al., 2018, 2011) o Irlanda (O'Brien et al., 2016; Lahart et al., 2021). Considerando la demanda global creciente de productos lácteos, se plantea que los esfuerzos de mitigación deberían enfocarse en la reducción de las emisiones de GEI por unidad de producto (Gerber et al., 2011; O'Brien et al., 2012). En este sentido, se ha planteado que el incremento de productividad ofrece no solo una vía de crecimiento de la producción, sino una estrategia de mitigación para sistemas de baja eficiencia y bajos niveles de productividad.

Finalmente, para lograr sistemas lecheros que sean sostenibles en el futuro, es necesario considerar no solo el aspecto productivo-económico y ambiental, sino también la dimensión social de los mismos. Existen numerosos trabajos nacionales de evaluación de la sostenibilidad de sistemas de producción ganaderos extensivos, que incorporan la evaluación de la sostenibilidad social (Malaquín et al., 2012; Febrer et al., 2021; Ruggia et al., 2021), dejando clara la importancia de considerar una visión multidimensional en el análisis de los sistemas productivos. La dimensión social de la sostenibilidad incluye aspectos como el desarrollo comunitario, la resiliencia de la comunidad, los medios de vida, la equidad social, la equidad en salud y los derechos laborales, entre otros (Segerkvist et al., 2020). Si bien la evaluación de la sostenibilidad social está fuera del alcance del presente trabajo, es un área prioritaria que deberá ser abordada, considerando que la intensificación de la lechería tiene efectos complejos y desiguales en diversas dimensiones del bienestar humano (Clay et al., 2020).

6.5. Conclusiones generales

En la presente tesis se evaluó el desempeño biofísico y el potencial impacto ambiental de estrategias de intensificación para la lechería uruguaya, demostrando que:

1. Mediante sistemas productivos intensificados de alta carga animal que combinan diferentes estrategias de alimentación y genotipos Holando, fue biológicamente posible duplicar la productividad de sólidos por hectárea y el consumo de forraje producido en el sistema respecto al promedio de la lechería nacional.
2. El sistema productivo con una estrategia de intensificación basada en maximizar la cosecha de pastura y el genotipo Holando neozelandés (MP-HNZ) alcanzó la mayor productividad y consumo de pastura por hectárea, sin repercusión en el desempeño animal.
3. Existe potencial para incrementar el consumo de pastura por hectárea en el sistema MP-HNZ más allá de lo alcanzado experimentalmente y mantenido similares niveles de productividad, mediante la combinación de pariciones de invierno y una rotación forrajera sin inclusión de cultivos anuales.
4. El trabajo de modelación conllevó la validación de un modelo de simulación de sistemas (Farmax) que permitirá el estudio de múltiples alternativas para los sistemas de la región.
5. Se identificó mediante modelación, que el encierro y la fracción anual de la rotación forrajera constituyen la principal fuente potencial de lixiviación de nitratos en las estrategias de intensificación evaluadas. La estrategia de alimentación basada en una mayor proporción de pasturas perennes en la rotación forrajera y menor área de rotación anual (MP), así como menor tiempo de encierro de los animales, presenta un menor riesgo de pérdidas de N por lixiviación. Los sistemas productivos intensificados conllevarán un incremento notorio de las emisiones totales de GEI, pero lograrían una reducción de las emisiones por unidad de producto respecto al promedio nacional.
6. La presente tesis mostró el beneficio de llevar a cabo un abordaje sistémico, combinando metodología de estudio de sistemas y modelación, para la evaluación integral de sistemas productivos.

Finalmente, los resultados de la presente tesis plantean nuevas interrogantes sobre las limitantes biofísicas y ambientales de las estrategias de intensificación evaluadas y sobre cuál es el límite a la intensificación de los sistemas pastoriles en Uruguay. Por un lado, podrían explorarse estrategias

de intensificación alternativas a las del presente estudio, que alcancen similares niveles de productividad, pero con un menor impacto ambiental, mediante ajustes en el sistema (i.e., ajuste en la época de partos, rotación forrajera, uso de concentrado y fertilizante nitrogenado). Por otro lado, podrían explorarse estrategias de intensificación que alcancen mayores niveles de productividad, por ejemplo, a través de una mayor carga animal y mayores niveles de producción y cosecha de forraje. En cualquier caso, futuros estudios deberán contemplar la dimensión económica, ambiental, y social de los sistemas de forma integrada para garantizar la sostenibilidad de los mismos.

