

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA DE AGRONOMIA

**PÉRDIDAS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO POR ARRASTRE
SUPERFICIAL Y SUBSUPERFICIAL EN PRADERAS
PERMANENTES EN UN ANDISOL BAJO SISTEMAS
INTENSIVOS DE PASTOREO**

Tesis presentada como parte de los
requisitos para optar al grado de
Licenciado en Agronomía.

Fernando Manuel Frez Bustamante

Valdivia - Chile

2007

Investigación financiada a través del Proyecto FONDECYT N° 1040104.

PROFESOR PATROCINANTE:

Dante Pinochet T.

Ing. Agr., M. Sc., Ph. D.

PROFESOR COPATROCINANTE:

Marta Alfaro V.

Ing. Agr., Ph. D.

PROFESOR INFORMANTE:

Francisco Salazar S.

Ing. Agr., Ph. D.

AGRADECIMIENTOS

Al terminar esta etapa de mi vida, quiero dar mis más sinceros agradecimientos a quienes de algún modo hicieron posible el desarrollo de este trabajo, en especial a:

- Mis padres y hermanos; Santiago, Carmen, Marcelo y Verónica por la lealtad, paciencia, apoyo incondicional, amistad y cariño que me han entregado en todas las circunstancias que nos ha tocado vivir.

- A mi tía Amalia y a las familias Frez, Bustamante, Meza y Santana, por toda la ayuda y apoyo entregado.

- A Karin San Martín y familia por su compañía, comprensión, ayuda, apoyo, y cariño entregado durante toda mi etapa universitaria.

- A mis profesores Dante Pinochet, Marta Alfaro y Francisco Salazar, por sus consejos sabios, apoyo constante y alentarme en seguir adelante y guiar mi trabajo hasta su finalización.

- Al personal de INIA-Remehue por colaborar en la realización de mi trabajo, en especial a María Elena Ojeda y Luis Ramírez por su disposición y amabilidad que siempre tuvieron.

- A mi amigo Jorge Navarro y familia por su incondicional amistad, apoyo, por compartir y entregar momentos muy alegres, los que recordaré por siempre.

INDICE DE MATERIAS

| Capítulo | | Página |
|-----------------|--|---------------|
| 1 | INTRODUCCION | 1 |
| 2 | REVISIÓN BIBLIOGRAFICA | 3 |
| 2.1 | Antecedentes generales. | 3 |
| 2.1.1 | Importancia del agua en arrastre y erosión. | 5 |
| 2.1.1.2 | Arrastre superficial de agua en praderas. | 6 |
| 2.1.2 | Sistemas de pastoreo. | 6 |
| 2.1.3 | Carga animal, presión de pastoreo, intensidad de pastoreo y carga instantánea. | 7 |
| 2.1.4 | Compactación del suelo en praderas. | 8 |
| 2.1.5 | Drenaje en praderas. | 10 |
| 2.1.5.1 | Pérdida de nutrientes en suelos drenados. | 10 |
| 2.1.5.1.1 | Pérdidas de nitrógeno en aguas de drenaje. | 11 |
| 2.1.5.1.2 | Pérdidas de fósforo en aguas de drenaje. | 12 |
| 2.2 | Nitrógeno. | 12 |
| 2.2.1 | Importancia del nitrógeno. | 12 |
| 2.2.2 | Ciclo del Nitrógeno. | 13 |
| 2.2.3 | Pérdidas de Nitrógeno en praderas. | 13 |
| 2.2.3.1 | Pérdidas de Nitrógeno a la atmósfera. | 13 |
| 2.2.3.2 | Lixiviación de nitrógeno. | 15 |
| 2.2.4 | Formas contaminantes de N en el agua. | 16 |
| 2.2.4.1 | Traspasso de N desde el suelo a aguas superficiales. | 16 |
| 2.2.4.2 | Período vulnerable para el traspasso de N. | 17 |

| Capítulo | | Página |
|-----------------|---|---------------|
| 2.3 | Fósforo. | 17 |
| 2.3.1 | Importancia del fósforo. | 17 |
| 2.3.2 | Ciclo del fósforo. | 18 |
| 2.3.2.1 | Pérdidas de P desde suelos. | 18 |
| 2.3.2.2 | Movimiento de P desde el suelo a cursos de agua. | 20 |
| 2.3.2.3 | Vías de transferencia de P desde el suelo al agua. | 21 |
| 2.4 | Reciclaje de nutrientes. | 22 |
| 2.4.1 | Reciclaje de nutrientes a través de excretas animales. | 22 |
| 2.4.2 | Deposición y distribución de fecas. | 23 |
| 2.5 | Normas de emisión de Nutrientes contaminantes en Chile. | 24 |
| 3 | MATERIAL Y MÉTODO | 26 |
| 3.1 | Ubicación del ensayo. | 26 |
| 3.2 | Duración del estudio. | 26 |
| 3.3 | Características del lugar de estudio. | 26 |
| 3.3.1 | Clima. | 26 |
| 3.3.2 | Suelo. | 26 |
| 3.3.3 | Pradera. | 27 |
| 3.3.4 | Fertilización. | 27 |
| 3.4 | Establecimiento del ensayo. | 27 |
| 3.4.1 | Confección e instalación de parcelas diamantes. | 27 |
| 3.4.2 | Animales utilizados en el ensayo. | 29 |
| 3.4.3 | Sistema de pastoreo utilizado. | 29 |
| 3.4.4 | Tratamientos. | 30 |
| 3.4.5 | Recolección y frecuencia de muestreo. | 30 |
| 3.4.6 | Evaluaciones realizadas. | 31 |
| 3.4.6.1 | Análisis químico de suelo. | 31 |
| 3.4.6.2 | Análisis de las condiciones físicas de suelo. | 31 |

| Capítulo | | Página |
|----------|---|--------|
| 3.4.6.3 | Precipitaciones y evaporación durante el periodo de evaluación. | 32 |
| 3.4.6.4 | Registro del agua drenada. | 32 |
| 3.4.6.5 | Medición de la concentración de nitrato y fosfato en las aguas colectadas. | 32 |
| 3.4.7 | Estimación de las pérdidas de nitrato y fosfato (g ha^{-1}). | 32 |
| 3.5 | Análisis estadístico. | 33 |
| 4 | PRESENTACIÓN Y DISCUSION DE RESULTADOS | 34 |
| 4.1 | Determinación de la cantidad de agua de arrastre superficial y subsuperficial en las parcelas. | 34 |
| 4.1.1 | Evaluación de las precipitaciones y evaporación (mm día^{-1}) durante el período abril-octubre 2004. | 34 |
| 4.1.2 | Evaluación del agua drenada a nivel superficial y subsuperficial (ml parcela^{-1}) durante el período de estudio. | 36 |
| 4.2 | Evaluación de la variación en la condición de suelo bajo el manejo de carga instantánea en la pradera. | 38 |
| 4.2.1 | Análisis químico del suelo. | 38 |
| 4.2.2 | Análisis de propiedades físicas del suelo. | 40 |
| 4.3 | Evaluación de la concentración promedio de N-NO_3 en aguas de arrastre superficial y subsuperficial (mg L^{-1}) bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga instantánea. | 44 |
| 4.3.1 | Evaluación de la descarga promedio de N-NO_3 superficial y subsuperficial (g ha^{-1}) determinadas bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga instantánea. | 54 |

| Capítulo | | Página |
|-----------------|--|---------------|
| 4.4 | Evaluación de la concentración promedio de P-PO ₄ (mg L ⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga instantánea. | 59 |
| 4.4.1 | Evaluación de la descarga promedio de fosfato superficial y subsuperficial (g ha ⁻¹) determinadas bajo praderas permanentes, manejadas bajo distinto carga instantánea. | 69 |
| 5 | CONCLUSIONES | 77 |
| 6 | RESUMEN | 79 |
| | SUMMARY | 80 |
| 7 | BIBLIOGRAFÍA | 81 |
| | ANEXOS | 88 |

INDICE DE CUADROS

| Cuadro | | Página |
|---------------|---|---------------|
| 1 | Distribución porcentual de poros de un suelo trumao de la serie Osorno, a 20 cm de profundidad. | 9 |
| 2 | Valores comunes en las excreciones de vacunos. | 23 |
| 3 | Límite máximo de concentración de P Total permitido por el Gobierno Alemán en aguas superficiales. | 25 |
| 4 | Límite máximo de concentración de nitrato (mg L^{-1}) en agua potable permitido por distintos países y organizaciones mundiales. | 25 |
| 5 | Fertilizantes y dosis aplicadas en el ensayo. | 27 |
| 6 | Descripción de los Tratamientos. | 30 |
| 7 | Promedio del agua arrastrada a nivel superficial y subsuperficial (ml parcela^{-1}) de acuerdo a los tratamientos de carga instantánea, durante el período de estudio. | 36 |
| 8 | Análisis de suelo entre tratamientos sobre pradera permanente (0-20cm) de la X Región. | 39 |
| 9 | Análisis de suelo inicial y final sobre pradera permanente (0-20cm) de la X Región. | 40 |
| 10 | Densidad aparente y densidad real de cada tratamiento. | 40 |
| 11 | Distribución porcentual por tamaño de poros del suelo trumao en praderas permanentes de la X región 0-5cm de profundidad, de cada tratamiento. | 41 |

| Cuadro | | Página |
|---------------|---|---------------|
| 12 | Distribución porcentual por tamaño (micrómetros) de los poros del suelo trumao en praderas permanentes de la X región a los 35cm de profundidad, de cada tratamiento. | 43 |
| 13 | Concentración promedio de N-NO ₃ (mg L ⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial, con diferente carga instantánea, durante el período de estudio. | 44 |
| 14 | Descarga promedio de N-NO ₃ (g ha ⁻¹) a nivel superficial y subsuperficial encontrada en tres potreros con diferente carga instantánea, sobre praderas permanentes, durante el período de estudio. | 54 |
| 15 | Concentración promedio de P-PO ₄ (mg L ⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial, con diferente carga instantánea, durante el período de estudio. | 60 |
| 16 | Descarga promedio de P-PO ₄ (g ha ⁻¹) a nivel superficial y subsuperficial encontrada en tres potreros con diferente carga instantánea, sobre praderas permanentes, durante el período de estudio. | 69 |

INDICE DE FIGURAS

| Figura | | Página |
|---------------|--|---------------|
| 1 | Ciclo del Nitrógeno en praderas. | 14 |
| 2 | Ciclo del fósforo en praderas. | 19 |
| 3 | Precipitación diaria caída (mm día^{-1}) registrada en Osorno - Remehue, entre abril y octubre del año 2004. | 35 |
| 4 | Evaporación diaria (mm día^{-1}) registrada en Osorno - Remehue, entre abril y octubre del año 2004. | 36 |
| 5 | Evolución estacional de drenaje superficial promedio (ml parcela^{-1}) de los tres tratamientos utilizados en el ensayo, durante el período abril-octubre 2004. | 37 |
| 6 | Evolución estacional del drenaje subsuperficial promedio (ml parcela^{-1}) de los tres tratamientos utilizados en el ensayo, durante el período abril- octubre 2004. | 38 |
| 7 | Curva pF para cada tratamiento (5cm de profundidad) y curva normal de la serie Osorno a 20cm de profundidad. | 42 |
| 8 | Curva pF para cada tratamiento (35cm de profundidad) y curva normal de la serie Osorno a 20cm de profundidad. | 43 |
| 9 | Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y concentración de N-NO_3 superficial (mg L^{-1}) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 46 |

| Figura | | Página |
|---------------|--|---------------|
| 10 | Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y concentración de N-NO ₃ subsuperficial (mg L ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 51 |
| 11 | Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y pérdida de N-NO ₃ superficial (g ha ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 56 |
| 12 | Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de N-NO ₃ subsuperficial (g ha ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 58 |
| 13 | Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y concentración de P-PO ₄ superficial (mg L ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 61 |
| 14 | Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y concentración de P-PO ₄ subsuperficial (mg L ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 67 |
| 15 | Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de P-PO ₄ superficial (g ha ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 72 |
| 16 | Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de P-PO ₄ subsuperficial (g ha ⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea. | 74 |

INDICE DE FOTOS

| Foto | | Página |
|-------------|--|---------------|
| 1 | Etapas de la instalación de las parcelas diamantes. | 28 |
| 2 | Novillos utilizados en el ensayo. | 29 |
| 3 | Frascos con agua recolectada en las parcelas diamantes para la determinación de la concentración de nitrato y fosfato. | 31 |

INDICE DE ANEXOS

| Anexo | | Página |
|--------------|---|---------------|
| 1 | Registro de precipitaciones diarias (mm) registradas en Osorno-Remehue durante el período de muestreo. | 89 |
| 2 | Registro de Evaporación diaria (mm) registrada en Osorno-Remehue, durante el período de muestreo. | 90 |
| 3 | Tabla de número, fechas de muestreos realizados, precipitaciones y evaporación (mm) acumuladas por muestreo, durante el período abril-octubre del 2004. | 91 |
| 4 | Análisis de varianza para el volumen (ml parcela ⁻¹) promedio del agua arrastrada en ambos niveles de la pradera en cada tratamiento, durante el período Abril-Octubre del año 2004. | 93 |
| 5 | Análisis químico de suelos realizados a 20 cm. de profundidad. | 94 |
| 6 | Análisis de varianza para Fósforo, Nitrógeno, Materia Orgánica y pH entre tratamientos y Análisis de suelos realizados en tres potreros con diferente carga instantánea. | 95 |
| 7 | Análisis de varianza para densidad aparente y Densidad Real (g cm ⁻³) del suelo, a dos profundidades de la pradera. | 96 |
| 8 | Análisis de varianza de la porosidad entre los tres tratamientos, a dos profundidades de suelo | 97 |
| 9 | Análisis de varianza para la Concentración (mg L ⁻¹) y Pérdida promedio de N-NO ₃ y P-PO ₄ registrada a dos profundidades de la pradera, entre tratamientos con diferente carga instantánea | 98 |

| Anexo | | Página |
|--------------|---|---------------|
| 10 | Fechas de Pastoreo de los animales en las parcelas diamantes por tratamiento. | 99 |
| 11 | Temperatura media diaria (°C) de la superficie del suelo registrada en Osorno-Remehue, durante los meses que se realizó el estudio. | 100 |

1 INTRODUCCION

La actividad ganadera del sur de Chile requiere de una mayor intensificación e incrementar su producción agrícola producto de los Tratados de libre comercio (TLC) firmados hace un tiempo con la Comunidad Europea, Países Asiáticos y Norteamérica. Sin embargo, la intensificación y una mayor productividad trae consigo no sólo beneficios económicos, sino también riesgos ambientales de contaminación difusa, especialmente de nitrógeno (N) y fósforo (P).

Los efectos de los sistemas de pastoreo intensivos han sido estudiados en diversos países, especialmente en Inglaterra y Nueva Zelanda, considerando aspectos como la aplicación de fertilizantes inorgánicos (fosforados y nitrogenados), manejo de pastoreo en zonas con altas precipitaciones invernales, retorno de nutrientes en orinas y fecas, sobrepastoreo, arrastre y erosión de partículas de suelo. Todos estos factores, llevan a la contaminación de cursos de agua, principalmente por la pérdida de compuestos fosforados y nitrogenados a través del arrastre de agua en forma superficial y subsuperficial.

En Chile la información, legislación y trabajos de investigación sobre el tema es escasa, debido principalmente a que no existen estudios que enfoquen la problemática del manejo de praderas y de pastoreo, desde el punto de vista ambiental. Por ello, es relevante conocer y estudiar bajo las condiciones de manejo de pastoreo, la época en que se producen las pérdidas de N y P por arrastre superficial y subsuperficial, particularmente en las condiciones en que se desarrolla la ganadería en la zona sur del país.

La hipótesis del presente trabajo es que a mayor carga instantánea, pero bajo una misma carga animal, en los sistemas de pastoreo se genera una mayor pérdida de nitrato y fosfato a nivel superficial desde la pradera.

El objetivo general fue determinar el efecto de la carga instantánea sobre las pérdidas de nitratos y fosfatos producidas por arrastre superficial y subsuperficial en

praderas permanentes para la producción de carne, en un Andisol de la provincia de Osorno, durante el período de otoño e invierno.

Los objetivos específicos fueron:

- Evaluar el efecto de la variación de la carga instantánea sobre la concentración y cantidad de nitratos y fosfatos, en el agua arrastrada tanto a nivel superficial y subsuperficial de la pradera.
- Evaluar el efecto de la variación de la carga instantánea sobre las condiciones físicas del suelo (porosidad).
- Determinar los riesgos de contaminación por nitrato y fosfato producto de la actividad ganadera hacia las fuentes de aguas superficiales de la zona.

2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Antecedentes generales

En Chile la masa ganadera bovina alcanza a 4,1 millones de cabezas, habiéndose mantenido relativamente constante en los últimos años (INE, 2003), pero los acuerdos comerciales logrados con la Unión Europea, Estados Unidos, México y otros países, representan un alto potencial de desarrollo para este sector productivo.

En la región de Los Lagos, hasta 1997 se concentraba el 39% del total de cabezas de ganado bovino del país, con 1,7 millones (INE, 1997). Hacia el año 2001, la cifra se incrementó a 2,4 millones de cabezas, con una producción de carne que representa el 45% del total nacional (INE, 2001).

La producción ganadera de la zona se basa en las praderas, que ocupan un 71% de la superficie total regional de suelos agrícolas (INE, 2001). En la última década los sistemas pecuarios han tendido a intensificarse por medio del mayor uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados, lo que lleva a una mayor cantidad de nutrientes aplicados por hectárea. Además los sistemas intensivos han logrado mejores resultados en el uso del forraje y en producción animal. Sin embargo, en ellos se ha observado un mayor deterioro de las praderas cuando se exponen a períodos de alta precipitación, lo que podría verse reflejado en pérdidas de suelo por erosión y arrastre de sedimentos (ALFARO y SALAZAR, 2005).

Todo esto hace suponer que manejos más intensivos provocarían efectos adversos en la calidad de los cursos de agua superficiales cercanos a los sitios de pastoreo, más aún cuando el pastoreo es una actividad intrínsecamente contaminante debido a la alta cantidad de nutrientes aportados al aire (nitrógeno) y al agua (nitrógeno y fósforo) en las manchas de orina y fecas (ALFARO *et al.*, 2005).

En países de Europa Occidental se ha estimado que entre un 37% y un 82% del N y entre un 27% y un 38% del P que llega a las aguas continentales (ríos y lagos) proviene de actividades agropecuarias (ISERMANN, 1990). Según el mismo autor, las pérdidas de N y P son importantes no sólo porque representa un alto costo económico para los agricultores, sino además porque dichos elementos son los que generan un mayor daño a los cursos de agua.

El pastoreo invernal intensivo genera espacios de suelo descubierto, que resultan en mayor producción de sedimentos en estos sectores y en pérdidas de nutrientes asociadas a la pérdida de partículas de suelo por arrastre de agua (ALFARO *et al.*, 2005).

Se ha llegado a establecer que la combinación entre población animal (alta o baja) y la aplicación de fertilizantes (bajas o altas dosis), en especial de fertilizantes fosfatados, son los factores claves que controlan la entrega de nutrientes a cursos de agua superficiales a nivel de cuencas hidrográficas. En áreas donde se desarrollan sistemas intensivos de producción animal y se aplican altas cantidades de fertilizantes fosfatados, las pérdidas de P a cursos de agua pueden superar los 31 kg P ha⁻¹ año⁻¹, (GERBER *et al.*, 2002) además en áreas donde la eficiencia del N utilizado como fertilizante es baja, existiendo una sobredisponibilidad de este elemento, las pérdidas de N pueden llegar a ser equivalentes a 250 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (JARVIS, 2002).

Según lo señalado por HAYGARTH y JARVIS (2002), hoy en día, la agricultura, cuerpos legislativos y la población en general están cada vez más preocupados en reducir la contaminación con N al medio ambiente. El uso de manejos agronómicos adecuados puede ayudar a reducir las pérdidas de N desde los suelos, por medio de estrategias en el uso de fertilizantes y reciclaje de N en los sistemas agrícolas. Estos mismos autores, señalan que la clave para el futuro es desarrollar sistemas agrícolas sustentables que mantengan producciones aceptables, causando una mínima contaminación del medio ambiente. Estos investigadores proponen que uno de los principales desafíos para la agricultura mundial es el poder regular y ajustar las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados y fosforados (orgánicos e inorgánicos) para así asegurar la demanda de ellos para los cultivos, sin ser una fuente de contaminación. Sin embargo, cuando estos fertilizantes se aplican por sobre las necesidades de los cultivos, experimentan una serie de transformaciones que permiten que se traslade por el suelo, provocando la contaminación de cursos de agua por vías fluviales, entre otras (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

En el caso del P, el ingreso de fertilizantes fosforados a suelos con praderas en sistemas ganaderos se ha intensificado, principalmente con fertilizantes minerales. Estas prácticas resultan en una excesiva acumulación de P en el suelo, los cuales representan una fuente potencial de contaminación a la eutroficación de aguas superficiales (HOODA *et al.*, 1999). Mucho de este P es fijado por el suelo, pero

cuando el grado de fijación de P se satura, gran parte del P puede ser transferido a cursos de agua. Dicha transferencia de P con bajas concentraciones pueden causar eutroficación de aguas lacustres y fluviales (SIMARD *et al.*, 2000).

Recientes investigaciones internacionales han concluido que las pérdidas de P por arrastre superficial desde suelos agrícolas son menores a 2 kg de P ha⁻¹. Esto se debe a que el P en arrastre superficial es transportado predominantemente en forma particulada y su concentración en el flujo subsuperficial es considerada mucho menor que en la superficial, por el arrastre de la solución química del P y por la fuerte retención del suelo (HOODA *et al.*, 1999).

Algunos estudios en Europa han demostrado que el pastoreo intensivo acentúa las pérdidas de P por arrastre superficial debido al daño que provocan los animales sobre la pradera, el suelo y el retorno de nutrientes en orinas y fecas en la superficie (GUILLINGHAM y THORROLD, 2000).

2.1.1 Importancia del agua en el arrastre y erosión. El agua es crítica para la productividad de la pradera, ya que por medio de ella, los nutrientes se disuelven apoyando a su crecimiento y fotosíntesis. El agua de arrastre disuelve los nutrientes y los transporta por la pradera mientras fluye por sobre la superficie del suelo. Es así que las partículas de arcilla, al ser ricas en nutrientes y materia orgánica son pequeñas y ligeras, lo que permite ser tomadas fácilmente y movidas por el agua en comparación con las pobres en nutrientes, como partículas más pesadas (arena). Además de agotar los nutrientes de la pradera que se podrían utilizar para la producción de forraje, el agua arrastrada lleva los nutrientes y sedimentos, los que contaminan lagos y ríos (BELLOWS, 2001).

El tipo de pradera afecta la infiltración del agua, ya que praderas con raíces profundas realzan la infiltración del agua. Además si presentan un crecimiento amplio de cobertura vegetal proporcionan una buena protección contra el impacto de la gota de agua. Por otro lado, las praderas de breve duración y poco arraigadas inhiben la infiltración del agua y favorecen su arrastre (BELLOWS, 2001).

Con respecto a la erosión, WHITEHEAD (2000), señala que el material particulado por el agua es por lo general mucho menor desde praderas que en suelos con cultivo, debido a la existencia de cubierta vegetal presente en todo el año. Sin embargo, el arrastre superficial puede resultar en apreciables pérdidas de nutrientes en

praderas con pendiente, particularmente cuando las precipitaciones son considerables luego de la aplicación de fertilizantes.

2.1.1.2 Arrastre superficial de agua en praderas. La producción de arrastre de agua asociado a la cantidad de nutrientes es de gran importancia en el control de la calidad de las aguas. La intensificación de la agricultura puede acelerar la erosión del suelo a gran escala, a través del aumento en el número de ganado, la que incrementa la compactación de la superficie del suelo y la eliminación de la vegetación que cubre el área de pastoreo (HEATHWAITE, *et al.*, 1990). En un estudio realizado por estos investigadores en el Reino Unido, se analizó el efecto del número de animales en pastoreo en distintos tipos de praderas permanentes (con pastoreo intensivo fuerte y pastoreo leve). En dicho estudio, el arrastre superficial tiende a incrementarse con el aumento de la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}), teniendo mayor arrastre superficial y mayor densidad aparente las praderas permanentes con manejo más intensivo. En todos los suelos, el arrastre superficial se incrementa con el tiempo por efecto del pastoreo, mientras que la producción de sedimentos varía en magnitud, pero aumenta constantemente con el incremento del arrastre superficial (HEATHWAITE *et al.*, 1990). Se concluye que la producción de arrastre superficial varía además con la magnitud de las precipitaciones y su duración, condiciones de humedad, tipo de cubierta vegetal y la presencia de animales en pastoreo (HEATHWAITE *et al.*, 1990).

2.1.2 Sistemas de pastoreo.

Con respecto a los sistemas de pastoreo, RUIZ (1988), explica que se debe hacer referencia a dos aspectos: el grado de apotreramiento y el uso de diferentes especies de animales que pastorean juntos o en secuencia. Con respecto al apotreramiento hace referencia al número de sectores en que se divide una superficie determinada. Según el número de divisiones en que pastorea un lote de ganado se da origen a los términos de pastoreo continuo, pastoreo alternado, pastoreo rotativo corriente, franja diaria (ración diaria). Este mismo autor, menciona que el pastoreo en franja es un pastoreo rotativo llevado a un mayor grado de intensificación, lo que coincide con SMETHAM (1972), quien además señala que el desperdicio de alimento por el pisoteo se reduce más utilizando el pastoreo en franjas que con métodos menos intensivos. Este sistema permite una mejor regulación de la oferta de forraje,

optimizando el consumo individual, reduciendo el gasto energético de los animales en la búsqueda de su alimento y minimizando el riesgo de sobrepastoreo. El racionamiento de la pradera mediante el pastoreo en franja permite mejorar la productividad de la pradera y minimiza la selectividad de los animales por determinadas especies (PONCE, 2000).

Durante el período de pastoreo se requiere de un período de descanso, el cual es necesario para que el sector ya pastoreado se recupere, el que debe ser lo suficientemente largo como para que vuelva a producir todo el forraje pastoreado, pero no demasiado largo, para evitar la maduración de las especies y el posterior pisoteo por parte de los animales (BITTMAN, *et al.*, 1999).

El pastoreo prematuro y continuado, especialmente en primavera, genera el agotamiento de las reservas almacenadas en las plantas, disminuyendo su capacidad de rebrote. Por esto último la población de especies nobles disminuye, dando espacio para el establecimiento de malezas, acelerando la degradación de la pradera (PONCE, 2000).

El pastoreo tardío también afecta la capacidad de producción de forraje de la pradera. Bajo esta situación los animales consumen un alimento sobremaduro, lo que hace disminuir su capacidad de producción de carne o leche (PONCE, 2000).

2.1.3 Carga animal, presión de pastoreo, intensidad de pastoreo y carga instantánea.

HODGSON (1994), considera la carga animal como la relación entre el número de animales y la superficie utilizada, la que se obtiene en un tiempo substancial. Al respecto, RUIZ (1988), señala que muchas veces el término es impreciso, ya que no especifica la unidad de tiempo y el tipo de animales, especialmente el peso. Por eso es recomendable expresarlo en una unidad común, la unidad animal (U.A.), que se refiere a un equivalente de 500 kg de peso vivo.

La presión de pastoreo es definida por HODGSON (1994), como el número de animales de una clase específica por unidad de peso de forraje en un momento dado, lo que coincide con RUIZ (1988), quien la define como la disponibilidad de forraje por animal para una condición dada. La presión de pastoreo tiene directa relación con la carga animal, puesto que para una producción específica de forraje, al aumentar el número de animales, la disponibilidad por animal disminuye; o sea, aumenta la presión.