6.6. Referencias bibliográficas

- Artagaveytia, J., Fariña, S., 2019. Análisis económico, financiero y de riesgo de estrategias de intensificación (Proyecto 10-MIL). Jornada técnica lechera sobre costos Producción. INIA – CREA – INALE, 2019. La Estanzuela. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=NOvytSpPAMg>
- Baudracco, J., López-Villalobos, N., Holmes, C.W., Macdonald, K.A., 2010. Effects of stocking rate, supplementation, genotype, and their interactions on grazing dairy systems: A review. New Zeal. J. Agric. Res. 53, 109–133. <https://doi.org/10.1080/00288231003777665>
- Baudracco, J., López-Villalobos, N., Romero, L.A., Scandolo, D., Maciel, M., Comeron, E.A., Holmes, C.W., Barry, T.N., 2011. Effects of stocking rate on pasture production, milk production and reproduction of supplemented crossbred Holstein-Jersey dairy cows grazing lucerne pasture. Anim. Feed Sci. Technol. 168, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.03.017>
- Berry, D.P., 2015. Breeding the dairy cow of the future: What do we need? Anim. Prod. Sci. 55, 823–837. <https://doi.org/10.1071/AN14835>
- Capelesso, A.S., 2020. Alimentación de vacas lecheras en pastoreo. Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria, Universidad de la República, Uruguay.
- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D., Johnson, I.R., 2008. Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 2. Inter-annual variation in forage supply, and business risk. Agric. Syst. 97, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.02.002>
- Chilibroste, P., 2020. Trayectoria de cambio técnico en sistemas comerciales y experimentales en Uruguay. Taller de discusión de sistemas de producción de leche en Uruguay 2020-2030. Fagro – INALE – INIA. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=jruN1Zz9Dwc>
- Christie, K.M., Rawnsley, R.P., Eckard, R.J., 2011. A whole farm systems analysis of greenhouse gas emissions of 60 Tasmanian dairy farms. Anim. Feed Sci. Technol. 166–167, 653–662. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.046>
- Christie, K.M., Rawnsley, R.P., Phelps, C., Eckard, R.J., 2018. Revised greenhouse-gas emissions from Australian dairy farms following application of updated methodology. Anim. Prod. Sci. 58, 937–942. <https://doi.org/10.1071/AN16286>

- Ciganda, V., La Manna, A., 2011. Dinámica de nutrientes e impacto ambiental de los potreros de sacrificio. Resultados del monitoreo de una red de potreros de sacrificio en predios de productores. En: Seminario: Sustentabilidad Ambiental de los Sistemas Lecheros en un contexto económico de cambios. Montevideo, Noviembre 2011. Serie Actividades de Difusión N°663. INIA Uruguay. pp. 6–7. Disponible en <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/642/1/112761101111104258.pdf>
- Clay, N., Garnett, T., Lorimer, J., 2020. Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49, 35–48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>
- Coffey, E.L., Delaby, L., Fleming, C., Pierce, K.M., Horan, B., 2018. Multi-year evaluation of stocking rate and animal genotype on milk production per hectare within intensive pasture-based production systems. *J. Dairy Sci.* 101, 2448–2462. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13632>
- Darré, E., Llanos, E., Astigarraga, L., Cadenazzi, M., Picasso, V., 2021. Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. *New Zeal. J. Agric. Res.* 64, 444–462. <https://doi.org/10.1080/00288233.2020.1750433>
- de Klein, C.A.M., Monaghan, R.M., Alfaro, M., Gourley, C.J.P., Oenema, O., Mark Powell, J., 2017. Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Res.* 55, 479–488. <https://doi.org/10.1071/SR16349>
- Del Prado, A., Crosson, P., Olesen, J.E., Rotz, C.A., 2013. Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems. *Animal* 7 Suppl 2, 373–385. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000748>
- Delaby, L., Buckley, F., Mchugh, N., Blanc, F., 2018. Robust animals for grass based production systems. En: General Meeting of the European Grassland Federation (EGF). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01906540>
- Fariña, S., Chilbroste, P., 2019. Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agric. Syst.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.05.001>
- Fariña, S.R., García, S.C., Fulkerson, W.J., 2011a. A complementary forage system whole-farm study: Forage utilisation and milk production. *Anim. Prod. Sci.* 51, 460–470. <https://doi.org/10.1071/AN10242>