La intensidad de pastoreo se refiere a la cantidad de forraje o residuo que es dejado después del pastoreo, la que se expresa como altura de residuo ó área foliar residual (ROMERO, 1988). Altas intensidades de pastoreo continuo agotan los nutrientes del suelo, disminuyen la diversidad de la especie del forraje, inhiben la capacidad de algunas plantas forrajeras a rebrotar y aumentan el potencial de arrastre de nutrientes y erosión. Inversamente, intensidad de pastoreo bajas a corto plazo combinado con un periodo de descanso, resultan en un aumento en la diversidad de la especie del forraje, realzan la dispersión de las semillas del forraje, y conservan los recursos nutritivos dentro del sistema suelo-planta (BELLOWS, 2001).

La carga instantánea se refiere a la carga en un período corto dentro de la superficie que pastorean los animales (RUIZ, 1988).

2.1.4 Compactación del suelo en praderas.

La compactación de suelo ocurre cuando los animales están parados y pisoteando continuamente sobre la pradera, debido a que provocan una alteración en el espacio poroso del suelo, cambiando el potencial de compactación y destruyendo a la vegetación existente. Los suelos no cubiertos por pradera son fácilmente afectados por el impacto de gotas lluvia y cuando las gotas de agua caen en suelo desnudo, su fuerza causa partículas finas por chapoteo o por dispersión, lo que lleva a una destrucción y erosión del suelo (BELLOWS, 2001). Según el mismo autor, la compactación limita el crecimiento de raíces, movimiento del aire, de agua, y de los nutrientes disueltos a través del suelo. Además, comprime los poros superficiales (macroporos), aumentando el potencial de arrastre superficial.

La compactación de suelo se incrementa con el aumento en la humedad del suelo, peso animal, número de animales, y su permanencia en la pradera (BELLOWS, 2001).

Una medida preventiva ante la compactación de los suelos es disminuir la presión de pastoreo reduciendo las cargas instantáneas, es decir, bajar el número de animales que simultáneamente pastorean una cierta área. También es útil el aumentar la rapidez de la rotación con permanencias más cortas en los potreros (DUMONT, 1997).

La compactación del suelo, provoca un aumento de la resistencia a la penetración de las raíces, se dificultándose los movimientos de aire y agua, y se reduce la capacidad de almacenamiento hídrico (ELLIES, 1994).

La degradación física del suelo va aparejada con un aumento de la densidad aparente, esto puede ser causado por procesos naturales como el impacto de la lluvia, condiciones pedogénicas, secado muy profundo, o causas antropogénicas como excesivo tráfico, pisoteo y/o inadecuadas labores agrícolas. El grado de esta compactación depende de la cantidad, oportunidad y frecuencia de cargas, a la cual se ha sometido el suelo (ALLENDE, 1993).

Para un desarrollo normal de las raíces, se requiere al menos un 10%, del volumen del suelo, de poros gruesos ($>10\mu\text{m}$) y como óptimo, entre un 15% y 20% de los mismos, para facilitar la conducción del agua y el intercambio gaseoso. El resto de la porosidad debería ser de tamaño medio, con el fin de almacenar agua útil para las plantas (PASQUALETTO, 1993).

Los poros del suelo se dividen según su tamaño, como muestra el Cuadro 1, el que además muestra la distribución porcentual normal de los poros en un suelo de la serie Osorno.

CUADRO 1 Distribución porcentual de poros de un suelo trumao de la serie Osorno, a 20 cm. de profundidad.

| Total Poros | Frecuencia por tamaño | | | |
|-------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|---------------------|
| | $>50\ \mu\text{m}$ | $50-10\ \mu\text{m}$ | $10-0,2\ \mu\text{m}$ | $<0,2\ \mu\text{m}$ |
| 69,1% | 10,3% | 12,3% | 22,2% | 24,3% |

FUENTE: Adaptado de ELLIES (1994)

Los poros de mayor tamaño ($>50\ \mu\text{m}$) se denominan poros de drenaje rápido y junto a los poros de drenaje lento ($50-10\ \mu\text{m}$) acumulan el agua gravitacional en el suelo, que corresponde al equivalente de un suelo saturado, drenado por 48 horas. Los poros de $10\ \mu\text{m}$ a $0,2\ \mu\text{m}$ se denominan poros de agua útil y junto a los poros de agua inútil ($<0,2\ \mu\text{m}$) acumulan la máxima capacidad del suelo de retención de agua por sobre la fuerza de gravedad (ELLIES, 2003).

2.1.5 Drenaje en praderas.

Las actuales condiciones de mercado y competitividad obligan al agricultor a manejar bien sus praderas y animales durante todo el año, esto debido a las altas precipitaciones que se producen en gran parte del año en la X región. Al coparse totalmente la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, se produce saturación, apozamiento y escurrimiento superficial. En estas condiciones el agua ocupa casi todo el espacio poroso del suelo, produciéndose asfixia y reducción del sistema radicular de las plantas, por lo que se deben tomar especiales precauciones para que se exprese el potencial productivo de las especies forrajeras y los animales puedan aprovechar el forraje producido (DUMONT, 1997).

Según lo señalado por Kevin Earl (1996), citado por DUMONT (1997), en Nueva Zelanda, un suelo drenado produce un 33% más de forraje como promedio anual respecto al mismo suelo sin drenar. Las diferencias se deben a una mayor densidad de la pradera y a una mejor composición botánica. Uno de los mayores beneficios logrados con el drenaje es la mejor utilización de los nutrientes y un mejor manejo de la pradera.

2.1.5.1 Pérdida de nutrientes en suelos drenados. La pérdida de nutrientes desde praderas drenadas puede realizarse de varias formas. La más importante son: (1) la lixiviación de nutrientes solubles dentro de un sistema de drenaje; (2) la erosión del material particulado desde la superficie del suelo por agua; (3) volatilización a la atmósfera; y además se suman las salidas del sistema, tal como la (4) remoción en cosechas en los materiales de las plantas, ya sea en ensilaje ó en productos de animales, como leche y carne (WHITEHEAD, 2000).

Por lo general, las pérdidas ocurren preferencialmente desde las formas disponibles de los nutrientes para la planta. Aunque las diferentes vías de pérdidas varían en importancia, dependiendo del nutriente y las condiciones ambientales, la lixiviación es en general la más importante en regiones templadas húmedas. En Europa, la lixiviación desde praderas tiende a aumentar por los altas concentraciones de algunos nutrientes, y se intensifica cuando fluyen rápidamente a la solución del suelo a través de los macroporos (WHITEHEAD, 2000).

En algunas situaciones, la lixiviación de nitratos es la mayor vía de pérdida de N en suelos con praderas. Especialmente para suelos arenosos y en áreas donde las

precipitaciones son altas. La lixiviación se intensifica cuando las proporciones de fertilizantes nitrogenados son aplicados en altas cantidades y cuando el manejo de la pradera implica pastoreo, antes que corte (WHITEHEAD, 2000).

En prácticas sobre suelos drenados, la mayor influencia es la proporción de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, la lixiviación tiende a ser un poco menor en praderas recientes, donde la inmovilización es mayor que en praderas más viejas. Una práctica de manejo que ayuda a reducir las pérdidas de nutrientes es promover una distribución uniforme de las manchas de orina, por medio de pastoreos rotativos en franjas, con bebederos móviles y alimentación suplementaria (WHITEHEAD, 2000).

Según DUMONT (1997), en un suelo bien drenado, aumentan las posibilidades de pérdida de nutrientes por lixiviación. La responsabilidad de evitar la pérdida de nutrientes por el arrastre con el agua, recae principalmente en el manejo de la fertilización, aplicación de purines y estiércoles. De esta manera, para este investigador, la pérdida de nutrientes en praderas representa dos problemas:

- 1) Ineficiencia de uso de nutrientes, aumentando los costos de producción.
- 2) Contaminación de cursos de agua, lagos, napas freáticas y océano.

2.1.5.1.1 Pérdidas de nitrógeno en aguas de drenaje. El elemento más expuesto es el N, principalmente en forma nítrica, por su carga negativa. Esto se debe a que las arcillas de los suelos derivados de cenizas volcánicas presentan carga negativa y junto a la carga del nitrato, se repelen y se expone más fácilmente a perderse. En cambio el amonio, por ser catión, puede soportar mejor la permanencia en el suelo. Esta pérdida de N por lixiviación y arrastre de nutrientes ha llegado a ser tres veces superior en suelos drenados que en suelo sin drenaje. Según lo señalado por Tyson *et al.* (1993), citado por DUMONT (1997), en Inglaterra se encontró que en aguas de drenaje de suelos fertilizados con N en dosis de $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, se perdían 58 kg por año en el potrero drenado comparado con $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el no drenado. En las parcelas que no se aplicó N, las pérdidas fueron de $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el sector no drenado y $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el drenado.

2.1.5.1.2 Pérdidas de fósforo en aguas de drenaje. Cuando hay ausencia de oxígeno en el suelo, es decir, en suelos saturados de agua, el P está asociado con hierro (Fe) en la forma de $\text{Fe}(\text{PO}_4)$ fósforo ferroso que es soluble en agua. Así, la solución acuosa de suelo es más rica en P el que puede perderse con el agua de drenaje. Este efecto se ha demostrado en otros países porque después de cada lluvia aumenta la concentración del P en el agua de drenaje indicando que se produce arrastre y pérdida de este elemento (DUMONT, 1997). Sin embargo, en nuestra zona no existe información al respecto y aunque no podemos descartar la posibilidad de pérdidas, estas serían más difíciles dadas las características de suelo volcánicos fijadores de P. Para que se produzcan pérdidas, la capacidad de fijación debería estar saturada por lo que a mayor contenido de fósforo en el suelo junto a una fertilización alta, aumentarían las probabilidades de pérdidas por drenaje (DUMONT, 1997).

2.2 Nitrógeno.

2.2.1 Importancia del Nitrógeno. El nitrógeno (N) es el principal nutriente para las plantas, y es con frecuencia aplicado en grandes cantidades a los suelos agrícolas para mantener, conservar rendimientos y producciones óptimas en los cultivos (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

Según WOODMANSEE *et al.* (1981), el N es un nutriente primario para la planta y un componente importante de la atmósfera. En un ecosistema de pradera, casi todo el N está limitado a la parte orgánica. De esto, solamente cerca de 3% existe como parte de la planta viva, del animal, o de las células microbianas mientras que el resto es un componente de la materia orgánica o del humus descompuesto. Un porcentaje muy pequeño del N total ($< 0,01\%$) existe como N disponible para la planta en la forma de amonio o de nitrato.

Un adecuado suministro de N en el suelo promueve un rápido crecimiento de las plantas y desarrollo de un color verde oscuro en las hojas (STEVENSON y COLE, 1999).

Las transformaciones del N que envuelven la atmósfera, el suelo y organismos vivientes son a menudo referidas al ciclo del N. Este elemento presenta un amplio rango de transformaciones, lo cual hace que el ciclo del N sea relativamente complejo (WHITEHEAD, 1995).

2.2.2 Ciclo del nitrógeno. El N llega a estar disponible para el crecimiento de los cultivos y de los organismos por medio de la fijación de N, uso de fertilizantes nitrogenados, incorporación de residuos, y con la mineralización de la materia orgánica del suelo. La fijación de N ocurre principalmente en las raíces de las leguminosas que forman simbiosis con bacterias (*rhyzobium*). La descomposición y la mineralización de fecas y orina pueden proporcionar cantidades significativas de N a las plantas y a otros organismos en la pradera (BELLOWS, 2001).

El N se incorpora al ciclo (Figura 1), cuando el N atmosférico (N_2) es fijado por las bacterias y cuando el N en la forma amoniacal (NH_4) es transformado en nitrito (NO_2) y luego a nitrato (NO_3) por las bacterias. De esta manera, las plantas pueden utilizar el amoníaco o el nitrato para su crecimiento. El N del nitrato se puede perder con el proceso de la lixiviación, arrastre o con el proceso microbiano de la desnitrificación. Mientras que el N en la forma amoniacal se puede perder a la atmósfera por medio de la volatilización (JARVIS, 1998).

Las plantas usan el N para la formación de proteínas y del material genético. En pastoreo, los animales utilizan algo del N para su propio crecimiento y reproducción, el resto se vuelve al suelo como orina o excreta (JARVIS, 1998). Los organismos del suelo descomponen el estiércol, residuos vegetales, animal y microorganismos, transformando compuestos nitrogenados a formas que están disponibles para el cultivo (BELLOWS, 2001).

Las manchas de orina y excreta son probablemente la fuente más importante de lixiviación de nitratos en praderas. Sin embargo, la cantidad total de nitrato susceptible de lixiviarse es influenciada por el balance entre las varias entradas y salidas de N inorgánico (Figura 1). Estas entradas incluyen la aplicación de fertilizantes, mineralización de fuentes orgánicas (incluyendo la orina) y deposición atmosférica. Mientras que las salidas incluyen la absorción de N por las plantas, volatilización de amonio, desnitrificación e inmovilización (WHITEHEAD, 2000).

2.2.3 Pérdidas de Nitrógeno en praderas.

2.2.3.1 Pérdidas de Nitrógeno a la atmósfera. Bajo condiciones de suelos inundados o anaerobios, las bacterias transforman el N del nitrato en el N atmosférico, este proceso, llamado desnitrificación, reduce la disponibilidad de N para el uso de la planta

y ocurre cuando el suelo seco que contiene nitrato se convierte en un suelo inundado (WHITEHEAD, 2000).

Por otra parte, se presenta la volatilización, que es la transformación del amoníaco en el nitrógeno atmosférico. Este proceso químico ocurre cuando las temperaturas son altas y el amoníaco se expone al aire (WHITEHEAD, 2000).

En general, entre un 5-25% del nitrógeno de la orina se volatiliza en praderas. Una cubierta gruesa del forraje y una descomposición rápida de la orina pueden reducir su volatilización (WHITEHEAD, 2000).

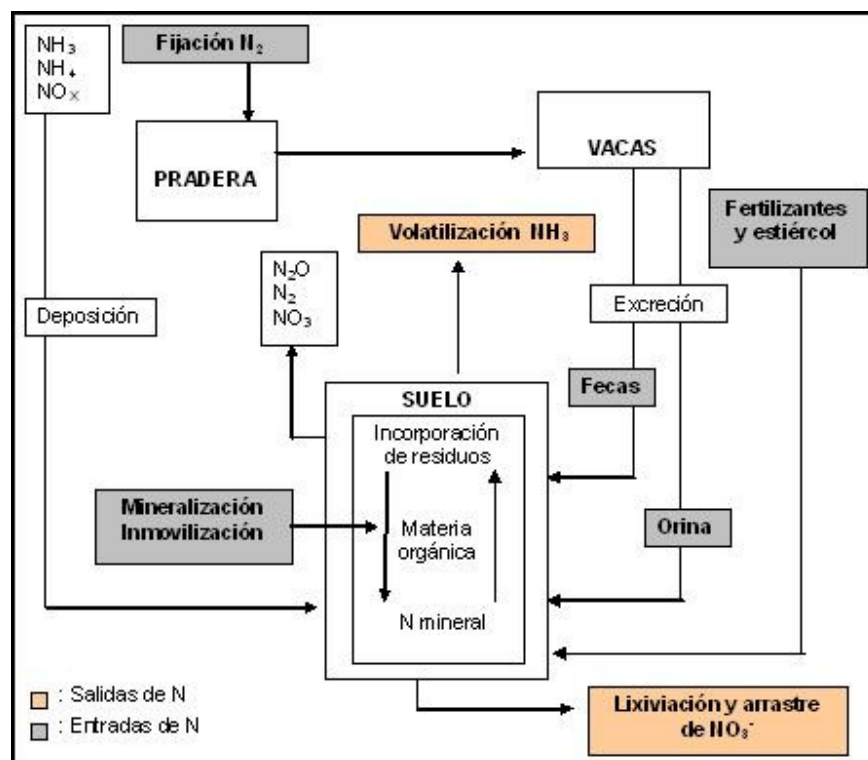


FIGURA 1. Ciclo del Nitrógeno en praderas. Adaptado de JARVIS, 1998.

2.2.3.2 Lixiviación de nitrógeno. La pérdida de N en praderas se ve principalmente influenciada por la carga iónica negativa del N inorgánico. De esta forma, es muy susceptible a la pérdida por lixiviación y arrastre. Así el agua de las precipitaciones lixivia fácilmente al nitrato del suelo hacia abajo del perfil, poniéndolo al alcance de las raíces de la planta o moviéndolo a las aguas subterráneas (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

El principal mecanismo de pérdida a cursos de agua es la lixiviación o percolación del nitrato a napas subterráneas. El nitrato se encuentra presente en el suelo de manera natural, en cantidades que varían de acuerdo al balance entre la cantidad de N aplicada como fertilizante (orgánico e inorgánico), reciclaje del pastoreo, fijación biológica y la extracción por las plantas (BELLOWS, 2001).

Todo el N que al final del período de primavera-verano no haya sido utilizado, queda en el suelo con riesgo de perderse por lixiviación durante el próximo invierno. Si el manejo de los fertilizantes y las épocas de aplicación es inadecuada, las pérdidas de N pueden incluso llegar a los 100 kg ha⁻¹ al año (WHITEHEAD, 2000).

Estudios recientes realizados en Europa, han demostrado que en praderas bajo pastoreo, entre un 30 y un 50% del total del N lixiviado se pierde de forma orgánica, esto es, formas de mayor peso molecular, tales como aminoácidos, que son arrastradas por el agua (JARVIS, 2002).

Según CLOUGH *et al.*, (1996), citado por WHITEHEAD (2000), la fuente más importante de nitrato que es lixiviado, es probablemente el que proviene de las manchas de orina, la cual según BELLOWS (2001), puede arrastrarse hasta una profundidad de 40 cm. según el tipo de suelo.

El escurrimiento superficial de nitratos es mayor a medida que aumenta la pendiente del terreno; por lo tanto, la producción agrícola en zonas de lomaje aporta una mayor cantidad de N a las aguas superficiales. Esto hace más importante la identificación de mecanismos regulatorios eficientes que aseguren que las normas de calidad ambiental se cumplan con un mínimo costo para la sociedad (CANCINO *et al.*, 2000).

2.2.4 Formas contaminantes de N en el agua.

En el contexto de contaminación de aguas, la forma de N reactivo que interesa es el NH_3 el cual se disuelve para formar NH_4^+ , NO_2 y NO_3 . El amonio es rápidamente nitrificado a NO_3^- por microorganismos del suelo. La conversión de NH_4^+ a NO_2 y posteriormente a NO_3^- por bacterias nitrificantes es la llave para el proceso de movilización de N, y así se promueven las pérdidas de ellos a los cursos de agua (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

Según Murphy et al. (2000), citados por HAYGARTH y JARVIS (2002), la mayor atención se ha enfocado sobre la gran cantidad de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) presente en los suelos agrícolas. Grandes concentraciones de N orgánico disuelto se ha encontrado en aguas drenadas sobre praderas con lisímetros, en Inglaterra. Dentro de praderas para producción de carne, aproximadamente el 30% de los 89-272 kg N ha^{-1} fue lixiviado como NOD. Si el NOD es mineralizado durante la percolación a través del suelo, será incluido en pérdidas moderadas como NH_4^+ y NO_3^- .

Por otro lado, los mismos autores señalan que en experimentos realizados en el Reino Unido se ha demostrado que la mayoría del N es perdido desde terrenos cultivados por lixiviación, durante los meses de otoño e invierno.

2.2.4.1 Traspaso de N desde el suelo a aguas superficiales.

Según HAYGARTH y JARVIS (2002), el traspaso del N tiene dos vías hidráulicas. Una es el flujo horizontal, el cual ocurre en suelos con drenaje de mala calidad. Esto puede ocurrir sobre la superficie del suelo ó por encima de las capas impermeables del perfil del suelo, tal como el movimiento del agua en suelos con arena sobre arcilla. Las pérdidas de N por flujo superficial en suelos erosionados pueden contribuir a la lixiviación de NO_3^- , si el N orgánico presente en las partículas del suelo se libera, en el momento durante ó después del proceso erosivo.

La otra vía hidráulica es el flujo vertical a través del perfil del suelo, el que puede ocurrir por cualquier vía matriz en suelos de textura poco densa o por bypass en grandes macroporos y grietas en suelos de textura pesada. El tiempo de retención de N móvil dentro del suelo es por lo tanto, dependiente de algunas propiedades del suelo como: textura, porosidad, pendiente, además de la frecuencia y cantidad de lluvias.

RYDEN *et al.* (1984), citado por HAYGARTH y JARVIS (2002), señalan que el potencial de pérdida por lixiviación desde praderas, puede exceder las pérdidas de

sistemas cultivables. En cambio SCHOLEFIELD *et al.* (1993), citado por HAYGARTH y JARVIS (2002), logró conseguir datos de lixiviación sobre siete años. En promedio obtuvo 39 y 134 kg N há⁻¹ año⁻¹ desde praderas que recibieron aplicaciones de fertilizantes de 200 y 400 kg N há⁻¹ año⁻¹, respectivamente.

2.2.4.2 Período vulnerable para el traspaso de N.

En los sistemas agrícolas como de cultivos y ganadería, cada uno tiene un período clave en el año y ciertas prácticas de manejo donde el NO₃⁻ es fácil de lixivarse. Para cultivos agrícolas, el clima domina sobre las pérdidas de N a través del impacto de las gotas de lluvia, la temperatura sobre el drenaje, crecimiento del cultivo y la utilización del N, de esta manera las precipitaciones que ocurren en las semanas siguientes a la aplicación del fertilizante nitrogenado son determinantes (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

Los mismos autores señalan que además de las condiciones climáticas, las pérdidas desde terrenos agrícolas son determinadas por:

- Concentración de N residual presente en el suelo.
- Tipo de cultivo (acumulación de materia orgánica).
- Cantidad y tiempo de aplicación de fertilizantes nitrogenados.

2.3 Fósforo.

2.3.1 Importancia del fósforo. El P es un nutriente primario de las plantas. A diferencia del N, el P no es parte de la atmósfera, se encuentra en rocas, minerales, y materia orgánica del suelo. Las formas minerales del P son la apatita, que puede estar en un carbonato, un hidróxido, un fluoruro, o una forma de cloruro, como fosfatos de hierro o de aluminio (BELLOWS, 2001).

Las reacciones químicas y la actividad microbiana afectan la disponibilidad del P para la absorción de la planta. En un medio ácido, el P es sostenido firmemente por el aluminio y el hierro en los minerales del suelo. Mientras que, bajo condiciones alcalinas, el P es sostenido firmemente por el calcio del suelo. En suelos ácidos y neutros, la dinámica del P inorgánico está dominado por la fijación de PO₄⁻³ sobre los bordes de las arcillas minerales y pedogénesis de óxidos de Al y Fe (BELLOWS, 2001).

Según HAYGARTH y JARVIS (2002), la distribución de componentes fosforados entre las partículas del suelo es importante en la transferencia de P por arrastre, ya que influye la fracción física de separación, la erosión y el transporte.

2.3.2 Ciclo del fósforo.

En sistemas naturales, el P tiene un ciclo continuo entre suelo y planta. Pero en sistemas agrícolas, el P es removido por el cultivo y los animales, provocando una deficiencia que hay que reponer. Por lo tanto, fertilizantes minerales fosforados son aplicados en suelos agrícolas para aumentar los niveles de P y mantener buenos rendimientos en los cultivos (HAYGARTH y JARVIS, 2002). Estos autores, señalan que los suelos agrícolas reciben P desde el ganado (directamente por medio de las excretas), fertilizantes minerales y aguas con sedimentos u desechos. A ello, BELLOWS (2001) agrega que el P que no es usado para el crecimiento animal es devuelto al suelo como excretas (Figura 2). Luego de la descomposición por los organismos del suelo, el P llega a estar nuevamente disponible para la absorción de la planta. Además, el P puede ser perdido debido a la erosión, mientras que las aguas de arrastre pueden transportar el P soluble encontrado en la superficie del suelo.

Dependiendo del tipo del suelo y de la cantidad de P existente en el suelo, el P agregado como fertilizante se puede perder fácilmente y transportar a cursos de agua. El potencial de pérdida del P por arrastre o erosión es más grande cuando las precipitaciones ocurren dentro de pocos días después de la aplicación de fertilizantes fosforados (BELLOWS, 2001). Lo negativo es que se origina un desequilibrio cuando el P es aplicado en niveles por sobre la cantidad requerida por los cultivos. Esto es muchas veces exacerbado en áreas donde son deficientes en este nutriente, distinto de áreas con grandes excedentes, como las zonas con ganadería intensiva (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

2.3.2.1 Pérdidas de P desde suelos.

Hasta ahora se había considerado que el P en los suelos era un elemento inmóvil, lo que concuerda con las escasas pérdidas de este elemento medidas por lixiviación (ALFARO *et al.*, 2005).

En un estudio realizado en INIA Remehue, luego de la aplicación de 140.000 kg de purines ha⁻¹ se estimó que la pérdida de P por lixiviación sólo alcanzaba a 0,02 kg

há^{-1} al año. Sin embargo, estudios internacionales de los últimos 5 años han demostrado que las pérdidas más importantes se deben al arrastre de partículas del suelo o materia orgánica y no a la lixiviación de fosfato (ALFARO *et al.*, 2005).

Muchos suelos no muestran pérdidas de P por medio de lixiviación, ya que los iones fosfatos son rápidamente adsorbidos o precipitados por otros componentes del suelo (WHITEHEAD, 2000). Sin embargo, Stamm *et al.* (1998) y Sharpley *et al.* (2000), citados por WHITEHEAD (2000), señalan que algo de lixiviación podría ocurrir cuando los fertilizantes fosforados son aplicados en suelos arenosos o suelos cuya capacidad de retención está saturada. Esto se debe al flujo de P inorgánico soluble y partículas de P a través de los macroporos. En suma, pequeñas cantidades de P son lixiviadas en las formas de P orgánico, algunos de las cuales son más móviles que el P inorgánico (WHITEHEAD, 2000).

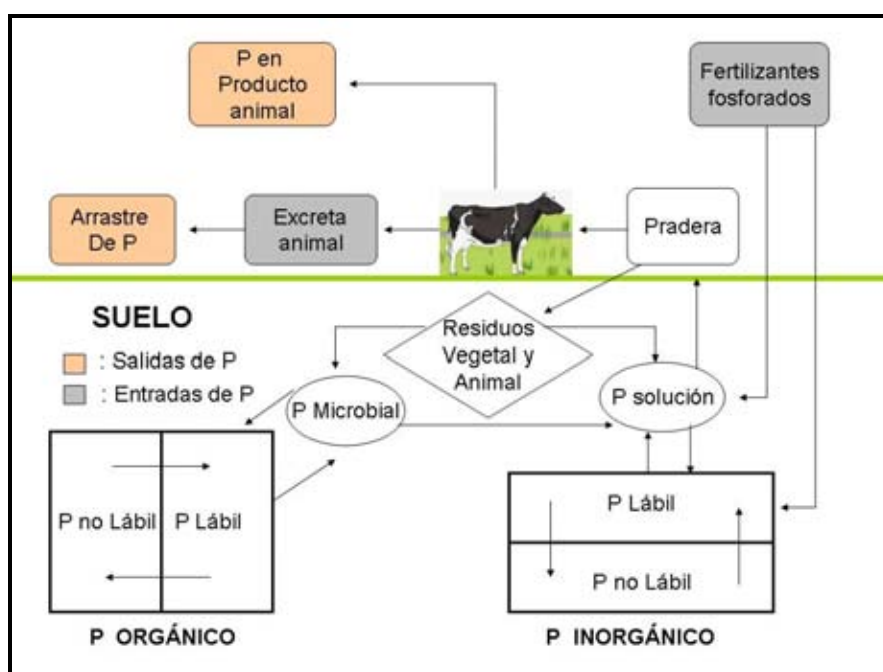


FIGURA 2. Ciclo del fósforo en praderas. Adaptado de MATHEWS, 1998.

Por otro lado, Eghball *et al.* (1996) y Beauchemin *et al.* (1996), citados por WHITEHEAD (2000), indican que el P de abonos orgánicos es más susceptible de ser lixiviado que las formas de fertilizantes inorgánicos y la lixiviación de P desde praderas tiende a aumentar cuando la densidad animal es alta, probablemente debido a las grandes cantidades de P orgánico soluble liberado desde las excretas.

El arrastre superficial es muchas veces más importante que la lixiviación en términos de pérdidas de P en praderas, debido al arrastre por efecto de las precipitaciones que ocurren posterior a una aplicación de fertilizantes (WHITEHEAD, 2000). Según el mismo autor, otro factor que influye en la pérdida de P, es el grado de pendiente que presente la pradera, la cantidad y el método de aplicación del fertilizante, el tipo de fertilizante fosforado y finalmente la altura y densidad de la pradera. Por otro lado, cuando no se aplican fertilizantes, las pérdidas de P a través de arrastre superficial en praderas es normalmente alrededor de $0,1 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ (WHITEHEAD, 2000).

Así mismo en un estudio realizado en dos zonas del sur de Australia, con praderas permanentes sujetas a pastoreo, las pérdidas por lixiviación más arrastre ascienden entre $1,0$ a $1,1 \text{ kg P ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y la proporción de P particulado presente en arrastre es mucho mayor en las áreas con mayor pendiente (WHITEHEAD, 2000).

Aunque las cantidades que se pierden por lixiviación y arrastre son generalmente insignificantes en términos de fertilidad de suelo, estas pérdidas pueden ser suficientes para causar un efecto significativo en la eutroficación de cursos de agua (WHITEHEAD, 2000).

Los principales consideraciones a tener en cuenta en la pérdida de P son: (1) el desequilibrio en el uso del P en la agricultura, (2) la dinámica del P en los suelos y (3) la transferencia del P desde el suelo a cursos de agua (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

2.3.2.2 Movimiento de P desde el suelo a cursos de agua.

La transferencia de P es un fenómeno complejo, que puede ser definido en función de las formas de P y los mecanismos de liberación desde suelos con agua y vías hidrológicas que movilizan el P desde el suelo (HAYGARTH y JARVIS, 2002). El primer caso crítico en el proceso de transferencia, es la liberación desde el suelo de la fase sólida a suelo con agua. Esto ocurre completamente por varios mecanismos de liberación de P que pueden ser clasificados dentro de solubilización y mecanismos

separadores de coloides sólidos y de partículas. Esta solubilización de P inorgánico resulta desde la desorción de PO_4^{3-} desde los sólidos del suelo (HAYGARTH y JARVIS, 2002). Otros factores que afectan la desorción desde el suelo incluye a iones fuertes, pH y temperatura. El efecto del pH, puede resultar de la liberación de exudados de las raíces o adiciones de cal, el cual es variable, porque al aumentar el pH disminuye la concentración de P inorgánico en la solución del suelo. Según HAYGARTH y JARVIS (2002), los mecanismos biológicos parecen ser importantes en la determinación de la concentración de P en solución y por lo tanto, tienen potencial para ejercer influencia sobre la solubilización de P.

La separación de P envuelve la erosión de partículas de suelo por la acción hidráulica del agua y el impacto de las gotas de lluvia (BELLOWS, 2001).

Según HAYGARTH y JARVIS (2002), la erosión es frecuentemente asociada con la transferencia de P por flujo terrestre, especialmente desde terrenos cultivables, donde la pérdida de partículas de P puede ser extremadamente alta. Esto es muchas veces asociado con el transporte preferencial de material fino de arcillas que son relativamente ricas en P por la alta capacidad de fijación.

La erosión puede también resultar desde drenajes subsuperficiales, con partículas erosionadas desde los bordes, grietas y fisuras subterráneas. Esto puede contribuir en una alta concentración de partículas de P en los macroporos del drenaje subsuperficial. Este tipo de pérdida de P recientemente ha sido calificada por HAYGARTH y JARVIS (2002), como "incidental" y puede ser especialmente importante en sistemas de praderas donde la aplicación de fertilizantes se realiza sin un manejo adecuado.

2.3.2.3 Vías de transferencia de P desde el suelo al agua.

La principal fuerza de transferencia de P desde el suelo es la hidrológica porque el agua provee de energía y movimiento al P. El camino que toma el agua en el suelo describe la vía de la transferencia de P. Estos caminos pueden ser dentro de la superficie (corriente terrestre) y vía subsuperficial. La vía de transferencia tomada, determinará la cantidad de pérdida de P en los terrenos agrícolas (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

La vía superficial es la que provoca una mayor transferencia de P por mecanismos separadores, pérdidas de partículas por erosión y transporte de material

arcilloso. La vía subsuperficial incluye movimiento lateral en el suelo, drenaje vertical, movimiento preferencial a través de macroporos y canales de drenaje artificial (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

Frossard *et al.*, (1995), citados por HAYGARTH y JARVIS (2002), señalan que el P inorgánico es realmente fijado en el suelo e impide la lixiviación por precipitación con Ca, Fe y Al, fijación por arcillas y otras partículas de suelo. Pero Rolston *et al.*, (1997), citado por los mismos autores anteriores, asevera que algo del P inorgánico no es fuertemente fijado y puede moverse fácilmente a través del suelo por la superficie o como agua superficial.

El transporte de las concentraciones de P a través de los macroporos de suelos agrícolas en praderas es mayor a 1 mg L^{-1} . Además las altas concentraciones de P en sistemas de drenaje artificial de agua son probablemente el resultado del movimiento rápido del agua en profundidad (HAYGARTH y JARVIS, 2002).

SANDE *et al.*, (2005), admiten que existe al menos, tres mecanismos de transferencia de fosfato desde el suelo a los sistemas acuáticos: disolución y movimiento en forma soluble; transporte de materiales erosionados; y, por último, pérdidas directas de fertilizante cuando llueve tras la aplicación del mismo. La importancia de cada uno de estos mecanismos puede variar en función del tipo de suelo, del manejo agrícola y de las condiciones climáticas.

2.4 Reciclaje de nutrientes.

El reciclaje de nutrientes del suelo en los sistemas ganaderos esta constituido por dos componentes; el reciclaje proveniente de excretas animales y el reciclaje a través de la descomposición vegetal. Ambos reciclajes son importantes ya que los animales retornan en sus excretas grandes proporciones de los nutrientes que han consumido y extraído del sistema, y las plantas retornan cantidades considerables de los nutrientes a través de la descomposición del material vegetal (WHITEHEAD, 2000).

2.4.1 Reciclaje de nutrientes a través de excretas animales.

La presencia de los animales en pastoreo incrementa la tasa a la cual los nutrientes son reciclados, ya que los animales utilizan para su ganancia de peso y/o producción de leche y carne sólo una pequeña proporción de los nutrientes

consumidos y por consiguiente los nutrientes no utilizados son retornados al suelo en las fecas y en la orina (WHITEHEAD, 2000).

El siguiente Cuadro muestra los valores comunes característicos de las excretas animales de un sistema de pastoreo, útiles para estimar el reciclaje en praderas.

CUADRO 2 Valores comunes en las excreciones de vacunos en producción de carne.

| Característica | Vacunos |
|--|----------------|
| Orinas por día (n°) | 8 -12 |
| Volumen por orinada (L) | 1,6 – 2,8 |
| Volumen de orina diario (L) | 12 – 34 |
| Área cubierta por la orina (m ²) | 0,16 – 0,50 |
| Área afectada por la orina (m ²) | 0-5 – 2,5 |
| Fecas por día (n°) | 11 – 16 |
| Peso por feca (g) | 250 – 380 |
| Peso de fecas diario (kg) | 2,7 – 5,9 |
| Área cubierta por feca (m ²) | 0,05 – 0,09 |
| Área afectada por fecas (m ²) | 0,25 – 0,54 |

FUENTE: Adaptado de WHITEHEAD (2000).

El reciclaje de nutrientes en la praderas producido por la presencia del pastoreo animal está influenciado por la densidad de la pradera, por la proporción de tiempo de pastoreo y por la concentración de nutrientes en el forraje consumido (WHITEHEAD, 2000).

2.4 .2 Deposición y distribución de las fecas.

Según WELLS y DOUGHERTY (1997), citados por WHITEHEAD (2000), una vaca tiene en promedio 10 defecaciones por día, cubriendo un área de aproximadamente 1000 cm² y orinan entre 8 a 12 veces en el día. En este estudio de

pastoreo rotativo, los puntos con orina ocuparon 16,7% de la pradera, mientras que los puntos con heces ocuparon 18,8%, tomados en un período de 504 días (WHITEHEAD, 2000).

Usualmente alrededor del 95% de la excreción de P ocurre en las fecas y sólo pequeñas cantidades ocurren en la orina (WHITEHEAD, 2000).

Según HAYGARTH y JARVIS (2002), el N consumido por los animales por lo general excede los requerimientos diarios y un 80% de lo que entra es excretado por los herbívoros. La excreta desechada de los animales son relativamente altas en el contenido de N (el ganado tiene en las fecas un contenido de N de alrededor de un 4% y en la orina el contenido de N es de 0,5%). La disposición de los desechos ofrece una fuente potencial de provisión de nutrientes al terreno agrícola (si se aplica en la cantidad apropiada) y contamina (si se aplica en exceso).

2.5 Normas de emisión de Nutrientes contaminantes en Chile.

Según la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, es la encargada de establecer la concentración máxima de contaminantes permitida en el país. Esta norma fue establecida a través del decreto supremo número 90 (DS90) decretado por el Ministerio de la Secretaría General de la Republica de Chile (7 de marzo del año 2001). Dicha norma de emisión establece la concentración máxima de contaminantes permitida para residuos líquidos descargados por las fuentes emisoras a los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales de la República de Chile. Su objetivo es prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales de la República, mediante el control de contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan a estos cuerpos receptores (CONAMA, 2001). La fiscalización de la norma corresponde a la Superintendencia de Servicios Sanitarios, a la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante y a los Servicios de Salud, según corresponda (CONAMA, 2001).

En cuanto a la contaminación de agua potable, en nuestro país, la Norma Chilena Oficial de Calidad de Agua Potable o de Bebida (NCh 409/1. Of 84), estipulada por el Instituto Nacional de Normalización (INN, 1984), establece que los límites máximos

permitidos para N-NO_3^- es de 10 mg L^{-1} , lo cual indica que el agua potable o de bebida no debe contener este elemento en concentraciones totales mayores que la señalada.

Los límites máximos permitidos en Chile para la descarga de residuos líquidos con fósforo a cuerpos de agua fluviales, lacustres y marinos, son de 10, 2 y 5 mg litro^{-1} respectivamente. En cambio los límites máximos permitidos en Chile para la descarga de residuos líquidos con nitrógeno a lagos, ríos y océanos, son de 50, 10 y 50 mg litro^{-1} de N Total respectivamente.

Los cuadros 3 y 4, hacen referencia a los límites máximos de concentración de P y N permitidos en países desarrollados, donde las leyes y normas medio ambientales son más estrictas.

CUADRO 3 Límite máximo de concentración de P Total permitido por el gobierno Alemán en aguas superficiales.

| Categoría | Grado de Contaminación | Concentración P total | |
|-----------|------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| | | P total ($\mu\text{g L}^{-1}$) | P total (mg L^{-1}) |
| I | No contaminante | ≤ 50 | 0,05 |
| I-II | No contaminante | ≤ 80 | 0,08 |
| II | Contaminación moderada | ≤ 150 | 0,15 |
| II-III | Contaminación moderada | ≤ 300 | 0,3 |
| III | Contaminación alta | ≤ 600 | 0,6 |
| III-IV | Contaminación alta | ≤ 1200 | 1,2 |
| IV | Muy contaminante | ≥ 1200 | 1,2 |

FUENTE: HAYGARTH y JARVIS, 2002.

CUADRO 4 Límite máximo de concentración de nitrato (mg L^{-1}) en agua potable permitido por distintos países y organizaciones mundiales.

| País- Organización | Concentración ($\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) | Concentración (mg N L^{-1}) |
|----------------------------------|---|--|
| Comunidad Europea | 50 | |
| USA | 45 | 10 |
| New Zealand | | 11,3 |
| Organización Mundial de la salud | 45 | 10 |

FUENTE: HAYGARTH y JARVIS, 2002.

3 MATERIAL Y MÉTODO

3.1 Ubicación del ensayo.

El sitio experimental se estableció en tres potreros con praderas permanentes de la unidad de bovinos de carne del Centro Regional de Investigación Remehue, dependiente del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), ubicado a 8 km al norte de la ciudad de Osorno, X Región (40° 31´S, 73° 03´O; 73 msnm).

3.2 Duración del estudio.

La investigación correspondió a las evaluaciones realizadas en la primera etapa del proyecto FONDECYT N° 1040104 “Estudio de los mecanismos de transferencia y pérdida de nitrógeno y fósforo de sistemas ganaderos intensivos a cursos de agua en la depresión intermedia de la provincia de Osorno”. Esta evaluación se realizó desde el día 12 de abril hasta el 29 de octubre del año 2004, con una duración total de 201 días.

3.3 Características del lugar de estudio.

3.3.1 Clima.

El clima de la zona es templado lluvioso, las temperatura media anual del suelo varía entre 10-11°C (TOSSO, 1985). La pluviometría de la zona aumenta de mar a cordillera, con valores que oscilan, entre 1.600 mm año⁻¹ a 2.500 mm año⁻¹. La precipitación promedio anual de los últimos 30 años es de 1.260 mm (ESTACIÓN METEREOLÓGICA INIA-REMEHUE, 2005).

3.3.2 Suelo.

El suelo del área de ensayo corresponde a un Trumao de la Serie Osorno (medial mesic Typic Hapludand) (USDA, 2003). Es un suelo derivado de cenizas volcánicas recientes, con topografía levemente ondulada y pendientes complejas que van de 2 a 5% y el sitio del ensayo presentó una pendiente del 3%. La profundidad del suelo en el sitio del ensayo fue superior a 100 cm y está dentro de la variación descrita para la serie Osorno. La textura fue franco limoso a franco arcillo-limoso (TOSSO, 1985).

3.3.3 Pradera.

La pradera utilizada para el ensayo es una pradera permanente polifítica, dominada por ballica inglesa (*Lolium perenne* L.), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y pasto dulce (*Holcus lanatus* L.). En el mes de Julio se realizó un control de cuncunilla negra (*Dalaca pallens* B.) con el producto comercial “Karate Zeon”, utilizando una dosis de 150 cm³ ha⁻¹ (disueltos en 200 litros de agua), cuyo ingrediente activo es Lambdacihalotrina.

3.3.4 Fertilización.

En el Cuadro 5 se muestran las cantidades de fertilizantes aplicados durante el ensayo en dos parcialidades en otoño y primavera, correspondiendo a una fertilización de mantención.

CUADRO 5. Fertilizantes y dosis aplicadas en el ensayo.

| Fertilizante | Nutriente | Dosis (kg ha⁻¹) | Fecha de aplicación |
|--|-------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|
| -Urea CO(NH ₂) ₂ (46% de N) | N | 46 | 27 Abril 2004 |
| -Salitre sódico (16% de N y 27% de Na) | N | 24 | 10 Septiembre 2004 |
| -Superfosfato triple (46% de P ₂ O ₅ y 20% de CaO) | P ₂ O ₅ | 69 | 10 Septiembre 2004 |

3.4 Establecimiento del ensayo.

3.4.1 Confección e Instalación de parcelas diamantes.

Los trabajos se iniciaron la primera quincena de marzo del año 2004. Primero se comenzó con una excavación por el contorno de las nueve parcelas diamantes de 25 m² (5 x 5 m) cada una (Foto 1-A) para la instalación de la recolección de las aguas subsuperficiales a 50 cm. de profundidad. Luego se selló sólo los lados superiores de cada parcela con polietileno, para evitar la influencia del agua que provenía por sobre la cabecera de la parcela. Posteriormente, en las zanjas cavadas en los bordes de la parcela, se instaló una capa de gravilla. Sobre esta capa se instalaron tuberías de

drenaje (de PVC de 110 mm de diámetro), rodeadas por una envoltura con fibra Geotextil, con el objeto de recolección de aguas a nivel subsuperficial (Foto 1-B).

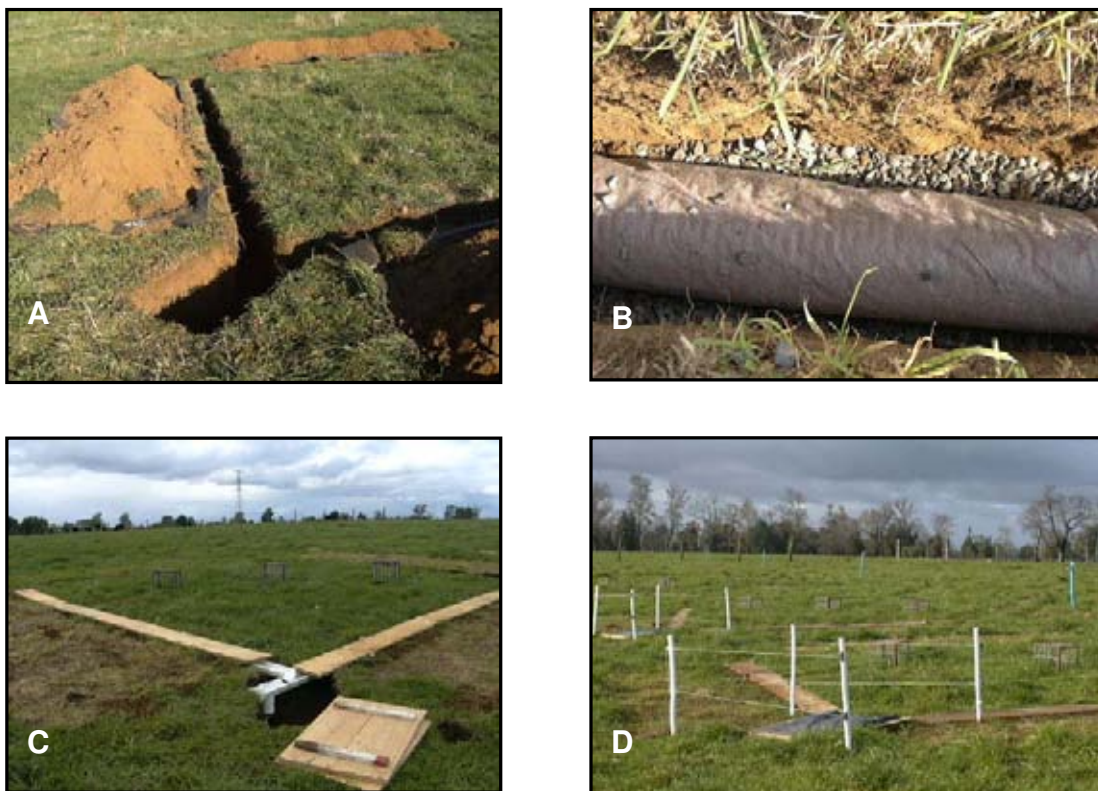


FOTO 1. Etapas de la instalación de las parcelas diamantes.

Para la recolección de las aguas superficiales se instalaron canaletas de PVC, quedando la parte superior de las canaletas a ras del suelo. Posteriormente, las canaletas fueron tapadas con tablas para que los animales y el agua de lluvia directa no afectaran la calidad de las muestras de agua recolectadas desde las canaletas (Foto 1-C).

Las parcelas diamantes, se denominan de esta manera por su forma y disposición en terreno y porque en el lugar de colección de las muestras (a nivel superficial como subsuperficial) es la punta del diamante (SCHOLEFIELD y STONE, 1995). Esta punta está a favor de la pendiente del terreno y sus dimensiones fueron de 50 x 50 cm de ancho y 60 cm de profundidad, tal como se muestra en la Foto 1-D. Dentro de este sitio de muestreo, tanto a nivel superficial como subsuperficial se utilizó

embudos y jarros plásticos (graduados) para la recolección del agua arrastrada. Finalmente se procedió a cercar el lugar donde se tomaron las muestras (la punta del diamante) con cerco eléctrico, para evitar el ingreso de los terneros en pastoreo (Foto 1-D).

3.4.2 Animales utilizados en el ensayo.

Se utilizaron 23 terneros raza Frisón negro de peso inicial promedio de 220 kg de peso vivo (Foto 2). La carga animal para todos los tratamientos fue de 3,5 terneros ha^{-1} . Los terneros ingresaron a los potreros del ensayo el día 7 de abril del año 2004 y durante todo el estudio permanecieron en la pradera.



FOTO 2. Novillos utilizados en el ensayo

3.4.3 Sistema de pastoreo utilizado.

El sistema de pastoreo utilizado para esta investigación fue de pastoreo rotativo en franjas. Consistió en la parcialización de la pradera, con el fin de ofrecer una ración calculada de forraje al rebaño, por medio del uso de cerco eléctrico. Esta técnica implicó el tendido de una línea electrificada por delante y otra por detrás de la dirección de pastoreo, excluyendo el sector de pastoreado anteriormente.

3.4.4 Tratamientos.

El estudio contempló tres tratamientos, definidos por la carga instantánea (CI). Este término hace referencia al número de animales que pueden pastorear una superficie determinada en un día, tal como se observa en el Cuadro 6. Para ello se dispuso de tres potreros de 2,1; 2,3 y 2,3 ha, respectivamente, siendo cada potrero un tratamiento (T1, T2 y T3). Estos potreros se subdividieron en 55 franjas por potrero y por medio del uso de cerco eléctrico, se generó tres manejos de pastoreo diferentes. Las franjas se marcaron mediante estacas de 50 cm. de altura, pintadas previamente con color blanco para una mejor identificación.

El siguiente Cuadro muestra la superficie pastoreada por cada tratamiento, indicando además el número de días que contempló el pastoreo para cada franja.

CUADRO 6 Descripción de los Tratamientos.

| Tratamiento | Carga instantánea (CI) | Superficie disponible (m ² /nov/día) | Tamaño franja (m ²) | Días pastoreo por franja |
|-------------|------------------------|---|---------------------------------|--------------------------|
| T1 | 37 (Baja) | 272,7 | 1909,05 | 5 |
| T2 | 63 (Media) | 156,8 | 1254,54 | 3 |
| T3 | 191 (Alta) | 52,3 | 418,18 | 1 |

3.4.5 Recolección y frecuencia de muestreo.

La recolección de las muestras de agua se realizó entre el 12 de abril y el 29 de octubre del 2004, conformando 70 fechas de muestreo. Se tomaron muestras de agua arrastrada superficial y subsuperficialmente por parcela, 3 veces por semana. Estos datos, fueron registrados junto con la cantidad de agua drenada por parcela y las precipitaciones diarias que se produjeron entre los días en que se recolectaron las muestras (Anexo 1).

El análisis de las muestras de agua recolectadas se llevó a cabo en el Laboratorio de Química del Centro Regional de investigación INIA Remehue.

Una vez que se retiraban las muestras de agua recolectadas en las parcelas diamantes de cada tratamiento, ellas fueron refrigeradas a 3 a 4 °C, hasta su posterior análisis químico.



FOTO 3. Frascos con el agua recolectada en las parcelas diamantes para la determinación de la concentración de nitrato y fosfato.

3.4.6 Evaluaciones realizadas.

3.4.6.1 Análisis químico de suelo.

Se realizaron dos colecciones de muestras de suelo para su análisis. La primera toma de muestra se realizó el 25 de marzo del año 2004, mientras que el segundo muestreo, se realizó el 16 de agosto del mismo año. Las muestras fueron obtenidas a una profundidad de 20 cm ($n = 4$). Las muestras colectadas fueron llevadas al Laboratorio de Suelos del Centro Regional de Investigación INIA Remehue, donde fueron analizadas para ver si existieron diferencias estadísticas entre tratamientos y entre fechas de muestreo de los análisis de suelo.

3.4.6.2 Análisis de las condiciones físicas de suelo.

Al finalizar el estudio (noviembre del año 2004) se midió la densidad aparente, densidad real y el espacio poroso del suelo. Se utilizó dos tipos de cilindros con un volumen de $249,3 \text{ cm}^3$ (8,04 cm de diámetro y 4,91cm de alto) para los valores bajos de presión (pF 1,7 y pF 2,5) y de $17,4 \text{ cm}^3$ (3,83 cm de diámetro y 1,45 cm de alto) para el valor de alta presión (pF 4,1) (RUSSELL y RUSSELL, 1959). Se realizaron 6 repeticiones para la medición del agua retenida en cada tensión evaluada y las mediciones se realizaron en dos profundidades del suelo: de 0 a 5 cm y de 30 a 35 cm.

Las muestras para la determinación de las variables físicas de suelo analizadas fueron enviadas al Laboratorio de Suelos del Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos de la Universidad Austral de Chile.

Con los datos del agua retenida a distintas presiones, se calcularon los poros de drenaje rápido ($>50\mu\text{m}$), de drenaje lento ($50-10\mu\text{m}$), de agua útil ($10-0,2\mu\text{m}$) y de agua inútil ($<0,2\mu\text{m}$), determinando con estos valores la capacidad de campo (poros $<10\mu\text{m}$) y el punto de marchites permanente (poros $<0,2\mu\text{m}$), para cada tratamiento (ELLIES *et al.*, 1993). La metodología para la determinación de la densidad aparente, real, y porosidad, se basó en la guía práctica de Laboratorio de Suelos del Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos de la Universidad Austral de Chile.

3.4.6.3 Precipitaciones y evaporación durante el período de evaluación. El registro de las precipitaciones y de la evaporación ocurrida durante los meses de abril a octubre del año 2004, se obtuvo de la información de la estación meteorológica del Centro Regional de Investigación INIA Remehue, localizada a 1 km de distancia del sitio experimental.

3.4.6.4 Registro del agua drenada. El agua drenada a nivel superficial y subsuperficial en la pradera se obtuvo a partir de las tres parcelas diamantes instaladas en cada tratamiento. La transformación a litros por hectárea, se realizó en base a los valores de agua recolectada (ml) considerando la superficie de 25 m^2 .

3.4.6.5 Medición de la concentración de nitrato y fosfato en las aguas colectadas. La determinación de las concentraciones (mg L^{-1}) de nitrógeno nítrico (N-NO_3^-) se realizó a través del método del ácido salicílico (ROBARGE *et al.*, 1983). Mientras que para la determinación de las concentraciones (mg L^{-1}) de fosfato reactivo soluble (P-PO_4), se utilizó el método del ácido ascórbico (LENORE *et al.*, 1998).

3.4.7 Estimación de las pérdidas de nitrato y fosfato (g ha^{-1}).

La estimación de las pérdidas de nitrato y fosfato (descarga) se realizó a través de la multiplicación de los litros por hectárea recibidos, como volumen arrastrado por período de muestreo y la concentración determinada en cada parcela de repetición de los potreros analizados, como se muestra en la siguiente fórmula:

$$\text{DESCARGA} = [\text{L ha}^{-1}] * [\text{mg L}^{-1}] / 1000$$
$$\text{g ha}^{-1} = \text{Volumen} \times \text{Concentración de N-NO}_3 \text{ ó P-PO}_4 / 1000 \quad [1]$$

3.5 Análisis estadístico.

El ensayo fue diseñado en bloques completos al azar con tres tratamientos y tres repeticiones. Los niveles representan a tres distintas cargas instantáneas de animales, mientras que las repeticiones corresponden a tres parcelas diamantes de muestreo por tratamiento, donde se midió el arrastre de agua en el suelo, tanto a nivel superficial como subsuperficial.