- Fariña, S.R., García, S.C., Fulkerson, W.J., Barchia, I.M., 2011b. Pasture-based dairy farm systems increasing milk production through stocking rate or milk yield per cow: Pasture and animal responses. *Grass Forage Sci.* 66, 316–332. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00795.x>
- Febrer, C., Dieguez, F., Gazzano, I., 2021. Multicriteria sustainability evaluation of thirteen extensive rearing and full-cycle family livestock farming systems of Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 25, 1–17. <https://doi.org/10.31285/agro.25.357>
- García, S.C., Holmes, C.W., 1999. Effects of time of calving on the productivity of pasture-based dairy systems: A review. *New Zeal. J. Agric. Res.* 42, 347–362. <https://doi.org/10.1080/00288233.1999.9513384>
- García, S.C., Holmes, C.W., 2005. Seasonality of calving in pasture-based dairy systems: Its effects on herbage production, utilisation and dry matter intake. *Aust. J. Exp. Agric.* 45, 1–9. <https://doi.org/10.1071/EA00110>
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livest. Sci.* 139, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>
- INALE, 2019. Encuesta Lechera 2019: Resultados definitivos. Instituto Nacional de la Leche y la Oficina de Políticas Agropecuarias del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-lechera-2019-resultados-definitivos/>
- INIA, 2017. Plan Estratégico 2016-2020 visión 2030. Disponible en: https://www.google.com/search?q=pei+inia&rlz=1C1GCEB_enNZ893NZ893&oq=pei+inia&aqs=chrome.69i59j0i512l6j69i60.2397j1j4&source=id=chrome&ie=UTF-8
- La Manna, A., Durán, H., 2000. Balance de nutrientes en tambos, una primera aproximación al proceso de intensificación. XXXVI Jornadas uruguayas de buiatría 12–17.
- Lahart, B., Shalloo, L., Herron, J., O'Brien, D., Fitzgerald, R., Boland, T.M., Buckley, F., 2021. Greenhouse gas emissions and nitrogen efficiency of dairy cows of divergent economic breeding index under seasonal pasture-based management. *J. Dairy Sci.* 104, 8039–8049. <https://doi.org/10.3168/jds.2020-19618>
- Ledgard, S.F., Falconer, S.J., Abercrombie, R., Philip, G., Hill, J.P., 2020. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of

- New Zealand milk. J. Dairy Sci. 103, 1031–1046.
<https://doi.org/10.3168/jds.2019-17182>
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., Taube, F., 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. J. Clean. Prod. 211, 161–170.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.113>
- Luo, J., Ledgard, S., 2021. New Zealand dairy farm systems and key environmental effects. Front. Agric. Sci. Eng. 8, 148–158.
<https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020372>
- Macdonald, K.A., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R., 2008. Effect of stocking rate on pasture production, milk production, and reproduction of dairy cows in pasture-based systems. J. Dairy Sci. 91, 2151–2163.
<https://doi.org/10.3168/jds.2007-0630>
- Malaquín, I., Waquil, P., Morales, H., 2012. Sustentabilidad social de explotaciones ganaderas: El caso de la región del basalto – Uruguay. Agrociencia Uruguay 16, 198–202.
<https://doi.org/10.2477/vol16iss1pp198-202>
- Martínez, R.S., Palladino, R.A., Banchemo, G., Fernández-martín, R., Nanni, M., Juliano, N., Lorio, J., La Manna, A., 2021. Providing heat-stress abatement to late-lactation Holstein cows affects hormones, metabolite blood profiles, and hepatic gene expression but not productive responses. Appl. Anim. Sci. 37, 490–503.
<https://doi.org/10.15232/aas.2020-02109>
- McCarthy, B., Delaby, L., Pierce, K.M., Journot, F., Horan, B., 2011. Meta-analysis of the impact of stocking rate on the productivity of pasture-based milk production systems. Animal 5, 784–794.
<https://doi.org/10.1017/S1751731110002314>
- Mccarthy, B., Pierce, K.M., Delaby, L., Brennan, A., Fleming, C., Horan, B., 2013. The effect of stocking rate and calving date on grass production, utilization and nutritive value of the sward during the grazing season. Grass Forage Sci. 68, 364–377. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00904.x>
- McCarthy, B., Pierce, K.M., Delaby, L., Brennan, A., Horan, B., 2012. The effect of stocking rate and calving date on reproductive performance, body state, and metabolic and health parameters of Holstein-Friesian dairy cows. J. Dairy Sci. 95, 1337–1348.
<https://doi.org/10.3168/jds.2011-4783>