Los resultados obtenidos entre tratamientos para las variables pérdidas de nitrato y fosfato tanto a nivel superficial como subsuperficial, densidad real, densidad aparente y porosidad (curva pF), del estudio fueron analizados por medio de un análisis de varianza (ANDEVA). En los casos que existieron diferencias significativas entre los promedios de los tratamientos se procedió a analizarlos a través de la prueba de diferencias de medias de Tukey (con un 95% de nivel de confianza). Los grupos de datos que no cumplieron con los supuestos exigidos por el análisis de varianza de homogeneidad de varianzas y prueba de normalidad fueron transformados logarítmicamente.

Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa computacional estadístico Statgraphics Plus versión 2.0.

4 PRESENTACIÓN Y DISCUSION DE RESULTADOS

4.1 Determinación de la cantidad de agua de arrastre superficial y subsuperficial en las parcelas.

La determinación de la cantidad de agua que produce el arrastre superficial y la cantidad de agua que produce el arrastre subsuperficial entre las parcelas y en todos los tratamientos se determinó a través de un balance entre la cantidad de agua caída (precipitación) y la cantidad de agua evaporada (estimada a través de medición directa).

4.1.1 Evaluación de las precipitaciones y evaporación (mm día^{-1}) durante el período abril-octubre 2004.

Las precipitaciones que influyeron en los resultados de este estudio, se consideraron desde el día primero de abril hasta el 31 de octubre (Anexo 1). Este período fue considerado en base a que la primera colección de agua drenada a 50 cm comenzó el día 12 de abril y la última colección se realizó el 28 de octubre del año 2004, cuando ocurrió el último drenaje detectado. Durante dicho período, la cantidad total de agua caída fue de 1029,4 mm. De ello, la mayor cantidad de las precipitaciones se concentró en el mes de junio, con una cantidad de 337,6 mm (Anexo 1) constituyendo el 32,8% del total de la precipitación del período, mientras que el mes con menos precipitación fue mayo, con el 19,1% (Figura 3). El segundo mes con mayor cantidad de agua caída fue abril, con un total de 224,1 mm, con el 21,8% del total caído. Cabe destacar que en este mes, si bien no fue el más lluvioso, el día 2 de abril se registraron 83,3 mm de agua lluvia día^{-1} , siendo el valor diario más alto registrado desde abril a octubre del 2004. Otra fecha relevante fue el día 27 de junio, con un aporte de 65,5 mm de agua caída día^{-1} , siendo el segundo valor diario más alto registrado durante los meses del ensayo.

Para determinar la cantidad de agua de arrastre, la entrada de agua precipitada se consideró a partir de los valores de precipitación diaria acumulados entre muestreos (Anexo 3). Para el primer muestreo se tomó arbitrariamente como fecha de inicio el día 10 de abril y se acumuló hasta el día antes en que se realizó el primer muestreo. Este

período de dos días es similar al lapso que ocurrió entre las colecciones de muestras, en los muestreos posteriores. En cada muestreo, las muestras se colectaban temprano en la mañana, entre 9.00 y 9.30 horas.

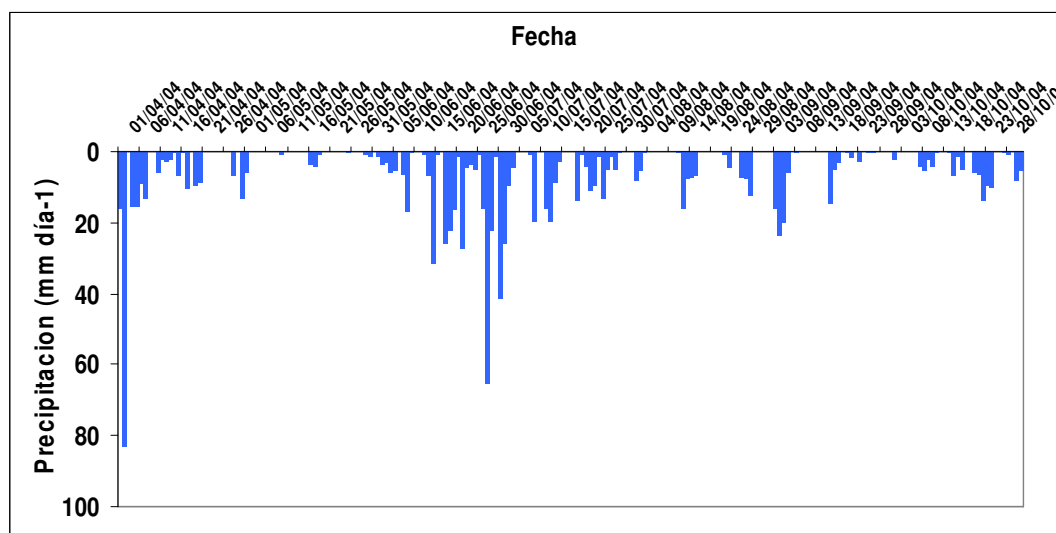


FIGURA 3. Precipitación diaria caída (mm día^{-1}) registrada en el sitio experimental, entre abril y octubre del año 2004.

La evaporación diaria registrada a través del tiempo, se muestra en la Figura 4. El total registrado fue de 183,1 mm. La evaporación fue aumentando en la primavera alcanzando el máximo en el mes de octubre, con 58 mm de evaporación (Anexo 2), conformando el 31,7% del total evaporado del período. Los meses de junio y julio fueron los que menos valores de evaporación presentaron.

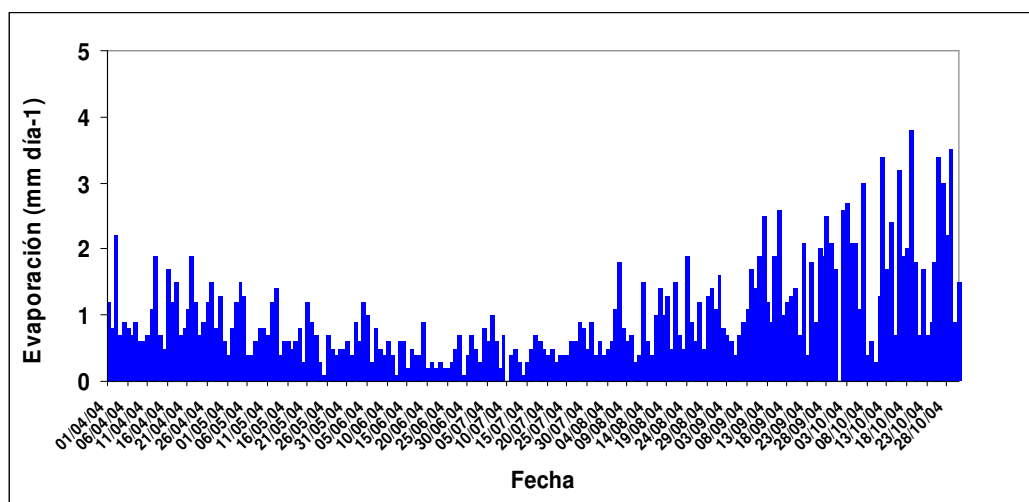


FIGURA 4. Evaporación diaria (mm día^{-1}) registrada en el sitio experimental, entre abril y octubre del año 2004.

4.1.2 Evaluación del agua drenada a nivel superficial y subsuperficial (ml parcela^{-1}), durante el período de estudio.

Los resultados en las cantidades de agua drenada a nivel superficial como subsuperficial de la parcelas (Cuadro 7, Anexo 4), no arrojaron diferencias significativas entre tratamientos ($P \geq 0,05$).

CUADRO 7 Promedio del agua arrastrada a nivel superficial y subsuperficial (ml parcela^{-1}) de acuerdo a los tratamientos de carga instantánea, durante el período de estudio ($\pm \text{e.e}$)

| Tratamientos | Agua de arrastre (ml parcela^{-1}) | |
|--------------|---|---------------------|
| | superficial | subsuperficial |
| T1 (baja) | 92,00 \pm 12,19 a | 53,78 \pm 11,84 a |
| T2 (Media) | 120,63 \pm 15,92 a | 58,40 \pm 12,39 a |
| T3 (Alta) | 156,62 \pm 16,94 a | 53,84 \pm 12,56 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

Tal como se muestra en la Figura 5, la cantidad de agua recolectada a nivel superficial de cada tratamiento fue pareja en su distribución a través del tiempo. Sin

embargo, cabe destacar que se presentó un problema de inundación en los tres potreros, en el lugar de recolección de las muestras de agua, pudiendo esto haber afectado la recolección de muestras entre el 21 y 30 de junio (entre los muestreo 22 y 26), producto de las intensas lluvias producidas desde el día 14 al 21 de ese mismo mes (Anexo 1). Para solucionar este problema se pasó un arado de topo a todas parcelas de recolección del sistema diamante el día 30 de junio.

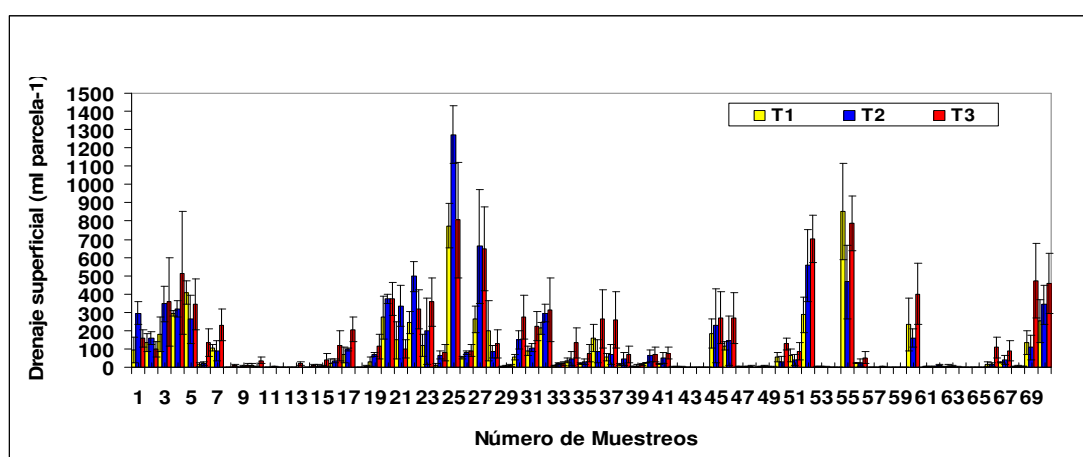


FIGURA 5. Evolución estacional de drenaje superficial promedio (ml parcela⁻¹) de los tres tratamientos utilizados en el ensayo, durante el período abril-octubre 2004 (\pm e.e).

La recolección de agua subsuperficial, tal como se observa en la Figura 6, a partir del muestreo 28 (con fecha del 5 de julio) los niveles de agua recolectados descienden para los tres tratamientos. El pick observado en los muestreos 25 y 27, son producto de que el día 28 de junio se produjo el segundo día más lluvioso del período (Anexo 1), lo que llevó a recolectar más agua en ese muestreo.

Los valores máximos de drenaje superficial y subsuperficial concuerdan con el valor máximo de lluvia acumulada en el muestreo número 25, que toma en cuenta las precipitaciones caídas entre el 25 y 28 de junio, las cuales permitieron que se acumularan 104,5 mm de agua lluvia, siendo el valor máximo durante todo el periodo de drenaje (Anexo 3).

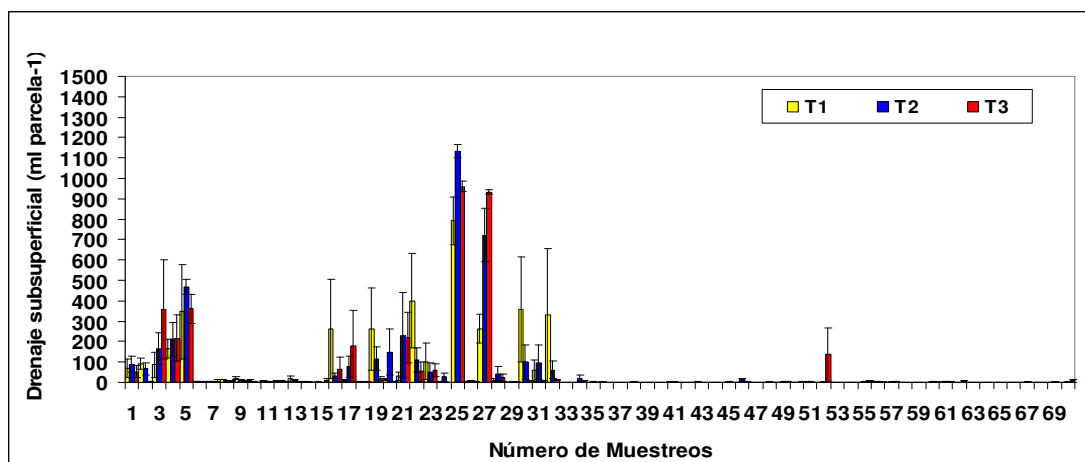


FIGURA 6. Evolución estacional del drenaje subsuperficial (ml parcela⁻¹) de los tres tratamientos utilizados, durante el período abril- octubre 2004 (\pm e.e).

Considerando el balance de precipitación menos la evaporación registrada en la zona, en los 25m² de cada parcela, se obtuvieron 16660 litros de agua, de los cuales se perdieron por arrastre superficial y subsuperficial 37,5 litros, esto significa que para las condiciones del experimento en promedio, el agua de arrastre corresponde a un 0,23%. De esta agua, el 68,9% (25,8 litros parcela⁻¹) se arrastró en forma superficial y el 31% (11,6 litros parcela⁻¹) en forma subsuperficial. Ante estos resultados, se puede inferir que la baja cantidad de agua recolectada por arrastre superficial y subsuperficial en las parcelas diamantes, se debe a las buenas condiciones de porosidad del suelo y al drenaje de la pradera, lo que hace pensar que el resto de agua se drena por sobre los 50 cm de profundidad, incrementando las pérdidas de Nitratos por lixiviación, tal como fue investigado por JARAMILLO (2006).

4.2 Evaluación de la variación en la condición de suelo bajo el manejo de carga instantánea en la pradera.

4.2.1 Análisis químico del suelo.

En el Anexo 5 se muestran los análisis químicos de suelo (0-20 cm. de profundidad) realizados a los potreros en donde se desarrolló el ensayo. Ambos análisis se hicieron antes de las dos fertilizaciones realizadas (marzo y agosto).

Según los estándares de análisis de suelo, propuesto por RODRIGUEZ (1993), los niveles de fertilidad del suelo encontrados en dichas praderas fueron altos para N, P y materia orgánica. El enriquecimiento de P en las capas superficiales del suelo es esperable en suelos agrícolas, especialmente en praderas permanentes, donde el suelo no es arado frecuentemente. Esta acumulación de P en la superficie es producto de las fertilizaciones realizadas y del aporte animal por medio de fecas y orinas depositadas sobre la pradera. Esto va relacionado al comportamiento de los animales dentro de cada tratamiento, es decir, según la superficie pastoreada por los animales (número de franjas de pastoreo) en cada potrero.

En sistemas ganaderos intensivos del sur de Chile, la aplicación de fertilizantes fosforados determina la acumulación de este elemento, incluso con aplicaciones bajas, se obtiene la acumulación de este nutriente en los sistemas ganaderos, debido a su escasa movilidad en el suelo (ALFARO *et al.*, 2005).

Los cuadros 8 y 9, muestran que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($P \geq 0,05$) en los niveles de P, N, materia orgánica y pH. Tampoco existió un cambio en el nivel de fertilidad de estos parámetros entre el primer y segundo análisis de suelo realizado (Anexo 6).

CUADRO 8 Análisis de suelo entre tratamientos sobre pradera permanente (0-20 cm.) de la X Región. Promedio de 4 repeticiones (\pm e.e).

| Tratamiento Carga Inst. | P (mg kg⁻¹) | N (mg kg⁻¹) | MO (%) | pH (Agua) |
|------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------|----------------------|
| T1 (Baja) | 25,97 \pm 4,3a | 26,95 \pm 9,8a | 19,0 \pm 0,8a | 5,52 \pm 0,04a |
| T2 (Media) | 28,12 \pm 2,9a | 19,0 \pm 9,2a | 17,97 \pm 0,2a | 5,55 \pm 0,02a |
| T3 (Alta) | 25,85 \pm 2,7a | 21,12 \pm 4,7a | 18,55 \pm 0,7a | 5,50 \pm 0,07a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

CUADRO 9 Análisis de suelo inicial (25-03-04) y final (16-08-04) sobre pradera permanente (0-20 cm) de la X Región. Promedio de 4 repeticiones (\pm e.e).

| Análisis | P (mg kg ⁻¹) | N (mg kg ⁻¹) | MO (%) | pH (Agua) |
|-----------------|------------------------------------|------------------------------------|-------------------|---------------------|
| 1 | 25,9 \pm 1,8a | 15,93 \pm 3,6a | 18,26 \pm 0,5a | 5,53 \pm 0,04a |
| 2 | 27,4 \pm 3,2a | 28,78 \pm 5,3a | 18,75 \pm 0,57a | 5,51 \pm 0,03a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

4.2.2 Análisis de propiedades físicas del suelo.

El Cuadro 10, muestra la densidad aparente y densidad real del suelo, obtenida en dos profundidades de la pradera. Los resultados de densidad aparente y densidad real obtenidos, utilizando el método del cilindro, no arrojaron diferencias significativas entre tratamientos (Anexo 7).

CUADRO 10 Densidad aparente y densidad real de cada tratamiento.

| Tratamiento | Densidad Aparente (g cm⁻³) | | Densidad Real (g cm⁻³) | | |
|--------------------|--|--------------------|--|--------------------|--------------------|
| | Carga Inst. | 5 cm prof. | 35 cm prof. | 5 cm prof. | 35 cm prof. |
| T1 (Baja) | | 0,66 \pm 0,010 a | 0,58 \pm 0,030 a | 2,30 \pm 0,025 a | 2,40 \pm 0,025 a |
| T2 (Media) | | 0,68 \pm 0,010 a | 0,62 \pm 0,025 a | 2,33 \pm 0,021 a | 2,38 \pm 0,047 a |
| T3 (Alta) | | 0,70 \pm 0,003 a | 0,61 \pm 0,019 a | 2,26 \pm 0,021 a | 2,40 \pm 0,044 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

La duración de este estudio, comprendió 201 días, donde el ciclo de pastoreo y el rezago en conjunto tardaron 55 días, por lo que se completaron 3 ciclos de pastoreo. El hecho de que hayan sido solo tres pastoreos puede ser una de las causantes de no encontrar diferencias en la densidad aparente del suelo sometido a distintas cargas instantáneas. Es probable que sea necesaria una mayor cantidad de ciclos de pastoreos con distintas cargas instantáneas para que se manifieste en este parámetro diferencias significativas en los primeros 5 cm de suelo.

Con los resultados obtenidos de densidad aparente y densidad real, se estimó el espacio poroso y el porcentaje de humedad a diferentes presiones de agua. De esta

forma se calculó la distribución de poros, según su tamaño, lo que se presenta en los cuadros 11 y 12.

CUADRO 11 Distribución porcentual por tamaño (micrómetros) de poros del suelo trumao en praderas permanentes de la X región 0-5 cm de profundidad, de cada tratamiento.

| Tratamiento Carga Inst. | Frecuencia por tamaño | | | | EP (%) |
|----------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|------------------|
| | >50 μm | 50-10 μm | 10-0,2 μm | < 0,2 μm | |
| T1 (Baja) | 13,3 \pm 1,9a | 9,1 \pm 1,9a | 16,4 \pm 2,0a | 32,4 \pm 1,8a | 71,2 \pm 0,4a |
| T2 (Media) | 12,2 \pm 1,1a | 6,2 \pm 1,1a | 12,9 \pm 3,9a | 39,4 \pm 4,4a | 70,7 \pm 0,5ab |
| T3 (Alta) | 11,8 \pm 0,5a | 5,0 \pm 1,0a | 10,6 \pm 0,6a | 41,9 \pm 0,5a | 69,4 \pm 0,3b |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

De acuerdo con el análisis de varianza (Anexo 8) realizado a la distribución de los poros a nivel superficial de la pradera (0-5cm), no existieron diferencias significativas en los poros de drenaje rápido, lento, poros de agua útil e inútil entre los tratamientos. Sin embargo, se detectaron diferencias significativas en el espacio poroso total ($P < 0,05$) encontrado en cada tratamiento (Anexo 8). Se detectó un menor espacio poroso total (69,4%), en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3), mostrando que ya con sólo tres ciclos de pastoreo se vio afectada esta propiedad física del suelo. Esto es relevante en la continuidad del experimento, ya que de mantenerse pastoreos con estas cargas instantáneas se producirá un escurriendo superficial por arrastre cada vez mayor en la medida que disminuya el espacio poroso total. Sin embargo, esto no pudo ser detectado en los valores de aguas de arrastre en este experimento, al menos después de tres ciclos de pastoreo.

Los datos presentados en los Cuadros 11 y 12, difieren para la distribución de los poros del suelo presentados en el Cuadro 1, que muestra la distribución porcentual de los poros modal del suelo para la serie Osorno (ELLIES *et al.*, 1993). En este estudio, se determinó una mayor proporción de poros de agua inútil (< 0,2 μm), en desmedro de un menor porcentaje de poros de agua útil o aprovechable por las plantas (10-0,2 μm), aunque los resultados no son directamente comparables ya que la

medición de ELLIES *et al.*, (1993) se refiere a la distribución de poros y porosidad total en los primeros 20 cm de profundidad y en este estudio es la porosidad total y distribución del espacio poroso entre 0 a 5 cm.

La Figura 7 muestra la representación gráfica del espacio poroso para cada tratamiento y para un suelo modal de la serie Osorno de 0 a 20 cm de profundidad (presentado en el Cuadro 1).

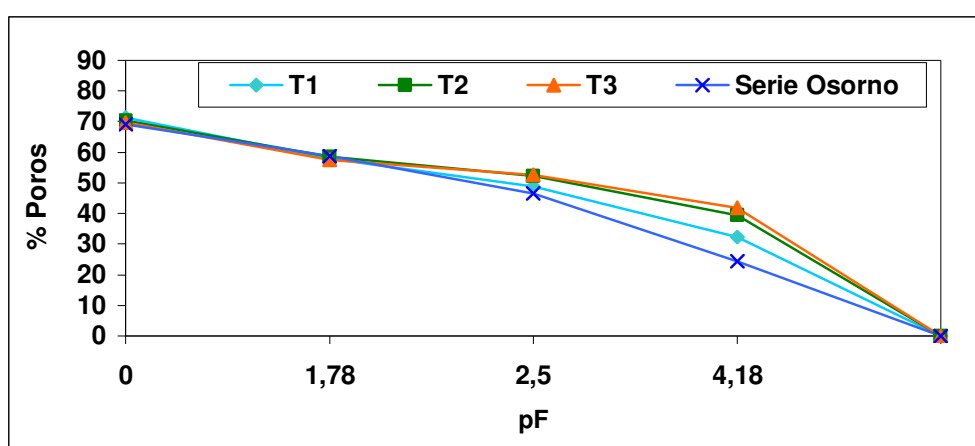


FIGURA 7. Curva pF para cada tratamiento (5 cm de profundidad) y curva normal de la serie Osorno a 20 cm de profundidad, según ELLIES (1994).

En el Cuadro 12, se muestra que a la determinación realizada a los 35 cm. de profundidad de la pradera, sólo se encontraron diferencias estadísticas significativas en los poros de agua inútil, pero no se refleja en el espacio poroso de cada tratamiento (Anexo 8). Ello permite sugerir que la carga instantánea, afectaría en una primera etapa a las propiedades del espacio poroso superficial, no afectando las propiedades físicas del espacio poroso del suelo a los 35 cm. de profundidad, durante el periodo de estudio.

CUADRO 12 Distribución porcentual por tamaño (micrómetros) de los poros del suelo trumao en praderas permanentes de la X región a los 35 cm de profundidad, de cada tratamiento.

| Tratamiento | Frecuencia por tamaño | | | | EP (%) | |
|-------------|-----------------------|-------------------|---------------------|----------------------|-----------------|---------------------|
| | Carga Inst. | >50 μm | 50-10 μm | 10-0,2 μm | | < 0,2 μm |
| T1 (Baja) | | 13,5 \pm 2,7a | 12,5 \pm 2,5a | 20,9 \pm 3,4a | 29,0 \pm 1,6b | 75,8 \pm 1,3a |
| T2 (Media) | | 13,4 \pm 1,2a | 9,8 \pm 1,4a | 14,7 \pm 1,1a | 35,9 \pm 1,6a | 73,7 \pm 1,5a |
| T3 (Alta) | | 10,7 \pm 1,0a | 9,0 \pm 0,2a | 15,4 \pm 3,0a | 39,3 \pm 1,7a | 74,3 \pm 0,9a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

La Figura 8 muestra la representación gráfica del espacio poroso para cada tratamiento a los 35 cm. de profundidad y para un suelo normal de la serie Osorno a 20 cm de profundidad (presentado en el Cuadro 1, según ELLIES,1994).

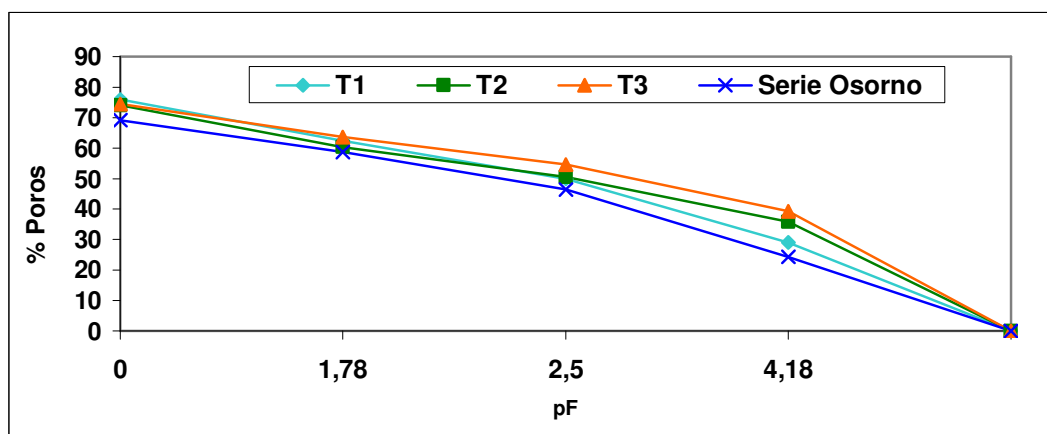


FIGURA 8. Curva pF para cada tratamiento (35cm de profundidad) y curva normal de la serie Osorno a 20 cm de profundidad, según ELLIES (1994).

4.3 Evaluación de la concentración promedio de N-NO₃ en aguas de arrastre superficial y subsuperficial (mg L⁻¹) bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga instantánea.

En el Cuadro 13 se presentan las cantidades de concentración promedio para N-NO₃ a nivel superficial y subsuperficial por tratamiento de carga instantánea utilizado, obtenidos durante el período de estudio. Existieron diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos de carga instantánea para la concentración de N-NO₃ por arrastre de agua superficial y subsuperficial. Las mayores concentraciones de N-NO₃ (mg L⁻¹) a nivel superficial y subsuperficial se registraron en el tratamiento manejado con la mayor carga instantánea (T3).