- Méndez, M.N., Chilibróste, P., Aguerre, M., 2020. Pasture dry matter intake per cow in intensive dairy production systems: Effects of grazing and feeding management. *Animal* 14, 846–853. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S1751731119002349>
- MPI, 2021. Overseer. History, ownership and technical review. Disponible en: <https://www.mpi.govt.nz/agriculture/farm-management-the-environment-and-land-use/overseer-a-nutrient-management-tool-for-farmers-and-growers/>
- O'Brien, D., Geoghegan, A., McNamara, K., Shalloo, L., 2016. How can grass-based dairy farmers reduce the carbon footprint of milk? *Anim. Prod. Sci.* 56, 495–500. <https://doi.org/10.1071/AN15490>
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., Wallace, M., 2012. Evaluation of the effect of accounting method, IPCC v. LCA, on grass-based and confinement dairy systems' greenhouse gas emissions. *Animal* 6, 1512–1527. <https://doi.org/10.1017/S1751731112000316>
- Patton, D., Pierce, K.M., Horan, B., 2016. Effect of stocking rate on milk and pasture productivity and supplementary feed use for spring calving pasture fed dairy systems. *J. Dairy Sci.* 99, 5904–5915. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10305>
- Pereira, I., Laborde, D., Carriquiry, M., Lopez-Villalobos, N., Meikle, A., 2011. Productive and reproductive performance of Uruguayan Holstein and Uruguayan Holstein x New Zealand Holstein Friesian cows in a predominantly pasture-based system 306–310.
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Policy* 13, 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.007>
- Raeds, P.J.M., García, S.C., Chapman, D.F., Edwards, G.R., Lane, N., Rawnsley, R.P., 2017. Is systems research addressing the current and future needs of dairy farms? *Anim. Prod. Sci.* 57, 1311. <https://doi.org/10.1071/AN16647>
- Ramsbottom, G., Horan, B., Berry, D.P., Roche, J.R., 2015. Factors associated with the financial performance of spring-calving, pasture-based dairy farms. *J. Dairy Sci.* 98, 3526–3540. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8516>
- Roche, J.R., Berry, D.P., Bryant, A.M., Burke, C.R., Butler, S.T., Dillon, P.G., Donaghy, D.J., Horan, B., Macdonald, K.A., Macmillan, K.L., 2017. A 100-Year Review: A century of change in temperate grazing dairy

- systems. J. Dairy Sci. 100, 10189–10233. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13182>
- Rodriguez, M., 2021. Circularidad de nutrientes en producción de leche en Uruguay. Proyecto: Evaluación de alternativas de manejo de efluentes de tambos para contribuir al logro del plan de acción del PNA-Agro y las metas de la NDC de Uruguay. Reporte de Resultados, Enero 2021.
- Rotz, C.A., 2018. Symposium review: Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms 1. J. Dairy Sci. 101, 6675–6690. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13272>
- Ruggia, A., Dogliotti, S., Aguerre, V., Albicette, M.M., Albin, A., Blumetto, O., Cardozo, G., Leoni, C., Quintans, G., Scarlato, S., Tiftonell, P., Rossing, W.A.H., 2021. The application of ecologically intensive principles to the systemic redesign of livestock farms on native grasslands: A case of co-innovation in Rocha, Uruguay. Agric. Syst. 191, 103148. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2021.103148>
- Segerkvist, K.A., Hansson, H., Sonesson, U., Gunnarsson, S., 2020. Research on environmental, economic, and social sustainability in dairy farming: A systematic mapping of current literature. Sustain. 12, 1–14. <https://doi.org/10.3390/SU12145502>
- Spaans, O.K., Macdonald, K.A., Neal, M., Auldist, M.J., Lancaster, J.A.S., Bryant, A.M., Doole, G.J., Roche, J.R., 2019. A quantitative case study assessment of biophysical and economic effects from altering season of calving in temperate pasture-based dairy systems. J. Dairy Sci. 102, 11523–11535. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-15911>
- Stirling, S., Delaby, L., Mendoza, A., Fariña, S., 2021a. Intensification strategies for temperate hot-summer grazing dairy systems in South America: Effects of feeding strategy and cow genotype. J. Dairy Sci. 104, 12:12647 – 12663. <https://doi.org/10.3168/jds.2021-20507>
- Stirling, S., Fariña, S., Pacheco, D., Vibart, R., 2021b. Whole-farm modelling of grazing dairy systems in Uruguay. Agric. Syst. 193. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2021.103227>

ANEXOS

Publicación I: Stirling, S., Delaby, L., Mendoza, A., Fariña, S., 2021a. Intensification strategies for temperate hot-summer grazing dairy systems in South America: Effects of feeding strategy and cow genotype. J. Dairy Sci. 104, 12:12647 – 12663. <https://doi.org/10.3168/jds.2021-20507>

Publicación II: Stirling, S., Fariña, S., Pacheco, D., Vibart, R., 2021b. Whole-farm modelling of grazing dairy systems in Uruguay. Agric. Syst. 193. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103227>