CUADRO 13 Concentración promedio de N-NO₃ (mg L⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial, con diferente carga instantánea, durante el período de estudio (\pm e.e).

| Tratamientos Carga instantánea | Concentración de N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) | |
|-----------------------------------|---|-------------------|
| | superficial | subsuperficial |
| T1 (Baja) | 13,80 \pm 1,88 b | 2,34 \pm 0,38 b |
| T2 (Media) | 15,04 \pm 1,61 b | 5,86 \pm 1,57 b |
| T3 (Alta) | 26,06 \pm 2,64 a | 8,00 \pm 1,10 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

Estas diferencias se pueden atribuir a que al existir una carga instantánea más alta, existe al mismo tiempo un mayor ingreso de N vía fecas y orina de animales a través del reciclaje. De este ingreso sólo una proporción muy baja de nutrientes consumidos por el animal son retenidos por éste. La mayor parte, son exportados desde el potrero en productos animales y descargas en sectores no productivos (pérdidas de transferencia) y el resto es reciclado en el potrero en pastoreo. Este reciclaje, que es mayor en la medida que aumenta la carga instantánea, aumenta la cantidad de N depositado en un corto período de tiempo, es decir, si bien la cantidad total de N reciclado puede ser la misma, en cada pastoreo la cantidad de N depositado al suelo cada vez es mayor en la medida que aumenta la carga instantánea. Ello

provocó que se produzca un mayor arrastre de N-nitrato a nivel superficial en el tratamiento de mayor carga instantánea.

A lo anterior, se debe agregar la movilidad del N producto del arrastre superficial del agua y el efecto erosivo del agua sobre las partículas del suelo cuando existen altos niveles de N mineral en el suelo (por sobre los 20 mg kg^{-1}). Así, al aumentar la carga instantánea se detectaron las pérdidas por arrastre superficial, aumentando la concentración del N a través del reciclaje.

El aumento de pérdidas de N, por aumento de la concentración del N en el agua ha sido señalado por HAYNES y WILLIAMS (1993) en sistemas de pastoreo, quienes muestran que la cantidad de N es dependiente del número de excreciones por día, tamaño y superficie cubierta por las excretas, afectando la cantidad de N retornado a la pradera.

La Figura 9 muestra las concentraciones de N-NO_3 superficial que se registraron en los 70 muestreos, sobre las praderas manejadas con distinta carga instantánea.

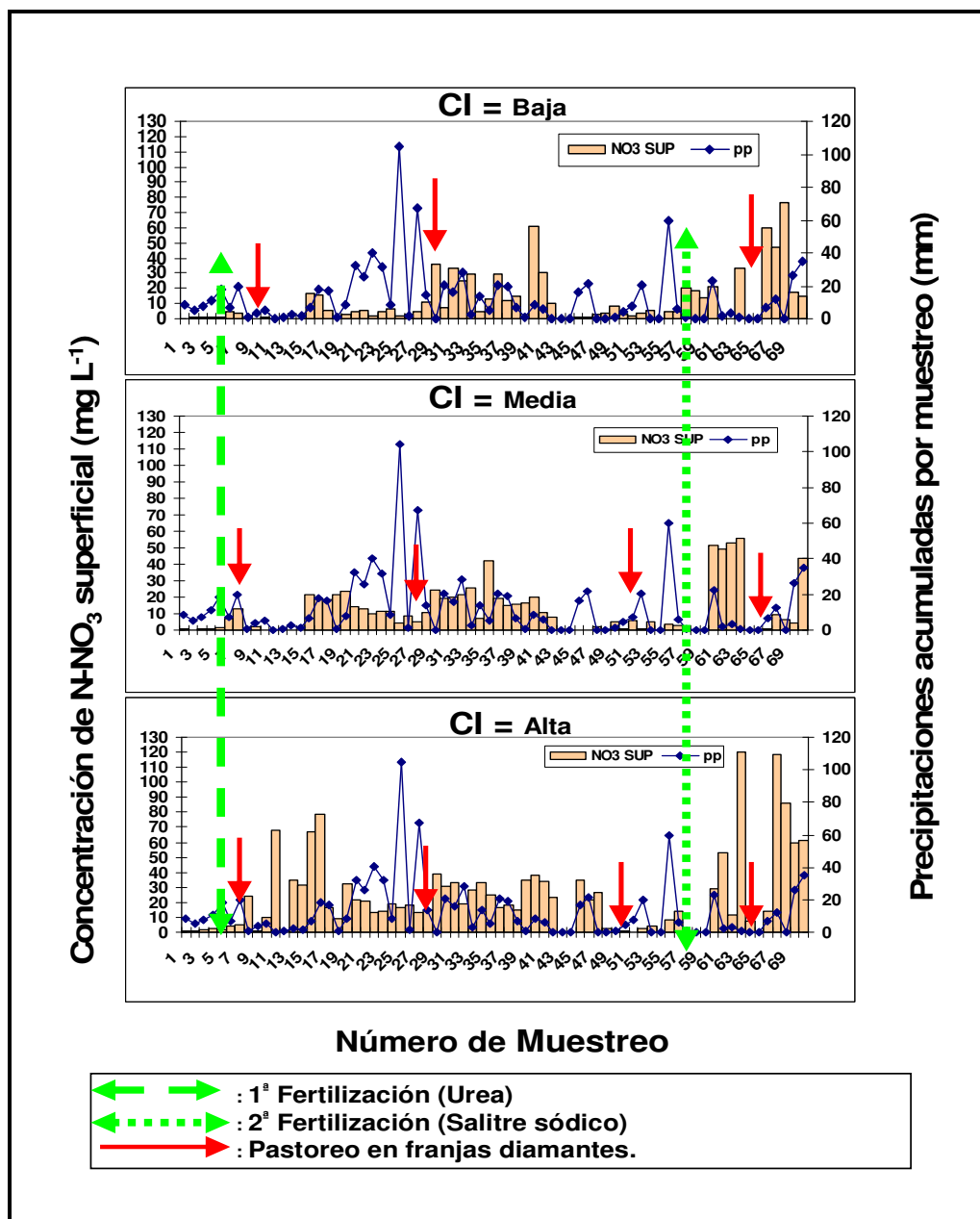


FIGURA 9. Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y concentración de N-NO₃ superficial (mg L⁻¹) potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

En la Figura 9 se muestra que los valores más altos de concentración de N-NO_3 superficial (mg L^{-1}) se encuentran en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3). En su distribución a través del tiempo, se muestran dos períodos en los cuales se registraron altas concentraciones de N-NO_3 , en el agua de arrastre. Estos corresponden entre los muestreos 11 al 16 y 61 al 70, justo después de la primera y segunda fertilización nitrogenada. La fertilización nitrogenada, a pesar de ser la misma en los tres tratamientos, produce un aumento en la concentración de N-NO_3 detectable, cuando le antecede una fertilización y un ingreso de reciclaje por medio del pastoreo en las parcelas diamantes (Anexo 10).

De esta forma, en el arrastre de N-NO_3 influyen 3 parámetros en forma aditiva. Por un lado, el efecto de las precipitaciones acumuladas entre muestreos antes de haber tomado las muestras, que determina el agua drenada. La adición de la fertilización nitrogenada, que aumenta el contenido de N mineral en el suelo y por último el efecto detonante producido por el mayor reciclaje animal dado por la cantidad de animales, pastoreando en las parcelas en donde se tomaron las muestras de agua, días antes en que se recolectaran las muestras. Estos resultados sugieren que las pérdidas de N por arrastre superficial y subsuperficial son dependientes de la época de la fertilización nitrogenada suplementaria y son mayores en la medida que existe una mayor acumulación de N mineral en el sistema pradera, producto de la suma reciclaje animal y fertilización N suplementaria. Ello es concordante con lo que señala DUMONT (1997), para quien la responsabilidad de evitar la pérdida de nutrientes por el arrastre de agua, recae principalmente en el manejo de la fertilización.

Los estudios en pérdidas de N en praderas, muestran que el efecto de las tres variables aditivas de este estudio que influyen sobre la concentración de N-NO_3 , pueden variar en su importancia dada las condiciones de manejo. De esta forma, HAYGARTH y JARVIS (2002) indican que las precipitaciones que ocurren en las semanas siguientes a la aplicación del fertilizante nitrogenado, son determinantes en la cantidad de N-NO_3 perdida por arrastre del agua. En el presente estudio, si bien, esto es verdadero, al ser en los tres casos las precipitaciones y el agua arrastrada similar, no fue un factor diferenciante de las pérdidas detectadas. Por su parte, WHITEHEAD (2000) sostiene que en praderas pastoreadas sobre suelos drenados, la mayor influencia en la pérdida de nutrientes por arrastre es la cantidad de fertilizantes nitrogenados aplicados. Si bien, esto es cierto en este estudio, al ser la cantidad de N

aplicada como fertilizante la misma en los tres tratamientos, no constituye un efecto diferenciante entre ellas. En esta investigación, el efecto diferenciante fue la cantidad total de N mineral presente en el momento del arrastre producido por el agua. Este efecto es aditivo entre la cantidad de N aplicado como fertilizante más la cantidad de N reciclado a través de los animales. Así este estudio ratifica la importancia de un análisis de balance de nutrientes en la decisión de la cantidad y época en la que se aplica el N como fertilización suplementaria en praderas con pastoreo, tal como ha sido señalado por PINOCHET (1990). A diferencia del tratamiento con alta carga instantánea (T3), los tratamientos con menores cargas instantáneas (T1 y T2) no mostraron un aumento significativo del promedio total en la concentración de N-NO₃ superficial entre los muestreos 11 al 16, a pesar de que en los tres tratamientos hubo pastoreo en las parcelas diamantes. Ello refuerza el hecho que en este estudio, lo más influyente en las concentraciones de N-NO₃ registradas a nivel superficial en las praderas, es la carga instantánea a través del aporte de nutrientes de las manchas de orina y fecas de los animales. Los resultados registrados en este trabajo confirman lo señalado en un estudio realizado en Nueva Zelanda por SHARPLEY y SYERS (1979), quienes concluyen que el pastoreo de animales puede ser una fuente significativa de N en el agua drenada, causando mayor cantidad de nitrato transportado que la aplicación de urea.

Al comparar las dos grandes etapas de pérdidas por aumento de la concentración de N en las aguas de arrastre, se determinó que la concentración de N-NO₃ después de la primera fertilización fue menor que la concentración registrada después de la segunda fertilización hacia el final del estudio. Tres factores fueron determinantes en este resultado. Primero, la cantidad de agua de arrastre registrada en los periodos post fertilización; segundo, la forma del N en el fertilizante utilizado y tercero, las condiciones de mineralización del N orgánico del suelo.

El volumen de agua caída (mm de lluvia) entre los muestreos fue determinante en la concentración de N-NO₃ del agua de arrastre superficial registrada. Cuando las precipitaciones acumuladas entre los muestreos no superan los 20 mm (Anexos 3), las concentraciones son altas. Por el contrario, cuando las precipitaciones superan los 30 mm las concentraciones de N-NO₃ disminuyen, existiendo de esta manera un efecto de dilución por parte del agua con respecto a la concentración de nitrato. El agua drenada en primavera (después del 10 de septiembre) durante el mes posterior a la fertilización,

fue menor que el agua drenada un mes posterior a la fertilización del 27 de abril. Ello influye que para la misma cantidad de N aplicada en ambas fertilizaciones, la concentración varíe dependiendo del monto drenado. Al ser menor en primavera es mayor la concentración de N-NO₃ en el agua drenada.

Un segundo factor a considerar en estos resultados fue el tipo de fertilizante utilizado. En la primera fertilización se utilizó urea y en la segunda fertilización salitre sódico. La urea al ser una fuente amoniacal debe sufrir una transformación en el suelo para pasar a nitrato. En cambio, en la segunda fertilización, el nitrato de sodio es completamente nítrico, lo cual pudo favorecer al registro de las mayores concentraciones de N-NO₃ superficial en todos los tratamientos al final del período de estudio.

En el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) al final del período de evaluación, a partir del muestreo número 61 en adelante (22 de septiembre del 2004), las concentraciones de N-NO₃ en las aguas de arrastre superficial no bajaron de los 50 mg L⁻¹. Los valores más altos se registraron en los muestreos 63, 67 y 68 con 120,2; 118,8 y 86,4 mg L⁻¹, respectivamente. Estos resultados coinciden con los registrados por SHARPLEY y SYERS (1979), quienes registraron las mayores concentraciones promedio de N-NO₃ en aguas de arrastre en praderas permanentes en Nueva Zelanda, en el mes de septiembre. Ellos atribuyeron este aumento en las concentraciones, al incremento de la mineralización de N orgánico, cuando la temperatura y el contenido de humedad del suelo son más favorables para la actividad microbial. En este período se debe tomar en cuenta la temperatura existente en el suelo, luego de la aplicación del fertilizante nitrogenado. Debido a que en octubre las temperaturas son mayores a las registradas en abril (Anexo 11), se puede suponer que la mineralización del N orgánico es mayor y por ende en primavera existe más N disponible en el suelo. Este factor, también podría haber incidido en el incremento de las concentraciones de nitrato en muestras de arrastre superficial hacia el final de la temporada de muestreo.

Con respecto a los niveles críticos de las descargas máximas permitidas en Chile de residuos líquidos a lagos, ríos y mar, la descarga de N-NO₃ a nivel superficial de la pradera fue considerable para la posible contaminación de lagos de la X Región. El tratamiento en que más muestras de agua superficial de arrastre sobrepasaron el límite máximo de 10 mg N-NO₃ L⁻¹ fue el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) con 45 muestreos (64% de los 70 muestreos tomados en dicho tratamiento). Luego le

sigue el tratamiento de carga instantánea media (T2) con 28 muestreos (40% del total medido en el período) y finalmente el tratamiento con menor carga instantánea con 23 muestreos (33% de los 70 realizados).

En cuanto a la presunta contaminación de los ríos, la descarga de N-NO_3 a nivel superficial de la pradera fue leve, pero nuevamente fue el tratamiento con mayor carga instantánea (T3) quien aportó mayor número de muestras que sobrepasaron el límite máximo de 50 mg N L^{-1} , con 9 muestras de las 70 muestreadas, es decir, un 12,9%. Luego le siguen los tratamientos de carga instantánea media y baja con tres muestreos cada uno (4% respectivamente)

De acuerdo a la Calidad de Agua Potable o de Bebida (NCh 409/1. Of 84), estipulada por el Instituto Nacional de Normalización (INN, 1984), el límite máximo permitido de 10 mg L^{-1} de N-NO_3 , a nivel superficial de la pradera, fue sobrepasado por el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) con 45 muestreos. Considerando las restricciones internacionales para la contaminación de agua potable, sólo fue relevante la normativa propuesta por Nueva Zelanda, donde su concentración máxima admisible de $11,3 \text{ mg de N por litro}$, fue sobrepasado a nivel superficial de la pradera en el tratamiento con mayor carga instantánea (T3), con 44 muestreos (63%), siendo nuevamente el tratamiento que aportó mayor número de muestreos que sobrepasaron el umbral. Luego le siguen los tratamientos de carga instantánea media y baja con 36 y 33% respectivamente.

Para la evaluación de las concentraciones de N-NO_3 subsuperficial en las praderas manejadas bajo distinta carga instantánea, las concentraciones fueron totalmente distintas a las recolectadas en forma superficial, ya que existen diferencias en cantidad y en distribución, tal como se muestra en la Figura 10. En dicha figura se observa que los valores más altos de concentración de N-NO_3 subsuperficial (mg L^{-1}) registrados en los 70 muestreos, se encuentran en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3), con un promedio de $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Cuadro 13).

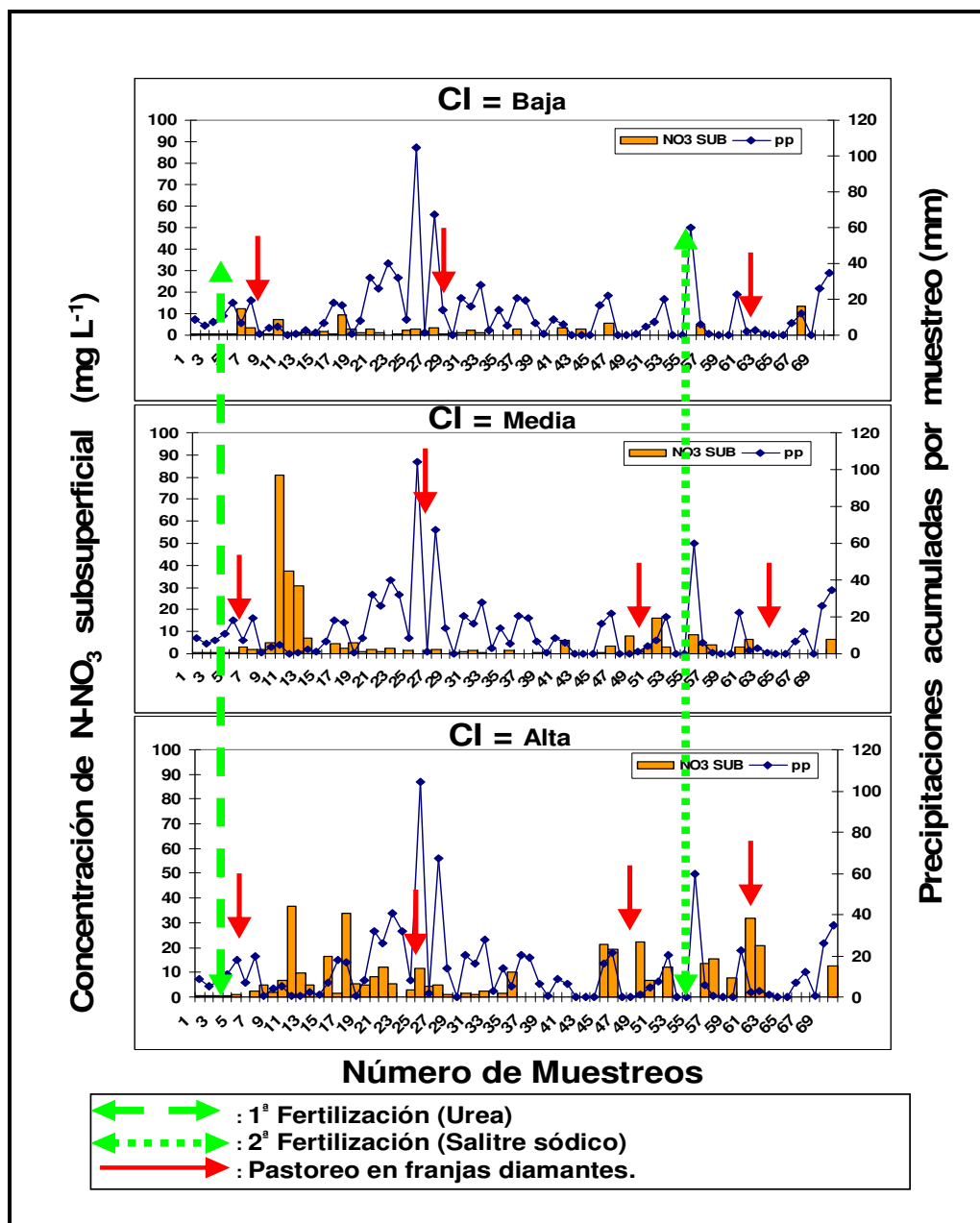


FIGURA 10. Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y concentración de NO₃ subsuperficial (mg L⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

El único tratamiento que presentó mayores concentraciones de N-NO₃ luego de realizadas las dos fertilizaciones nitrogenadas fue T3, éstas se encontraron en los muestreos 11 y 17 con 36,7 y 34 mg L⁻¹ NO₃ y en los muestreos 61 y 62 con 31,7 y 21 mg L⁻¹ de N-NO₃ subsuperficial. Esto muestra que la fertilización nitrogenada, a pesar de ser la misma en los tres tratamientos, produce un aumento en la concentración de N-NO₃ subsuperficial detectable, cuando le antecede una fertilización suplementaria y un ingreso de reciclaje por medio del pastoreo en las parcelas diamantes. Ello se refleja por el desecho animal (principalmente orina) que influyen en las concentraciones recolectadas posteriormente, ya que aproximadamente el 70% del N consumido por los animales en la pradera es retornado a la superficie del suelo como feca y orina (HOULBROOKE *et al.*, 2004). Si bien en los tres tratamientos existió una fertilización y luego pastoreo en las parcelas de medición, sólo en el tratamiento con mayor carga instantánea (T3) se puede diferenciar que existió una mayor concentración de nitrato subsuperficial por efecto de una mayor carga instantánea (Cuadro 17).

Al comparar las dos grandes etapas de pérdidas por aumento de la concentración de nitrato en las aguas de arrastre subsuperficial, se determinó que la concentración de N-NO₃ subsuperficial después de la primera fertilización fue mayor que la concentración registrada después de la segunda fertilización hacia el final del estudio. Dos factores fueron determinantes en este resultado; primero, la cantidad de agua de arrastre registrada en los periodos post fertilización y la forma del N en el fertilizante utilizado. Con respecto al primer factor incidente, las concentraciones de N-NO₃ a nivel subsuperficial pudieron verse influidas por la cantidad de agua arrastrada por efecto de las precipitaciones, es por eso que los valores más altos de concentración se encontró en el período de otoño e invierno. Una vez que las precipitaciones comienzan a disminuir y la evapotranspiración aumenta, el arrastre de agua y la concentración de N-NO₃ en forma subsuperficial disminuyen. Cabe destacar que en los muestreos en donde se registraron las concentraciones más altas de N-NO₃ (muestreos 11, 17, 61 y 62), las precipitaciones acumuladas no superan los 20 mm. En cambio cuando se presentan valores mayores a los 20 mm de agua acumulada entre los muestreos, la concentración de N-NO₃ disminuye, sobretudo en los meses con mayor precipitación (Anexo 1). Los valores registrados en el tratamiento con alta carga

instantánea (T3) desde el muestreo 47 al 62 se deben a los esporádicos aumentos de las precipitaciones (por sobre los 20 mm), a los pastoreos en las parcelas diamantes y a la segunda fertilización nitrogenada con salitre sódico.

El segundo factor a considerar en estos resultados es el tipo de fertilizante utilizado. Debido a que la urea utilizada en la primera fertilización pudo haber respondido de mejor manera que el nitrato de sodio en el arrastre de agua en el perfil del suelo, ya que el contenido de humedad y las temperaturas del suelo en los meses de otoño favorecen más a la hidrólisis de la urea que al nitrato de sodio en primavera, permitiendo un aumento en la concentración de nitrato (SHARPLEY y SYERS, 1979).

Con respecto a los niveles críticos de las descargas máximas permitidas en Chile de residuos líquidos a lagos, ríos y mar, la descarga de N-NO_3 a nivel subsuperficial de la pradera por medio del volumen de agua drenada a 50cm de profundidad, fue considerable para la posible contaminación de lagos de la X Región, ya que el tratamiento que más veces sobrepasó el límite máximo de $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ fue el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) con 15 muestras. Es decir, un 21% de los 70 muestreos tomados en dicho tratamiento. Luego le siguen los tratamientos de carga instantánea media y baja con 6 y 3% del total de muestreos realizados por tratamiento respectivamente. Por otro lado, no fue importante el aporte de N-NO_3 subsuperficial para la contaminación de los ríos de la X región, ya que tan solo una muestra superó el límite máximo permitido para la descarga de N.

De acuerdo a la Norma Chilena Oficial de Calidad de Agua Potable (NCh 409/1. Of 84), (INN, 1984), el límite máximo permitido para N-NO_3 (10 mg L^{-1}) fue sobrepasado por el tratamiento de alta carga instantánea (T3) en 15 muestras, es decir, en un 21% de los 70 muestreos tomados en dicho tratamiento, lo que probablemente podría representar un riesgo para la contaminación de cursos de agua que pudieran ser utilizados como por ejemplo para fuente de agua de bebida para animales y/o humanos.

Considerando las restricciones internacionales para la contaminación de agua potable (Cuadro 4), sólo fue relevante la normativa propuesta por Nueva Zelanda, donde su concentración máxima admisible de $11,3 \text{ mg N litro}^{-1}$ fue sobrepasado a nivel subsuperficial de la pradera en el tratamiento con mayor carga instantánea, con 14 muestreos (20%), siendo nuevamente el tratamiento que aportó mayor número de

muestras que sobrepasaron el umbral. Luego le siguen los tratamientos de carga instantánea media y baja con 6 y 3% del total de muestreos realizados por tratamiento respectivamente.

4.3.1 Evaluación de la descarga promedio de N-NO₃ superficial y subsuperficial (g ha⁻¹) determinadas bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga instantánea.

En el Cuadro 14 se presentan las cantidades de pérdida promedio para N-nitrato a nivel superficial y subsuperficial por tratamiento de carga instantánea utilizado, obtenidos durante el período de estudio. De acuerdo a los resultados obtenidos por medio del análisis de varianza (Anexo 9), existieron diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0,01$) entre tratamientos de carga instantánea para la pérdida de N-NO₃ por arrastre de agua superficial y subsuperficial, ya que las mayores descargas se encontraron en el tratamiento con mayor carga instantánea (T3). Por lo tanto, existió un efecto de la carga instantánea sobre las pérdidas de N-NO₃ a ambos niveles de la pradera.

CUADRO 14 Descarga promedio de N-NO₃ (g ha⁻¹) a nivel superficial y subsuperficial encontrada en tres potreros con diferente carga instantánea, sobre praderas permanentes, durante el período de estudio (\pm e.e).

| Tratamientos Carga Instantánea | Descarga de N-NO ₃ ⁻ (g ha ⁻¹) | |
|-----------------------------------|--|--------------------|
| | superficial | subsuperficial |
| T1 (Baja) | 0,39 \pm 0,06 b | 0,06 \pm 0,017 b |
| T2 (Media) | 0,67 \pm 0,11 b | 0,03 \pm 0,007 b |
| T3 (Alta) | 1,52 \pm 0,23 a | 0,25 \pm 0,106 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

La Figura 11, nos permite visualizar las pérdidas de N-NO₃ superficial (g ha⁻¹) encontrados en los 70 muestreos realizados durante los meses de abril a octubre del

año 2004, sobre praderas permanentes manejadas con distinta carga instantánea. Se puede observar que los valores más altos de pérdida de N-NO₃ superficial (g ha⁻¹) se encuentran en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3). Al revisar el comportamiento de las pérdidas de N-NO₃ en T3, se muestran dos períodos en los cuales se registraron altas descargas de N-NO₃, en el agua de arrastre superficial. El primer período de altas descargas se inicia a partir del muestreo 16, pero aumentan a partir del muestreo número 25 (29 de junio), donde se registraron 5,31 g ha⁻¹, luego le siguen los muestreos 27, 30 y 31 con 3,33; 3,34 y 2,95 g ha⁻¹ respectivamente. Este incremento en las pérdidas se ve influenciado por los valores más altos en las precipitaciones acumuladas en los muestreos número 25 y 27, con 104,5 y 67,5 mm de agua caída (Anexo 3). En este período es relevante aseverar la importancia de las precipitaciones acumuladas sobre las descargas de N-NO₃ superficial, ya que durante todo en período del mes más lluvioso (junio), se produjeron altas descargas de N-NO₃. Cabe destacar que cuando se acumularon precipitaciones bajo los 5 mm no se registraron descargas altas de N-NO₃ superficial (g ha⁻¹). Además se debe agregar la influencia del pastoreo animal sobre las parcelas diamantes el día 5 de julio (muestreo 28) dentro del tratamiento con alta carga instantánea (T3).

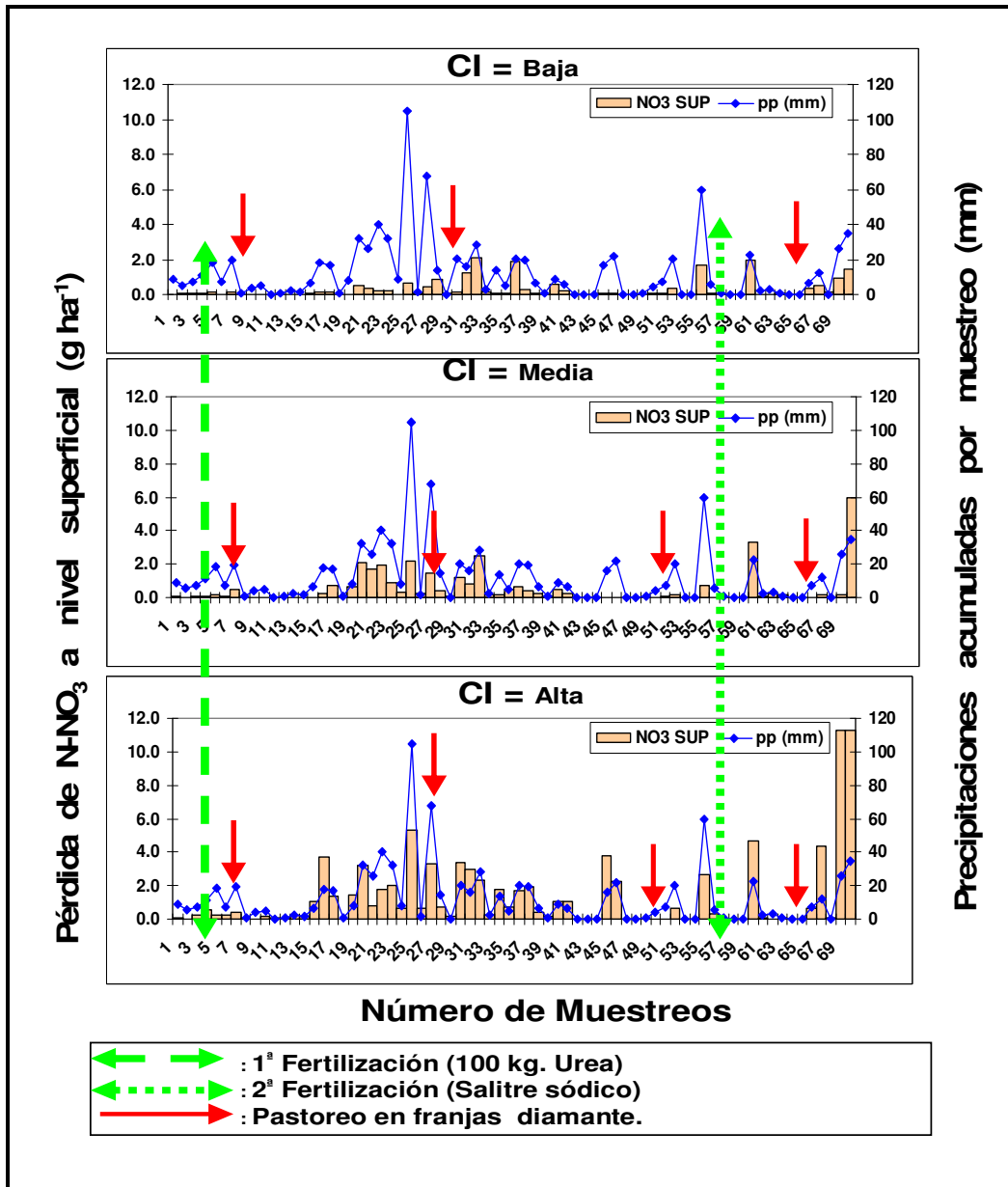


FIGURA 11. Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y pérdida de N-NO₃ superficial (g ha⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

El otro período en donde se registraron valores altos de descarga de N-NO_3 superficial fue al final del período de evaluación, en los muestreos 69 y 70 con 11,27 y 11,25 g ha^{-1} respectivamente. A dichos muestreos le antecede la segunda fertilización nitrogenada y el reciclaje animal por pastoreo en las parcelas diamantes los días uno y dos de octubre, lo que pudo haber provocado las altas pérdidas. Cabe señalar que durante estos muestreos, las precipitaciones superaron los 25 mm de lluvia. Estos resultados coinciden con los registrados en las concentraciones N-NO_3 superficial analizadas en la Figura 9, ya que al final del estudio, al existir mayores temperaturas en el suelo, la mineralización de N orgánico aumenta, dejando más disponible al nitrato para su pérdida.

Por otro lado, las pérdidas de N-NO_3 subsuperficial son menores (en cantidad) a las superficiales, sobre todo en el tratamiento con mayor carga instantánea (T3), desde el muestreo número 17 hasta el 27 (Figura 12). El pick se produce en el muestreo número 25 (29 de junio), con 4,45 g ha^{-1} de nitrato, producto del volumen de agua acumulado por altas precipitaciones registradas a partir del 16 de julio hasta el 23 del mismo mes (Anexo 3). Debido a las altas precipitaciones caídas posterior a la primera fertilización con urea y al pastoreo realizado el 10 y 11 de mayo en T3, se encontraron los valores más altos de N-NO_3 subsuperficial. Estos se registraron en los muestreos 17-21-25 y 27 con 2,42; 1,04; 4,45 y 1,73 g ha^{-1} respectivamente. Sobre lo anterior, CARPENTER *et al.*, (1998), indica que la contaminación difusa puede ser continua o intermitente, siendo esta última más común debido a que está relacionada a actividades estacionales propias de la agricultura, como la época de fertilización o fenómenos ocasionales como altas precipitaciones, que terminan provocando pérdidas de nutrientes por lixiviación y arrastre.

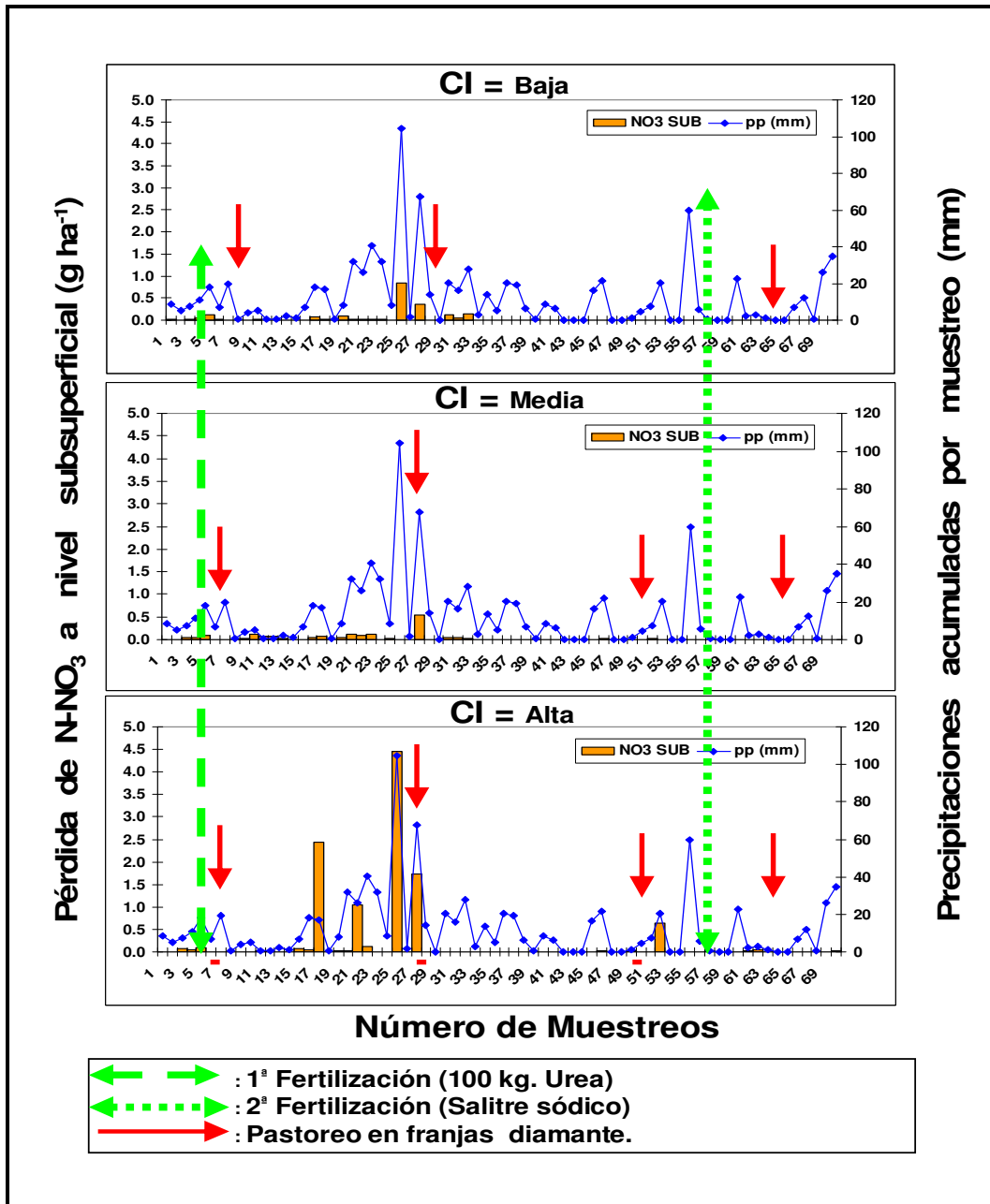


FIGURA 12. Representación gráfica del efecto de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de N-NO_3 subsuperficial (g ha^{-1}) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

Como ya se mencionó anteriormente, entre los días 21 y 30 de junio se produjo un problema en las parcelas diamantes de los tres tratamientos, ya que todas las parcelas se inundaron, provocando problemas al momento de recibir el agua recolectada, entre los muestreos 22 y 26. Esto puede explicar los bajos valores de pérdida encontrados en los tratamientos de carga instantánea baja y media (T1 y T2) en esa fecha, puesto que son mucho menores a los registrados en el tratamiento de alta carga instantánea (T3). También llama la atención que posterior a la segunda fertilización realizada el 10 de septiembre (posterior al muestreo número 57, no se encuentren valores altos de pérdida de N-NO₃ subsuperficial. Esto se debe principalmente a que el agua caída no fue lo suficientemente fuerte como para infiltrarse de buena manera en el suelo y permitiera que llegaran a los 50 cm de profundidad. Además tal como se mostró en la Figura 11, a partir del muestreo 28 (con fecha del 5 de julio) los niveles de agua recolectados descienden considerablemente para los tres tratamientos.

Varios estudios han demostrado que las pérdidas de N por lixiviación (infiltración del agua en profundidad) y arrastre (movimiento del agua en favor de la pendiente, ya sea superficial o subsuperficialmente) pueden ser hasta cinco veces más alta bajo pastoreo que en praderas utilizadas bajo corte, debido parcialmente al efecto de las manchas de orina y la destrucción de la pradera (RYDEN *et al.*, 1984; HEATHWAITE *et al.*, 1990).

4.4 Evaluación de la concentración promedio de P-PO₄ (mg L⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial bajo manejo de praderas permanentes con distinta carga animal instantánea.

En el Cuadro 15 se presenta la variación de la concentración (mg L⁻¹) promedio de P-PO₄ en las aguas colectadas a nivel superficial y subsuperficial por cada tratamiento de carga instantánea utilizado, durante el período de estudio. De acuerdo a los resultados obtenidos por medio del análisis de varianza (Anexo 9), existieron diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos de carga instantánea en la concentración de P-PO₄ por arrastre de agua superficial y subsuperficial. Entonces, en este estudio se determinó un efecto de un aumento de las

concentraciones de P-PO₄ en aguas a nivel superficial como subsuperficial producido por un aumento de la carga animal instantánea en la pradera permanente.

CUADRO 15 Concentración promedio de P-PO₄ (mg L⁻¹) en aguas de arrastre superficial y subsuperficial, con diferente carga instantánea, durante el período de estudio (± e.e).

| Tratamientos Carga Instantánea | Concentración de P-PO ₄ (mg L ⁻¹) | |
|-----------------------------------|--|----------------|
| | superficial | subsuperficial |
| T1 (Baja) | 0,46 ± 0,05 b | 0,20 ± 0,05 c |
| T2 (Media) | 0,43 ± 0,08 b | 0,24 ± 0,04 b |
| T3 (Alta) | 0,62 ± 0,07 a | 0,54 ± 0,07 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

A pesar de existir diferencias estadísticas, en los gráficos de la Figura 13 se puede observar que en los tres tratamientos, los valores más altos de concentración de P-PO₄ superficial se producen luego de la fertilización fosforada, realizada en septiembre.

Las pérdidas de fosfatos en el manejo de pastoreo, de este ensayo, se pueden atribuir principalmente a cuatro factores: (a) la fecha de aplicación del fertilizante y la solubilidad del fertilizante; (b) la intensidad del pastoreo post aplicación del fertilizante, (c) la cantidad de agua precipitada después de la aplicación del fertilizante y (d) las condiciones que favorezcan la mineralización del P orgánico. Para RAMÍREZ (2005), los factores más importantes que determinan la concentración de P-PO₄ en el arrastre de agua son la cantidad y ubicación del P en el suelo (P-Olsen) y el grado de fijación de P en el suelo. Al respecto, HAYGARTH *et al.*, (1998) señalan que el arrastre superficial es más eficiente en arrastrar P por su alta concentración presente en la superficie del suelo y por la erosión provocada por la energía hidrológica.

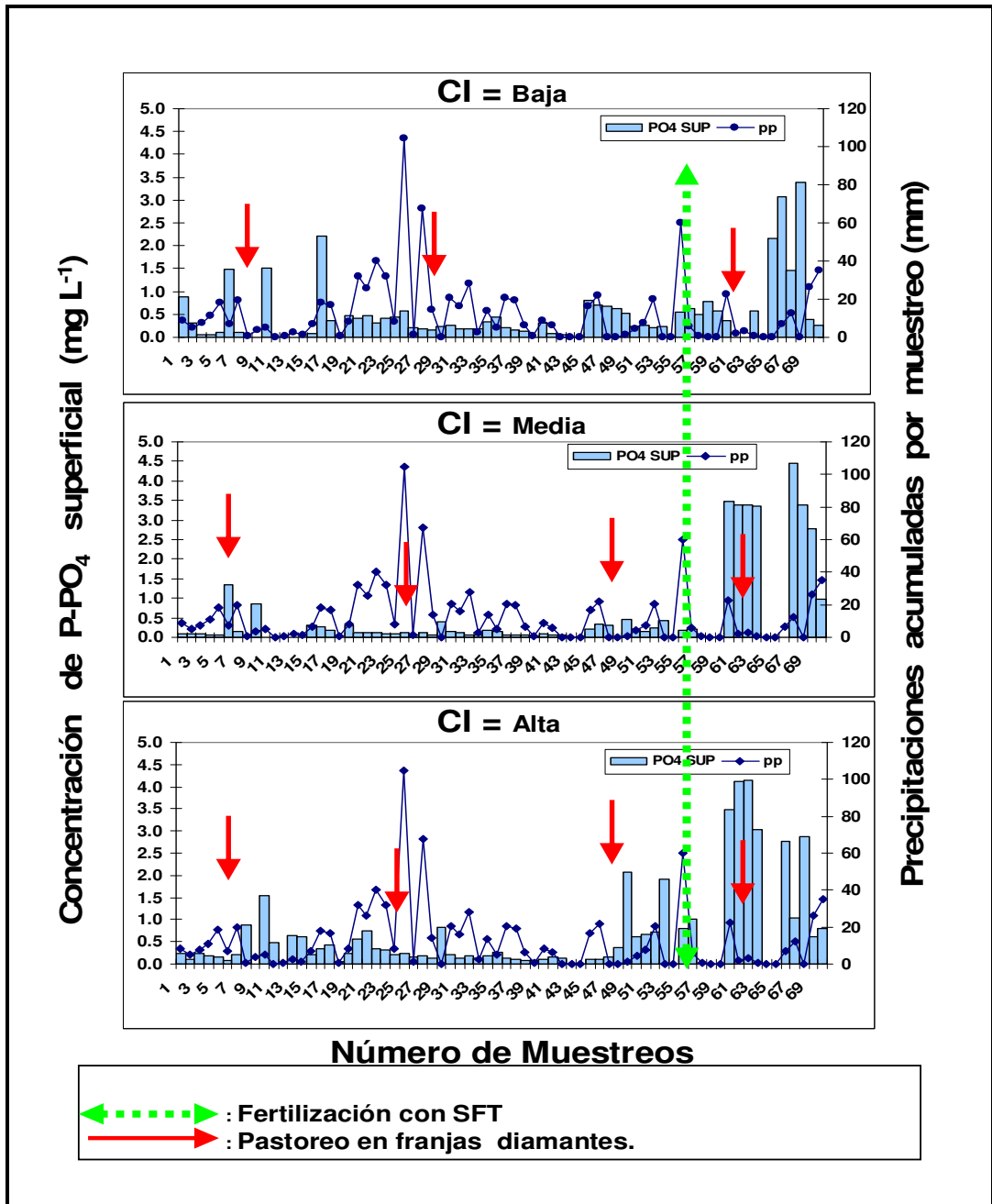


FIGURA 13. Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y concentración de P-PO₄ superficial (mg L⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

El efecto de la fertilización fosforada realizada en septiembre y el tipo de fertilizante fosforado utilizado en este ensayo muestra que en los tres tratamientos se incrementaron las concentraciones de P-PO₄ superficial post fertilización. Sin embargo, sólo en el tratamiento con carga instantánea más intensiva (T3) el aumento fue significativo. Estos resultados concuerdan con lo registrados por SOTOMAYOR *et al.* (2003), citados por RAMÍREZ (2005), ya que ellos encontraron las mayores concentraciones de P en el arrastre, para eventos de precipitación ocurridos dentro de los 10 días posteriores a la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas. Al respecto, BELLOWS (2001) señala que fertilizantes altamente solubles como el superfosfato triple, presentan un mayor período potencial de pérdida de P, dado que es fácilmente disuelto y transportado en el suelo. Además, GILLINGHAM y THORROLD (2000), señalan que existen diferencias en las formas de pérdidas de P por arrastre superficial cuando se aplican fertilizantes fosforados de distinta solubilidad sobre praderas, concluyendo que existen altas pérdidas de P soluble cuando se aplica superfosfato triple, en vez de fosfato dicálcico.

Con respecto a la importancia de la fertilización fosforada, en una investigación realizada por HAYGARTH *et al.*, (1998), se registraron valores altos de P-PO₄ una semana posterior a la aplicación de superfosfato triple, con la existencia de un evento de lluvia de 25 mm, 48 horas antes de realizado el muestreo. La cantidad de mm de agua lluvia acumulada entre muestreos, sobretodo entre el 15 a 19 de septiembre de 22,6 mm en el muestreo 60 (20 de septiembre), diez días después de la fertilización fosforada produjo arrastre de P-PO₄, luego de la fertilización. Esta cantidad de agua hizo aumentar las concentraciones de P-PO₄ en los tratamientos con carga instantánea media y alta (T2 y T3 respectivamente) desde el muestreo número 60 al 63. Posterior a esto las precipitaciones bajan. Sobre este tema, HEATHWAITE *et al.*, (1990), señala que la producción de arrastre superficial varía además de la magnitud de las precipitaciones y su duración, con las condiciones de humedad, tipo de cubierta vegetal y la presencia de animales en pastoreo. Ante esto, BELLOWS (2001), señala que el potencial de pérdida del P por arrastre es más grande cuando las precipitaciones ocurren dentro de pocos días después de la aplicación de fertilizantes fosforados. De esta manera, las aguas de arrastre pueden transportar el P soluble encontrado en la superficie del suelo.

Es posible que además de la fertilización, el pastoreo pueda influir en la cantidad de fosfatos perdidos. En los muestreos 66 y 67 escurrieron 6,9 y 12,2 mm, respectivamente (Anexo 3), produciéndose el máximo valor de concentración de P-PO₄ superficial en el tratamiento de carga instantánea media (T2). Esta mayor concentración fue de alguna forma influida por el pastoreo animal, ya que entre el 2 y 4 de octubre (entre los muestreos 65 y 66) existió presencia de animales en las parcelas diamante de T2, cosa que no ocurrió en T3 (Anexo 10) en la misma época. Luego del pastoreo en cada uno de los tres tratamientos aumentó la concentración de P-PO₄ a nivel superficial de la pradera.

El análisis de los valores máximos de concentración de fosfatos en las aguas de arrastre sugiere que existe una gran importancia de la cantidad de agua de escurrimiento, posterior al evento de fertilización. El valor máximo de concentración de fosfatos registrado en las aguas de arrastre en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) a nivel superficial fue de 4,14 mg L⁻¹ (24 de septiembre, en el muestreo número 62). Ello estuvo influido por la cantidad de agua precipitada. A mayor precipitación menor es la concentración en las aguas. Entre muestreos de esta época se acumularon 3 mm de precipitación (días 22 y 23 de septiembre) y debido a la escasa cantidad de agua caída en ese período pareciera que existe un efecto de mayor concentración de P-PO₄ al existir poca agua para el análisis. En T2 (carga instantánea media) el valor más alto de concentración de P-PO₄ superficial fue de 4,45 mg L⁻¹, aunque la cantidad de agua acumulada que se registró entre los días 8 y 11 de octubre fue mayor al anterior, con 12,2 mm y correspondiente al muestreo número 67. En T1 (carga instantánea baja) el valor más alto de concentración de P-PO₄ superficial fue de 3,39 mg L⁻¹ y la cantidad de agua acumulada que se registró fue de 22,6 mm (días 15 y 19 de septiembre, muestreo 60) y fue mucho mayor que las 2 anteriores (Anexo 3). Esto quiere decir que existe un efecto de dilución por parte del agua ante la concentración de P-PO₄ superficial, ya que con menos mm de agua acumulada entre muestreos, mayor es la concentración de fosfato. Según BELLOWS (2001), el arrastre de agua puede rápidamente disolver fósforo soluble desde el fertilizante o de las fecas, mientras que SHARPLEY y SYERS (1979), indican que los incrementos substanciales en la concentración de P disuelto en aguas arrastradas resultan del pastoreo animal. Pero la concentración de P asociado a partículas y sedimentos se incrementa inmediatamente luego del pastoreo.

Finalmente, la mineralización del P orgánico puede haber sido influido por la temperatura del suelo (Anexo 11). En el período en que las concentraciones de P-PO₄ a nivel superficial aumentaron, también es coincidente con una mayor mineralización del P orgánico dejado por los animales cuando pastorearon en las parcelas diamantes y por los altos niveles de P mineral existente en la pradera. Esto concuerda con lo investigado por SHARPLEY y SYERS (1979), quienes señalan que al igual que en el caso del N, las mayores concentraciones promedio de P-PO₄ se encontraron desde el mes de septiembre en adelante, reflejado por el incremento de la mineralización del P orgánico, producto del aumento de la temperatura del suelo y su efecto sobre la actividad microbial. Estudios en Nueva Zelanda, señalan que se han registrado altas concentraciones promedios de P por arrastre superficial, durante los meses de verano y otoño comparados con los del período de invierno y primavera (GILLINGHAM y THORROLD, 2000). Generalmente, los bajos contenidos de humedad y las elevadas temperaturas del suelo observadas en verano y otoño pueden contribuir a este efecto. Esto incluye un bajo volumen de drenaje y un incremento de la mineralización de P orgánico (GILLINGHAM y THORROLD, 2000), lo cual puede explicar parcialmente los resultados en este estudio.

Otro factor a analizar es el leve aumento en las concentraciones de P-PO₄ superficial en los tres tratamientos al inicio del ensayo. Estos valores son bajos en comparación a los encontrados al final del período de ensayo, post fertilización fosforada. Los valores registrados en el período inicial del ensayo son del orden de los 1,0 a 2,0 mg L⁻¹, mientras que los encontrados en el período post fertilización son mayores a los 3 mg L⁻¹ de P-PO₄ superficial. Cabe señalar que el origen de estos valores se puede atribuir a la cantidad de P orgánico y mineral presente en la pradera, producto de la gran cantidad de P detectado en el análisis de suelo (Anexo 5), al pastoreo en las parcelas diamantes y al menor efecto de las temperaturas del suelo sobre la mineralización del P, explicadas anteriormente.

Los resultados de este estudio muestran que las concentraciones de P-PO₄ (mg L⁻¹), registradas durante todo el periodo de ensayo, podrían implicar un posible efecto negativo de las descargas de P-PO₄ superficial sobre los lagos de la X Región, ya que el límite de descarga de 2 mg L⁻¹ fue sobrepasado en los tratamientos de carga

instantánea media y alta (T2 y T3) en siete muestreos cada uno, es decir, en un 10% de los muestreos. Por su parte, el tratamiento con menor carga instantánea sólo en cuatro muestreos (6% de los 70 muestreos) supera el límite permitido. Sin embargo, se debe hacer notar que las concentraciones de P-PO₄ en aguas de arrastre a nivel superficial, no fueron lo suficientemente altas como para ser una fuente potencial de contaminación a la calidad de aguas hacia el mar y de los ríos, ya que en ningún muestreo se logró pasar el umbral permitido de 5 y 10 mg P L⁻¹, respectivamente.

Considerando las restricciones hechas en Alemania (Cuadro 3), en este estudio el límite máximo de concentración de P total altamente contaminante ($\leq 0,6$ mg L⁻¹) permitido en aguas de arrastre superficial, fue superado en los tratamientos menos intensivos (T1 y T2) con 41 (60%) y 43 (61%) muestreos. El tratamiento con mayor carga instantánea (T3) presentó 38 muestreos (54%) por sobre el valor considerado como altamente contaminante. Lo relevante de destacar es que existió un gran porcentaje de muestreos que fueron considerados como altamente contaminante durante el período de estudio, ya que los tres tratamientos presentaron dicha concentración en más del 50% de los 70 muestreos realizados.

La evaluación de las concentraciones de P-PO₄ a nivel subsuperficial a través de los muestreos en el tiempo, se observan en la Figura 14. En ella se observa que los registros en las concentraciones son bajos, lo que es atribuible a la escasa movilidad del P en el suelo y al bajo nivel de P que se presenta en horizontes más profundos. Esto concuerda con un estudio realizado por HAYGARTH *et al.*, (1998), los que concluyen que las pequeñas concentraciones de P encontradas bajo los 30 cm del suelo se deben probablemente a los bajos niveles de P-Olsen en esos horizontes. A pesar de lo anterior, en cada tratamiento, se registraron puntos altos de concentraciones distribuidos de forma diferente para cada tratamiento. Por ejemplo, en el tratamiento de baja carga instantánea (T1) los valores más altos se registraron en los muestreos 57, 67 y 68, con 1,67; 2,8 y 2,2 mg L⁻¹ de P-PO₄, respectivamente. De la misma manera en el tratamiento de carga instantánea media (T2) los valores más altos se encontraron en los muestreos 24, 61 y 68 con 1,84; 2,1 y 2,22 mg L⁻¹ de P-PO₄ respectivamente. Finalmente, en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3) se registró el segundo valor más alto, luego del encontrado en T1 y fue de 2,66 mg L⁻¹ de P-PO₄ en el muestreo número 46.

Los valores altos de concentración en las aguas de arrastre subsuperficial ocurridos en el tratamiento de menor carga instantánea (T1) se puede atribuir a un efecto de la fertilización fosforada ya que se registraron luego de la fertilización, es decir, después del muestreo 57. Además, se debe considerar otros dos factores: el primero fue el ingreso de los animales a las parcelas diamantes en T1 entre el 5 y 7 de octubre (entre los muestreos 65 y 66) y, segundo, la influencia de las bajas precipitaciones acumuladas en ese período, ya que dichas concentraciones se registraron con muy poco volumen infiltrado en el suelo a los 50 cm de profundidad.

Por su parte, en el tratamiento de carga instantánea media (T2), se encontraron las concentraciones más altas en los muestreos 24 y 68. La concentración del muestreo número 24 coincide con valores altos de acumulación de agua lluvia caída a partir de la fechas 20-21-22 y 23 de junio, ya que en esos días las precipitaciones variaron entre los 25 y los 40 mm de agua (Anexo 3). En cambio en el muestreo 68, el valor de la concentración fue de $2,22 \text{ mg L}^{-1}$ de P-PO_4 y se puede atribuir a la influencia del pastoreo realizado entre el 2 y 4 de octubre (entre los muestreos 65 y 66) y con una baja cantidad de agua acumulada, por debajo de los 15 mm (Anexo 3). Finalmente, en el tratamiento con mayor carga instantánea (T3), existió un sólo valor alto en la concentración de P-PO_4 subsuperficial, el cual se registró en el muestreo número 46 con una concentración de $2,66 \text{ mg L}^{-1}$ de fosfato. Lo que llama la atención en este tratamiento son tres aspectos. Primero, el valor más alto en la concentración de fosfato subsuperficial no se encuentra influenciado por el pastoreo directo sobre las parcelas diamantes, ya que en esa fecha de muestreo los animales habían pastoreado más de un mes atrás.

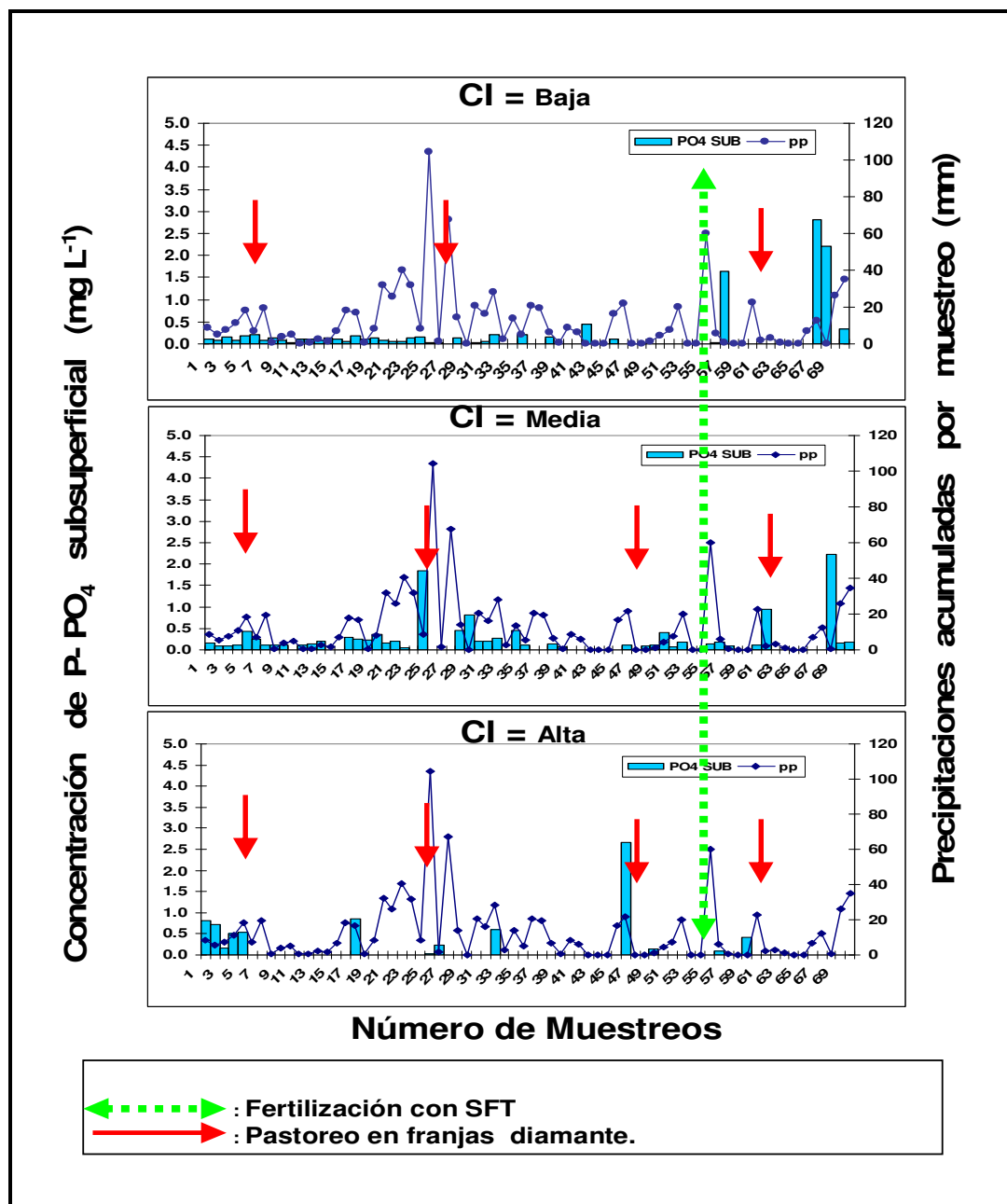


FIGURA 14. Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y concentración de P-PO₄ subsuperficial (mg L⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

Lo segundo es que este valor no se encontró en el período de tiempo post fertilización fosforada. Y por último, el tercer aspecto importante de destacar en el tratamiento con alta carga instantánea (T3) es el hecho de que al inicio del ensayo, a diferencia de los tratamientos con carga instantánea baja y media (T1 y T2), se encontraron concentraciones de fosfato por sobre los $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, tal como ocurre en los muestreos 1, 2, 4, 5 y 17 con $0,8$; $0,71$; $0,52$; $0,53$ y $0,85 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. La concentración registrada en el muestreo número 17, de $0,85 \text{ mg L}^{-1}$ se debe a que existió un pastoreo en las parcelas diamantes los días 10 y 11 de mayo (Anexo 10).

Las concentraciones de P-PO_4 registradas durante todo el periodo de ensayo a nivel subsuperficial implican que existe un mínimo de potencial efecto negativo de las descargas sobre los lagos de la X Región. Esto se debe a que la concentración de fosfatos solamente en cuatro muestreos sobrepasa la máxima descarga permitida (2 mg P L^{-1}). El tratamiento con más muestreos por sobre el máximo permitido fue el de menor carga instantánea (T1) con 2 muestreos (2,9%), mientras que los tratamientos más intensivos (T2 y T3) presentaron sólo un muestreo (1,4%), respectivamente. A este mismo nivel de la pradera (50 cm de profundidad) no fue posible registrar concentraciones mayores a 5 y 10 mg de P L^{-1} , por lo que no existieron valores de descarga como para contaminar el mar y los ríos de la zona.

Considerando las restricciones hechas en Alemania (Cuadro 3), en este estudio el límite máximo de concentración de P total altamente contaminante ($\leq 0,6 \text{ mg L}^{-1}$) permitido en aguas de arrastre, fue superado en los tratamientos menos intensivos (T1 y T2) presentando 37 (53%) y 41 (59%) muestreos. Mientras que el tratamiento con mayor carga instantánea (T3) presentó sólo en 10 muestreos (14%) el valor considerado como altamente contaminante. Es destacable la existencia de un gran porcentaje de muestreos que fueron considerados como altamente contaminantes durante el período de estudio, de acuerdo a la norma alemana, ya que en los tratamientos menos intensivos (T1 y T2) se presentó dicha concentración en más del 50% de los 70 muestreos realizados.

4.4.1 Evaluación de la descarga promedio de fosfato superficial y subsuperficial (g ha^{-1}) determinadas bajo praderas permanentes, manejadas bajo distinta carga instantánea.

Al analizar las pérdidas de P-PO_4 (g ha^{-1}), en el Cuadro 15 se presentan las cantidades de concentración promedio para P-PO_4 a nivel superficial y subsuperficial por tratamiento de carga instantánea utilizado, obtenidos durante el período de estudio. De acuerdo a los resultados obtenidos por medio del análisis de varianza (Anexo 9), existieron diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos. Por lo tanto, existió un efecto de la carga instantánea sobre las pérdidas de P-PO_4 tanto a nivel superficial como subsuperficial.

CUADRO 16 Descarga promedio de P-PO_4 (g ha^{-1}) a nivel superficial y subsuperficial encontrada en tres potreros con diferente carga instantánea, sobre praderas permanentes, durante el período de estudio (\pm e.e).

| Tratamientos Carga Instantánea | Descarga de PO_4 (g ha^{-1}) | |
|-----------------------------------|--|----------------------|
| | superficial | subsuperficial |
| T1 (Baja) | 0,018 \pm 0,002 b | 0,003 \pm 0,0007 b |
| T2 (Media) | 0,018 \pm 0,004 b | 0,005 \pm 0,0015 b |
| T3 (Alta) | 0,045 \pm 0,009 a | 0,019 \pm 0,0065 a |

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas significativas 5% Tukey.

En el cuadro anterior, se observa que los valores de las pérdidas de fosfato en gramos por hectárea fueron bajas, tanto a nivel superficial como subsuperficial. Si bien no existen diferencias estadísticas entre los tratamientos, los valores más altos de descarga de fosfato a nivel superficial están en el tratamiento de mayor carga instantánea (T3). Pero en los tratamientos de pastoreo más intensivos (T2 y T3) las más altas descargas de fosfato a nivel superficial se producen luego de la fertilización con SFT y luego de una precipitación acumulada alta, tal como lo muestra la Figura 15. La descarga a nivel superficial más alta producida en T3 alcanzó los $0,55 \text{ g ha}^{-1}$ de P-PO_4 en el muestreo número 60, diez días después de la segunda aplicación de SFT y con una precipitación acumulada de 22,6 mm de agua (Anexo 3). También se

registraron valores de descarga importantes en los muestreos 52 y 55 con 0,20 y 0,25 g ha⁻¹ de fosfato. Ellos se ven influenciados por el pastoreo sobre las parcelas diamantes los días 27 y 28 de agosto (muestreo 51) y por precipitaciones de 20,2 y 59,8 mm de agua acumulada para esos muestreos (Anexo 10 y 3 respectivamente).

Claramente las mayores descargas de P-PO₄ superficial se relacionan a la fertilización fosforada realizada en septiembre, seguido del evento de acumulación de agua lluvia caída (muestreo 60) y al último pastoreo realizado en las parcelas diamantes de los tratamientos con pastoreo más intensivos (T2 y T3). Dichas pérdidas pueden verse influidas por el alto nivel de P en el suelo luego de la fertilización, al nivel de excretas dejado sobre la pradera luego del pastoreo en las parcelas diamantes y por la cantidad de mm de agua lluvia acumulada entre los muestreos posteriores a los factores nombrados anteriormente. Esto concuerda con lo expresado por JARVIS (2002), el cual señala la existencia de una fuerte dependencia entre el nivel de P transferido a cursos de agua y el comportamiento hidrológico del suelo, asociada a cantidad e intensidad de precipitación, además del contenido inicial de P en el suelo y de la disponibilidad de fertilizantes o excretas en la superficie del mismo.

Debe considerarse que las bajas cantidades de P detectadas en las aguas de arrastre se pueden deber a que solo se midió el fosfato soluble y no el P total en el material particulado. Para WHITEHEAD (2000), el P que se ha acumulado en el suelo, es el P particulado, es decir, el P asociado a partículas (orgánicas como minerales) es el que se pierde por arrastre superficial o subsuperficial de agua. Esta pérdida se lleva a cabo por flujo preferencial, por grietas o por flujo de macroporos. Lo cual concuerda con los estudios realizados en los últimos años por HAYGARTH *et al.*, (1998) quienes demuestran que las pérdidas más importantes se deben al arrastre de P particulado y no al arrastre de P soluble. Para HAYGARTH y JARVIS (1999), citados por ALFARO y SALAZAR (2005), el control de las pérdidas de P a cursos de agua deba hacerse a través del manejo de las actividades productivas diarias, tales como el manejo de la carga animal, de la presión de pastoreo y la no realización de fertilizaciones en períodos de lluvia.

En la Figura 15 se puede observar que en los tres tratamientos las pérdidas de fosfato son mucho menores a las registradas luego de la fertilización con SFT, sólo se incrementan en el periodo donde las precipitaciones acumuladas entre muestreos son

las más altas (Anexo 3). Es decir, entre el 16 de junio y el 2 de julio (entre los muestreos 20 y 27). Sin embargo, no son considerables a las registradas post fertilización fosforada. Ello pudo deberse a las pérdidas por arrastre de material orgánico dejado por los animales en las parcelas diamantes por medio del pastoreo realizado en mayo en los tres tratamientos. Otro factor a considerar, es el arrastre de P orgánico presente en la superficie de la pradera, ya que en todos los tratamientos los niveles de P, superan los 20 mg kg^{-1} . Ante esto, BORIE *et al.*, (1989), considera que cerca del 50% del P total de los suelos volcánicos del sur de Chile corresponde a P asociado a la materia orgánica, por ende es posible prever que en suelos andisoles de la Región de Los Lagos un alto porcentaje del P llega a cursos de agua por arrastre de P particulado.

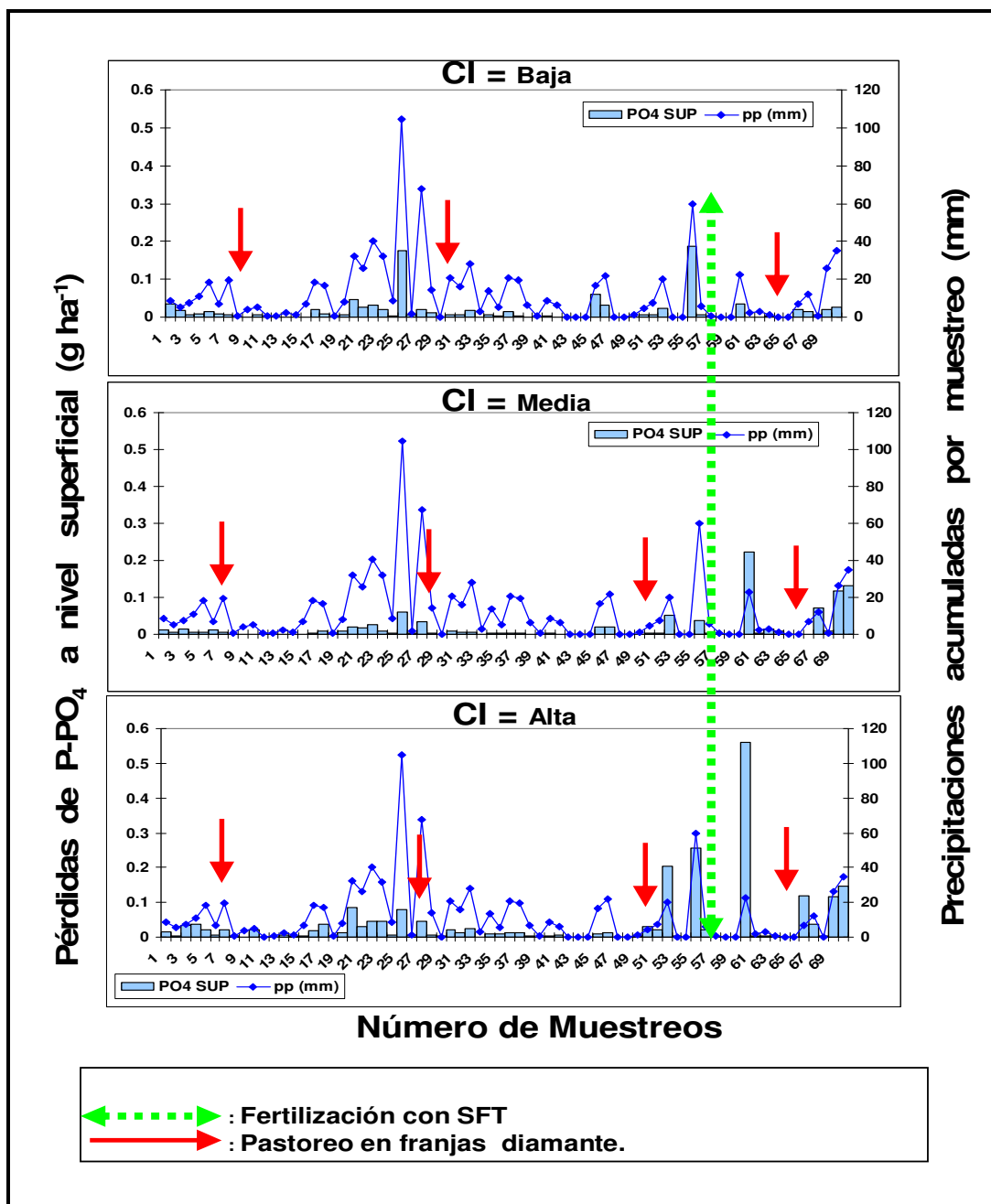


FIGURA 15. Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de P-PO₄ superficial (g ha⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

En cuanto a la evaluación de las descargas de P-PO₄ a nivel subsuperficial sufridas en cada tratamiento, se observa en la Figura 16, que las descargas fueron en cantidad mucho menor a las registradas a nivel superficial de las praderas (Cuadro 15). En los tratamientos de carga instantánea media y alta (T2 y T3), las descargas más altas se concentraron entre los muestreos 1 al 25. La primera alcanzó los 0,079 g ha⁻¹ en T1, mientras que el segundo valor fue de 0,076 g ha⁻¹ en T2, ambos registrados en el muestreo número 5. Otro valor importante de citar es el registrado en el muestreo número 17 del tratamiento con alta carga instantánea (T3), que corresponde a 0,06 g ha⁻¹ de P-PO₄ subsuperficial. Este valor se acompaña de una precipitación acumulada de 16,8 mm de agua (Anexo 3) y un pastoreo sobre las parcelas diamantes de T3 los días 10 y 11 de mayo (muestreo número 8). Estos valores de pérdida concuerdan con los 18,2 mm de agua acumulada en el muestreo número cinco (Anexo 3), lo que lleva a pensar que son las intensidades de las precipitaciones las que van a ser relevantes en las pérdidas de fósforo a nivel subsuperficial. Esto coincide con lo expresado por BELLOWS (2001), quien señala que el P disuelto tiene un gran potencial de ser transportado desde praderas a cuerpos de agua por consecuencia de altas precipitaciones y cuando el nivel de P en la superficie del suelo es alto.

Para SIMS (2005), la pérdida de P desde el suelo a cuerpos de agua ocurre principalmente por la erosión y arrastre superficial (P particulado y P disuelto) y arrastre subsuperficial de P (principalmente como P disuelto). El arrastre subsuperficial de P normalmente transfiere menos P debido al potencial de retención por las arcillas, óxidos y carbonatos del perfil del suelo. La excepción son los suelos que presentan alta saturación de P, suelos con flujo preferencial y suelos sujetos a drenaje artificial.

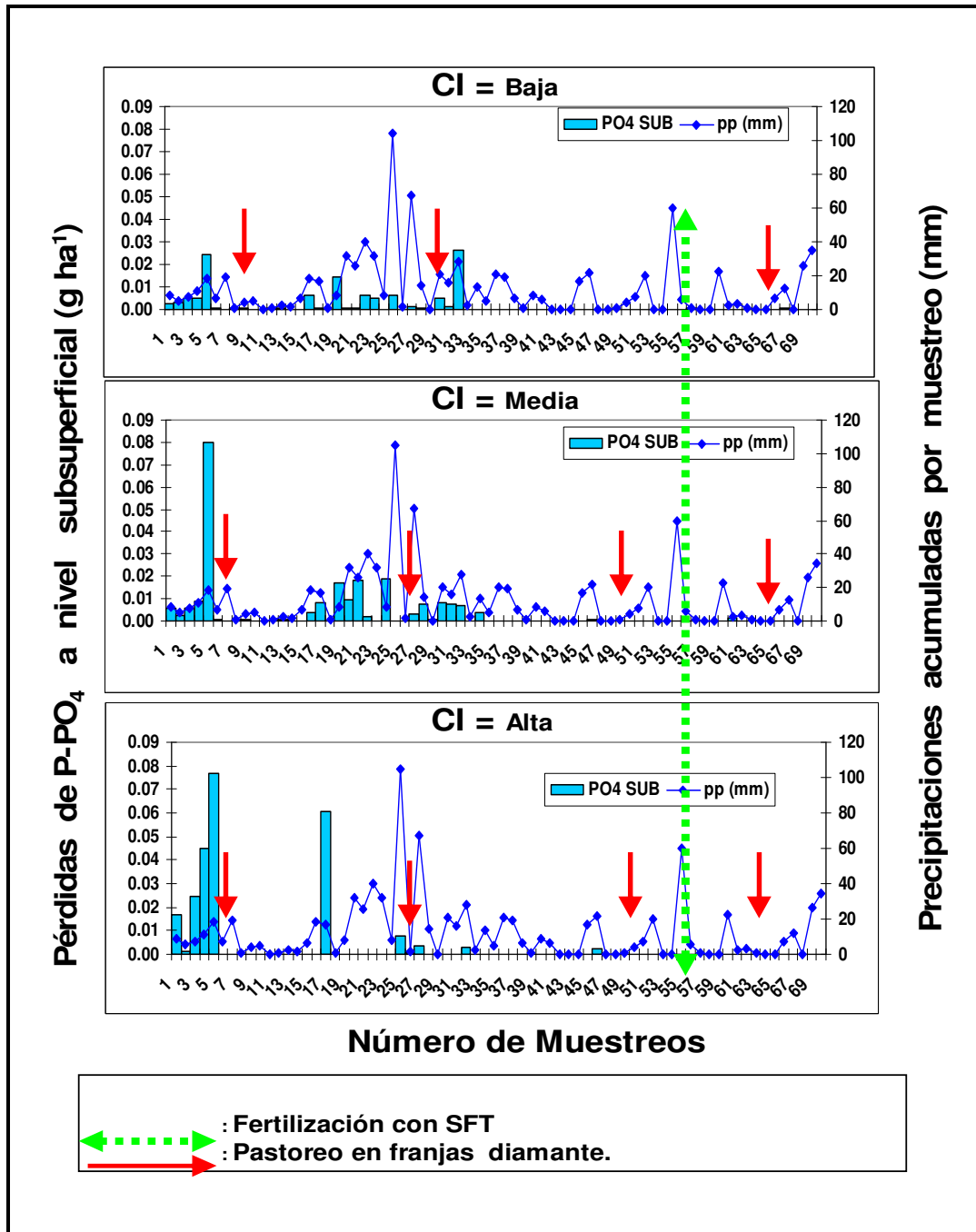


FIGURA 16. Representación gráfica de la distribución de las precipitaciones y pérdidas de P-PO₄ subsuperficial (g ha⁻¹) en tres potreros con praderas permanentes manejadas bajo distinta carga instantánea.

Estudios internacionales de los últimos 5 años han demostrado que las pérdidas más importantes de P se deben al arrastre de partículas del suelo o materia orgánica y no a la lixiviación de fosfato (HAYGARTH *et al.*, 1998). Esto se debe al arrastre de P inorgánico soluble y partículas de P a través de los macroporos. Las pequeñas cantidades de P son arrastradas en las formas de P orgánico, las cuales son más móviles que el P inorgánico. Sobre este tema, WHITEHEAD (2000), indica que el P de abonos orgánicos es más susceptible de ser arrastrado que las formas de fertilizantes inorgánicos y el arrastre subsuperficial de P desde praderas tiende a aumentar cuando la densidad animal es alta, probablemente debido a las grandes cantidades de P orgánico soluble liberado desde las excretas. A ello RAMIREZ (2005), agrega que los compuestos orgánicos de P son más móviles que el fósforo inorgánico. Mientras que HAYGARTH *et al.*, (1998), indican que las formas orgánicas de P constituyen el 50% de lo que se transfiere a través del drenaje subsuperficial (30-85cm de profundidad).

Llama la atención que luego de la aplicación de SFT, en ninguno de los tratamientos se encontraron valores por sobre los $0,01 \text{ g ha}^{-1}$ a los 50 cm de profundidad de la pradera y claramente los valores que se lograron medir llegaron sólo hasta el muestreo número 35. La razón de este hecho es la disminución en la cantidad de agua lluvia caída luego de ese muestreo, y posiblemente no conforma un volumen suficiente de drenaje como para que se traslade por todo el perfil de suelo para llegar a los 50 cm de profundidad. Muchos suelos no muestran pérdidas de P por medio de arrastre subsuperficial, ya que los iones fosfatos son rápidamente adsorbidos o precipitados por otros componentes del suelo (WHITEHEAD, 2000). Según las pérdidas registradas en este estudio, luego de la fertilización fosforada, esto estaría asociado al origen volcánico de los suelos andisoles que, debido a su alta capacidad de fijación de P, retienen más del 85% del P aplicado como fertilizante (PINOCHET, 1999). Esto concuerda con lo señalado por SCHROEDER *et al.*, (2004), citado por RAMIREZ (2005), quien señala que la concentración de P en el arrastre puede ser influida por el tipo de suelo, ya que las diferencias en la capacidad de retención de P en el suelo pueden variar con los niveles de arcilla, óxidos de Fe y Al, carbonatos y el contenido de materia orgánica. A lo anterior agrega que la extracción de P del suelo por arrastre presenta cierta variación en algunos estudios debido a las diferencias en las propiedades del suelo tales como el contenido de arcilla, la capacidad de adsorción

de P, la variabilidad de la respuesta hidrológica, la humedad del suelo y diferencias entre prácticas de manejo (RAMIREZ, 2005). En cambio para WHITEHEAD (2000), los factores que influyen en la pérdida de P, es el grado de pendiente que presente la pradera, la cantidad y el método de aplicación de los fertilizantes, el tipo de fertilizante fosforado y finalmente la altura y densidad del pasto. A su vez, RAMIREZ (2005), asevera que las pérdidas de P desde áreas agrícolas hacia los cuerpos de agua, son controladas inicialmente por la interacción de dos factores; los factores de fuente (suelo, cultivo, manejo del terreno, aplicaciones de fertilizantes) y los factores de transporte de P (escorrentía, infiltración y erosión). Las fuentes y el transporte de P, incluyen parámetros como la solubilidad del P y el desprendimiento de partículas P presentes en la solución del suelo.

5. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que:

Las pérdidas de N-NO₃ (nitrato) y P-PO₄ (fosfato) debido al aumento de la carga instantánea en praderas permanentes de suelos volcánicos, registradas durante el período de estudio son bajas, ya que por aguas de arrastre superficial, en promedio se lograron perder 112,3 g ha⁻¹ N-NO₃ y 3,53 g ha⁻¹ de P-PO₄.

A mayor carga instantánea las concentraciones y las pérdidas de N-NO₃ son mayores en aguas de arrastre superficial y subsuperficial. De esta forma, el tratamiento con mayor carga instantánea (T3) mostró los promedios de concentración más altos (26,06 mg L⁻¹ y 8,0 mg L⁻¹ de N-NO₃) en arrastre de agua superficial y subsuperficial. Mientras que los mayores promedios de pérdidas de N-NO₃, también se registraron en el tratamiento con mayor carga instantánea, tanto a nivel superficial como subsuperficial (1,52 g ha⁻¹ y 0,25 g ha⁻¹ de N-NO₃).

A mayor carga instantánea, las concentraciones y las pérdidas de P-PO₄ son mayores tanto en aguas de arrastre superficial y subsuperficial. De esta manera, el tratamiento con mayor carga instantánea (T3) mostró los promedios de concentración más altos (0,62 mg L⁻¹ y 0,54 mg L⁻¹ de P-PO₄) en arrastre superficial y subsuperficial. Mientras que los mayores promedios de pérdidas de P-PO₄, también se registraron en el tratamiento con mayor carga instantánea, tanto a nivel superficial como subsuperficial (0,05 g ha⁻¹ y 0,02 g ha⁻¹ de P-PO₄).

Sin embargo, las pérdidas fueron mayores después de la aplicación del fertilizante soluble (superfosfato triple) seguido de eventos de lluvia y pastoreos sobre las parcelas de medición.

La carga animal instantánea tuvo efecto sólo sobre el espacio poroso a nivel superficial del suelo (5 cm), mostrando que a mayor carga instantánea se produce una disminución del espacio poroso total.

Las pérdidas de N-NO_3 registradas en esta investigación implican un potencial de riesgo de contaminación por parte de la actividad ganadera sobre las fuentes de agua superficiales de la zona. La concentración de nitratos puede potencialmente contaminar el agua potable y de lagos de la zona y el riesgo es mayor en la medida que aumenta la carga instantánea.

Las pérdidas de P-PO_4 , implican un potencial de contaminación hacia las aguas de los lagos de la zona y no hacia las aguas de mar o ríos, de acuerdo a la norma chilena de descarga sobre efluentes. Sin embargo, al considerar normativas internacionales, las concentraciones de fosfatos determinadas serían contaminantes para todos los casos evaluados en este estudio.

6 RESUMEN

En los últimos años, los sistemas productivos ganaderos de la X Región se han intensificado, lo que trae consigo no sólo beneficios económicos, sino también riesgos ambientales de contaminación difusa, especialmente de N y P. Experiencias en países de Europa Occidental y Nueva Zelanda, indican que los sistemas ganaderos intensivos, son importantes contribuyentes a incrementar la contaminación de cursos de agua, principalmente por la pérdida de compuestos fosforados y nitrogenados a través del arrastre de agua. El presente estudio tuvo como objetivo principal determinar el efecto de la carga instantánea sobre las pérdidas de N-NO₃ y P-PO₄ producidas por arrastre superficial y subsuperficial en una pradera permanente utilizada para producción intensiva de carne. El ensayo consistió de tres tratamientos con distinta carga instantánea (CI): CI Baja (T1), CI Media (T2) y CI Alta (T3) con un sistema de pastoreo de cinco, tres y franja de cambio diario respectivamente. Se establecieron tres parcelas diamantes de 25 m² por tratamiento, en un diseño de bloques completos al azar, donde fueron colectados los arrastres de agua para la determinación de N-NO₃ y P-PO₄ desde un suelo Trumao de la Serie Osorno. Los datos se analizaron con análisis de varianza (ANDEVA) y prueba de Tukey (5%) para determinar diferencias entre los tratamientos.

Los resultados obtenidos durante el período de estudio mostraron que al incrementar la carga instantánea, se presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos sobre la concentración y pérdida de nitrato y fosfato tanto a nivel superficial como subsuperficial de la pradera. El tratamiento con mayor carga instantánea (T3) obtuvo los mayores valores de concentración y pérdida de nitrato y fosfato. Las concentraciones promedios de nitrato a nivel superficial y subsuperficial fueron de 26,06 mg L⁻¹ y 8,0 mg L⁻¹, mientras que las pérdidas promedios totales de nitrato alcanzaron los 1,52 g ha⁻¹ y 0,25 g ha⁻¹ respectivamente. Para el caso del fosfato, las concentraciones promedios más altas registradas en T3, fueron de 0,62 mg L⁻¹ y 0,54 mg L⁻¹, mientras que las pérdidas promedios totales de fosfato, alcanzaron los 0,05 g ha⁻¹ y 0,02 g ha⁻¹ a nivel superficial y subsuperficial de la pradera. Estas pérdidas de arrastre de agua con nitrato y fosfato producidas a partir de manejos intensivos de pastoreo, podrían llegar a ser una fuente potencial de contaminación a las fuentes de agua superficial de la zona.

SUMMARY

In the last years livestock productive systems have been intensified in the tenth region, that which to take not only economic benefit, but also risk environmental of diffuse pollution, particularly N and P. Experiences in other countries of Occidental Europe and New Zealand, indicate that intense livestock systems, are important contributors to increase the contamination waters courses, mainly for the losses compound of nitrate and fosfate through runoff waters in form surface and subsurface. The main objective of the present study was to determine the effect of stocking rate instant over the losses of N-NO₃ and P-PO₄ yield runoff waters surface and subsurface in permanent pasture grazed by beef cattle. The experiment consisted of three treatments with different stocking rate instant: low (T1), medium (T2) and high (T3), with a grazed system of five, three and daily strip change. Three plots diamonds were established per treatment (25 m²) distributed in a randomized block design, hence were collected the runoff waters for determination of N-NO₃ and P-PO₄ from a soil of the Osorno series. The dates to analyzed with analysis of variance (ANOVA) and test of Tukey (5%) to determine differences between the treatments.

The results obtained during the period of study showed that when increasing the stocking rate instant, significant differences (P(0,05) between treatments appeared as much on the concentration and loss of nitrate and phosphate at superficial level as subsuperficial of the pasture grazed. The treatment with greater stocking rate instant (T3) obtained the greater values of concentration and loss of nitrate and phosphate. The concentrations averages of nitrate superficial and subsuperficial level were of 26,06 mg L⁻¹ and 8,0 mg L⁻¹, whereas the losses total averages of nitrate reached the 1,52 g ha⁻¹ and 0,25 g ha⁻¹ respectively. For the case of phosphate, the concentrations registered higher averages in T3, were of 0,62 mg L⁻¹ and 0,54 mg L⁻¹, whereas the losses total averages of phosphate, reached 0,05 g ha⁻¹ and 0,02 g ha⁻¹ at superficial and subsuperficial level of the pasture grazed. These losses of runoff waters with nitrate and phosphate from management intensive pasturing could get to be a potential source of contamination to the superficial water sources of the zone.

7 BIBLIOGRAFÍA

- ALFARO, M.; SALAZAR, F.; TEUBER, N.; IRAIRA, S. y PONCE, M. 2005. Residuos orgánicos y contaminación. Sistemas ganaderos intensivos. Tierra adentro (Chile) 60: 20-22.
- ALFARO, M., SALAZAR, F. 2005. Ganadería y Contaminación Difusa, Implicancias para el Sur de Chile. Agricultura Técnica (Chile) 65(3):330-340. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remece, Osorno, Chile.
- ALLENDE, P. 1993. Efecto de la compactación del suelo sobre el crecimiento radicular de especies pratenses. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 40 p.
- BELLOWS, B. 2001. Nutrient cyclin in pastures. Livestock systems Guide. California. <<http://www.attra.org/attra-pub/nutrientcycling.html#water>> (12 de junio 2004.
- BITTMAN, S.; SCHMIDT, O. y CRAMER, T. 1999. Advanced Forage Management. Pacific Field Corn Association. Fraser Valley Custom Printers, Chilliwack, BC. Canadá. 92 p.
- BORIE, F.; ZUNINO, H. y MARTÍNEZ, L. 1989. Macromolecule-P associations and inositol phosphates in some Chilean volcanic soils of temperate regions. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 20:1881-1894.
- CANCINO, J.; BONILLA, C. y DONOSO, G. 2000. Contaminación de los recursos hídricos en la zona central de Chile. Facultad de agronomía e ingeniería forestal. Pontificia universidad católica de Chile. 15 p.

- CARPENTER, S.; CARACO, D.; CORRELL, R.; HOWARTH, A.; SHARPLEY, V. y SMITH, V. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. Ecol. Soc. Am., Issues in Ecology No.3. <<http://esa.sdsc.edu>> (10 septiembre 2004).
- LENORE, S.; CLESCERI, L.; EATON, A. y GREENBERG, A. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Edition. USA. 19th ed. 1042 p.
- CONAMA, 2001. Normas de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Comisión nacional del medio ambiente. <<http://www.conama.cl>> (10 septiembre 2004).
- DUMONT, J.C. 1997. Estudio de investigación y validación de tecnología de drenaje en la IX, X y XI Regiones. Comisión Nacional de Riego. <<http://www.riegocnr.gob.cl/docs/043-2.doc>> (15 septiembre 2004).
- ELLIES, A. 1994. Limitantes físicas del suelo en la producción de forrajes. **In** Avances en producción animal. Producción Animal. Valdivia. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Instituto de Producción Animal. pp. 23- 38.
- ELLIES, A. RAMIREZ, C. y MACDONALD, R. 1993. Cambios en la porosidad de un suelo por efecto de su uso. Turrialba 43 (1). pp: 72 - 76.
- ELLIES, A. 2003. Porosidad del Suelo. Apuntes de clases. Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- ESTACIÓN METEREOLÓGICA INIA-REMEHUE, 2005. Centro Regional de Investigación Remehue. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Osorno, X Región.

- GERBER, P.; FRANCESCHINI, G. y MENZI, H. 2002. Livestock density and nutrient balances across Europe. FAO. Livestock Environment & Development Initiative. <<http://lead.virtualcenter.org/en/frame.htm>> (27 febrero 2005).
- GILLINGHAM, A. y THORROLD, S. 2000. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. *Journal Environmental Quality*. 29 : 88-96.
- GOIC, L. y ROJAS, C. 2004. Sistemas de crianza, de recría y engorda en la zona sur. Manual de producción de bovinos de carne para la VIII, IX y X regiones. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, C.R.I. Carillanca y Fundación para la Innovación Agraria, Temuco, Chile. p. 107-120.
- HAYGARTH, P.; HEPWORTH, L., y JARVIS, S. 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *Eur. J. Soil Sci.* 49: 65-72.
- HAYGARTH, P y JARVIS, C.2002. Agriculture, Hidrology and water quality. CAB international . Alemania. 246 p.
- HAYNES, R.J. y WILLIAMS, P.H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49: p. 119-199.
- HEATHWAITE, A.; BURT, T. y TRUDGILL, S. 1990. Soil erosion on agricultural land. Edited by J. Boardman, D.L. Foster y S.A. Dearing. p. 70-85
- HODGSON, J. 1994. Manejo de pastos teoría y práctica. Traducido por Héctor de Lille. México. Del Valle. 252 p.
- HOODA, P.; MOYNAGH, M.; SVOBODA, I.; EDWARDS, A.; ANDERSON, H. y SYM, G. 1999. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. *Journal Environmental Quality*. 28: 1235-1242.

- HOULBROOKE, D.; HANLY, J.; HORNE, D. y HEDLEY, M. 2004. Nitrogen losses in artificial drainage and surface runoff from pasture following grazing by dairy cattle. 3rd Australian New Zealand Soils Conference, 5 – 9 December 2004, University of Sydney, Australia.
- INE. 1997. Resultados preliminares VI Censo Agropecuario. Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 443 p. Impresos Universitarios S.A., Santiago, Chile.
- INE. 2001. Estudio de la ganadería bovina en las Provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue. 65 p. Instituto Nacional de Estadísticas, Santiago, Chile.
- INE. 2003. Población de ganado vacuno por regiones. Instituto Nacional de Estadísticas. <http://www.ine.cl/16-agrope/ffebt01.htm> (24 de abril de 2004).
- INN. 1984. Norma Chilena Oficial de Calidad de Agua Potable. NCh 409/1. Of 84. Instituto Nacional de Normalización de Chile. 10 p.
- ISERMANN, K. 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertil. Res.* 26: 253-269.
- JARAMILLO, J. 2006. Efecto de la carga animal sobre la lixiviación de nitrógeno en una pradera permanente de producción de carne bovina en un suelo trumao de la x región. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 87 p.
- JARVIS, S.C. 1998. Nitrogen management and sustentability. In: *Grass for dairy cattle*. CABI Publishing. UK. pp 161-192.
- JARVIS, S.C. 2002. Environmental impacts of cattle housing and grazing. In *Recent developments and perspectives in bovine medicine*. Kaske, M., H. Scholz and M. Höltershinken (eds.). Keynotes lectures of the 22nd World Buiatrics Cong. (WBC), Hannover, Germany. p. 10-23.

- MATHEWS, B.; TRITSCHLER, J. y MIYASAKA, S. 1998. Phosphorus management and sustentability. In: Grass for dairy cattle. CABI Publishing. UK. pp 193-221.
- PASQUALETTO, M. 1993. Efectos de la compactación en un suelo serie Cudico. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. 59 p.
- PINOCHET, D. 1990. Fertilización de praderas permanentes en la Zona Centro Sur. In: Avances en Producción Animal. Instituto de Producción Animal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. Valdivia. Serie B-14 pp. 181-209.
- PINOCHET, D. 1999. Fósforo y necesidades de fertilización fosfatada. Curso de capacitación para operadores del Programa de Recuperación de Suelos Degradados, Zona Sur. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, CRI Remehue, Osorno, Chile. Serie N° 71. p. 57-69.
- PONCE, M. 2000. Sistemas de pastoreo. Informativo N°18. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Remehue. Ministerio de Agricultura. Osorno, Chile. 2 p.
- RAMÍREZ, J. 2005. Transporte de sedimentos y fósforo en escorrentía bajo simulación de lluvia. Tesis Maestro en ciencias del suelo. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez. 170 p.
- ROBARGE, W., EDWARDS, A. y JOHNSON, B. 1983. Water and waste analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. Commun. In Soil Sci. Plant Anal. 14 (12), 1207-1215 p.
- RODRIGUEZ, J. 1993. Manual de Fertilización. Colección en agricultura. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. Departamento de Ciencias Vegetales. 1° Edición. p 362.

- ROMERO, O. 1988. Conceptos básicos relacionados con el crecimiento de plantas forrajeras y con el manejo de praderas perennes sembradas. In Ruíz, I. Praderas para Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 721 p.
- RUIZ, I. 1988. Carga animal y presión de pastoreo. Praderas para Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 721 p.
- RUSSELL, J. y RUSSELL, W. 1959. Las condiciones del suelo y el desarrollo de las plantas. Traducido por Gaspar González. Madrid, España. Aguilar. 771p.
- RYDEN, J.; BALL, P. y GARWOOD, E. 1984. Nitrate leaching from grasslands. Nature (London) 311:50-53.
- SANDE, P., MIRÁS, J., VIDAL, E. y PAZ, A. 2005. Formas de fósforo y su relación con la erosión en aguas superficiales bajo clima atlántico. Facultad de Ciencias. Universidad de la Coruña. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. Vol. VII. p. 125-130.
- SCHOLEFIELD, D. y STONE, A. 1995. Nutrient losses in runoff water following application of different fertilizer to grassland cut for silage. Elsevier Science. Agriculture Ecosystems and Environmental. 55: 181-191.
- SHARPLEY, A. y SYERS, J. 1979. Loss of nitrogen and phosphorus in tile drainage as influenced by urea application and grazing animal. New Zealand Journal of Agricultural Research. 22: 127-131.
- SIMARD, R.; BEAUCHEMIN, S. y HAYGARTH, P. 2000. Potencial for preferential pathways of phosphorus transport. Journal Environmental Quality. 29: 97-105.

- SIMS, J. 2005. Phosphorus solubility in soils: Fundamental principles and innovations in management. Department of plants of soils sciences. College agriculture and natural resources. University of Delaware. Newark .DE. 11 p.
- SMETHAM, M. 1972. Manejo del pastoreo. Las pasturas y sus plantas. Langer, R. Montevideo, Uruguay. Agropecuaria Hemisferiosur S.R.L. 187 p.
- STEVENSON, F. y COLE, M. 1999. Cycles of soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulphur, Micronutrients. John Wiley and Sons, Inc, New York , USA. 2^{ed}. 427 p.
- TOSSO, J. 1985. Suelos volcánicos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 726 p.
- USDA. 2003. Keys to Soil Taxonomy 9th edition. Soil Survey Staff. <www.soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keysweb.pdf.> (7 de Junio 2005).
- WHITEHEAD, D. 2000. Nutrient Elements in Grassland Soil-Plant-Animal Relationships. Department of soil science university of reading. UK. 369 p.
- WHITEHEAD, D.C. 1995. Grassland Nitrogen. CAB International, Biddles Ltd, Guildford, UK. 397 p.
- WOODMANSEE, R.; VALLIS, I. y MOTT, J. 1981. Grassland Nitrogen. In: Terrestrial Nitrogen Cycles: Processes, Ecosystem Strategies and Management Impacts. F.E. Clark and T. Rosswall. (eds.) Ecological Bulletins. Stockholm. 33: 443-462.

ANEXOS

ANEXO 1. Registro de precipitaciones diarias (mm) registradas en Osorno Remehue durante el período de muestreo.

| DÍA | PRECIPITACION (mm) | | | | | | |
|--------------|--------------------|-------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| | MESES | | | | | | |
| | ABRIL | MAYO | JUNIO | JULIO | AGOSTO | SEPT | OCTUBRE |
| 1 | 16,2 | 6,1 | 1,2 | 26,1 | 8,3 | 0,0 | 2,5 |
| 2 | 83,3 | 0,0 | 3,6 | 9,5 | 5,5 | 0,0 | 0,0 |
| 3 | 0,1 | 0,0 | 3,2 | 4,5 | 0,6 | 15,8 | 0,0 |
| 4 | 15,7 | 0,0 | 6,0 | 0,1 | 0,2 | 23,9 | 0,0 |
| 5 | 15,4 | 0,0 | 5,5 | 0,0 | 0,0 | 20,1 | 0,0 |
| 6 | 9,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 5,8 | 0,1 |
| 7 | 13,4 | 0,0 | 6,5 | 0,9 | 0,0 | 0,1 | 4,3 |
| 8 | 0,1 | 0,0 | 16,8 | 19,6 | 0,0 | 0,5 | 5,6 |
| 9 | 0,0 | 0,7 | 0,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,2 |
| 10 | 6,1 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 4,1 |
| 11 | 2,4 | 0,0 | 0,2 | 16,0 | 0,5 | 0,0 | 0,3 |
| 12 | 2,9 | 0,0 | 1,1 | 19,5 | 16,0 | 0,0 | 0,0 |
| 13 | 2,4 | 0,0 | 6,9 | 8,6 | 7,8 | 0,0 | 0,0 |
| 14 | 0,5 | 0,0 | 31,3 | 2,8 | 7,2 | 0,0 | 0,3 |
| 15 | 7,0 | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 6,7 | 0,0 | 6,9 |
| 16 | 0,4 | 3,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 14,6 | 1,2 |
| 17 | 10,6 | 4,0 | 25,9 | 0,1 | 0,0 | 5,0 | 5,2 |
| 18 | 0,0 | 1,0 | 22,6 | 13,6 | 0,0 | 3,0 | 0,2 |
| 19 | 9,5 | 0,1 | 16,5 | 1,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 20 | 8,7 | 0,2 | 1,2 | 4,1 | 0,0 | 0,5 | 6,1 |
| 21 | 0,1 | 0,0 | 27,5 | 11,0 | 0,0 | 1,6 | 6,5 |
| 22 | 0,0 | 0,0 | 4,4 | 9,5 | 1,0 | 0,2 | 13,7 |
| 23 | 0,0 | 0,0 | 3,5 | 1,2 | 4,4 | 2,8 | 9,5 |
| 24 | 0,0 | 0,1 | 4,9 | 13,4 | 0,0 | 0,1 | 10,1 |
| 25 | 0,0 | 0,4 | 0,7 | 4,8 | 0,0 | 0,5 | 0,1 |
| 26 | 0,0 | 0,0 | 16,1 | 1,3 | 7,4 | 0,3 | 0,0 |
| 27 | 0,0 | 0,0 | 65,5 | 5,2 | 7,9 | 0,0 | 0,6 |
| 28 | 6,9 | 0,0 | 22,2 | 0,5 | 12,3 | 0,0 | 0,8 |
| 29 | 0,0 | 1,1 | 1,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 |
| 30 | 13,4 | 1,4 | 41,4 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | 8,0 |
| 31 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 5,7 |
| TOTAL | 224,1 | 19,1 | 337,6 | 173,7 | 86,0 | 94,8 | 94,1 |

FUENTE: Estación Agrometeorológica INIA - Remehue.

ANEXO 2. Registro de Evaporación diaria (mm) registrada en Osorno-Remehue, durante el período de muestreo.

| DÍA | EVAPORACION (mm) | | | | | | |
|--------------|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | ABRIL | MAYO | JUNIO | JULIO | AGOSTO | SEPT | OCTUBRE |
| 1 | 1,2 | 0,4 | 0,4 | 0,7 | 0,4 | 1,6 | 0,6 |
| 2 | 0,8 | 0,8 | 0,9 | 0,5 | 0,6 | 0,8 | 2,6 |
| 3 | 2,2 | 1,2 | 0,6 | 0,3 | 0,4 | 0,7 | 2,7 |
| 4 | 0,7 | 1,5 | 1,2 | 0,8 | 0,5 | 0,6 | 2,1 |
| 5 | 0,9 | 1,3 | 1,0 | 0,6 | 0,6 | 0,4 | 2,1 |
| 6 | 0,8 | 0,4 | 0,3 | 1,0 | 1,1 | 0,7 | 1,1 |
| 7 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 0,6 | 1,8 | 0,9 | 3,0 |
| 8 | 0,9 | 0,6 | 0,5 | 0,2 | 0,8 | 1,1 | 0,4 |
| 9 | 0,6 | 0,8 | 0,4 | 0,7 | 0,6 | 1,7 | 0,6 |
| 10 | 0,6 | 0,8 | 0,6 | 0,0 | 0,7 | 1,4 | 0,3 |
| 11 | 0,7 | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 0,3 | 1,9 | 1,3 |
| 12 | 1,1 | 1,2 | 0,1 | 0,5 | 0,4 | 2,5 | 3,4 |
| 13 | 1,9 | 1,4 | 0,6 | 0,3 | 1,5 | 1,2 | 1,7 |
| 14 | 0,7 | 0,4 | 0,6 | 0,1 | 0,6 | 0,9 | 2,4 |
| 15 | 0,5 | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 1,9 | 0,7 |
| 16 | 1,7 | 0,6 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 2,6 | 3,2 |
| 17 | 1,2 | 0,5 | 0,4 | 0,7 | 1,4 | 1,0 | 1,9 |
| 18 | 1,5 | 0,6 | 0,4 | 0,6 | 1,0 | 1,2 | 2,0 |
| 19 | 0,7 | 0,8 | 0,9 | 0,5 | 1,3 | 1,3 | 3,8 |
| 20 | 0,8 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,5 | 1,4 | 1,8 |
| 21 | 1,1 | 1,2 | 0,3 | 0,5 | 1,5 | 0,7 | 0,7 |
| 22 | 1,9 | 0,9 | 0,2 | 0,3 | 0,7 | 2,1 | 1,7 |
| 23 | 1,2 | 0,7 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,4 | 0,7 |
| 24 | 0,7 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 1,9 | 1,8 | 0,9 |
| 25 | 0,9 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 0,9 | 0,9 | 1,8 |
| 26 | 1,2 | 0,7 | 0,3 | 0,6 | 0,6 | 2,0 | 3,4 |
| 27 | 1,5 | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 1,2 | 1,9 | 3,0 |
| 28 | 0,8 | 0,4 | 0,7 | 0,9 | 0,5 | 2,5 | 2,2 |
| 29 | 1,3 | 0,5 | 0,1 | 0,8 | 1,3 | 2,1 | 3,5 |
| 30 | 0,6 | 0,5 | 0,4 | 0,5 | 1,4 | 1,7 | 0,9 |
| 31 | | 0,6 | | 0,9 | 1,1 | | 1,5 |
| TOTAL | 31,4 | 21,7 | 14,2 | 16,0 | 27,5 | 41,9 | 58,0 |

FUENTE: Estación Agrometeorológica INIA - Remehue.

ANEXO 3. Tabla de número, fechas de muestreos realizados, precipitaciones y evaporación (mm) acumuladas por muestreo, durante el período abril-octubre del 2004.

| Muestreo | Fecha | Precipitación (mm) | Evaporación (mm) |
|-----------------|--------------|---------------------------|-------------------------|
| 1 | 12/04/2004 | 8,5 | 1,3 |
| 2 | 14/04/2004 | 5,3 | 3 |
| 3 | 16/04/2004 | 7,5 | 1,2 |
| 4 | 19/04/2004 | 11,0 | 4,4 |
| 5 | 21/04/2004 | 18,2 | 1,5 |
| 6 | 30/04/2004 | 7,0 | 10,6 |
| 7 | 03/05/2004 | 19,5 | 1,8 |
| 8 | 10/05/2004 | 0,7 | 6,2 |
| 9 | 17/05/2004 | 3,8 | 5,7 |
| 10 | 19/05/2004 | 5,0 | 1,1 |
| 11 | 24/05/2004 | 0,3 | 3,9 |
| 12 | 28/05/2004 | 0,5 | 1,6 |
| 13 | 31/05/2004 | 2,5 | 1,4 |
| 14 | 02/06/2004 | 1,4 | 1 |
| 15 | 04/06/2004 | 6,8 | 1,5 |
| 16 | 08/06/2004 | 18,1 | 3,3 |
| 17 | 09/06/2004 | 16,8 | 0,5 |
| 18 | 11/06/2004 | 0,6 | 1 |
| 19 | 14/06/2004 | 8,2 | 1,1 |
| 20 | 16/06/2004 | 32,0 | 0,8 |
| 21 | 18/06/2004 | 25,9 | 0,9 |
| 22 | 21/06/2004 | 40,3 | 1,5 |
| 23 | 23/06/2004 | 31,9 | 0,5 |
| 24 | 25/06/2004 | 8,4 | 0,5 |
| 25 | 29/06/2004 | 104,5 | 1,7 |
| 26 | 30/06/2004 | 1,5 | 0,1 |
| 27 | 02/07/2004 | 67,5 | 1,1 |
| 28 | 05/07/2004 | 14,1 | 1,6 |
| 29 | 07/07/2004 | 0,0 | 1,6 |
| 30 | 09/07/2004 | 20,5 | 0,8 |
| 31 | 12/07/2004 | 16,1 | 1,1 |
| 32 | 14/07/2004 | 28,1 | 0,8 |
| 33 | 16/07/2004 | 2,8 | 0,4 |
| 34 | 19/07/2004 | 13,7 | 1,8 |
| 35 | 21/07/2004 | 5,2 | 0,9 |
| 36 | 23/07/2004 | 20,5 | 0,8 |

Continuación Anexo 3.

| | | | |
|-----------------------------|------------|--------------|--------------|
| 37 | 26/07/2004 | 19,4 | 1,2 |
| 38 | 28/07/2004 | 6,5 | 1,2 |
| 39 | 30/07/2004 | 0,5 | 1,7 |
| 40 | 02/08/2004 | 8,5 | 1,8 |
| 41 | 04/08/2004 | 6,1 | 1 |
| 42 | 06/08/2004 | 0,2 | 1,1 |
| 43 | 09/08/2004 | 0,0 | 3,7 |
| 44 | 11/08/2004 | 0,0 | 1,3 |
| 45 | 13/08/2004 | 16,5 | 0,7 |
| 46 | 16/08/2004 | 21,7 | 2,5 |
| 47 | 18/08/2004 | 0,0 | 2,4 |
| 48 | 20/08/2004 | 0,0 | 2,3 |
| 49 | 23/08/2004 | 1,0 | 2,7 |
| 50 | 25/08/2004 | 4,4 | 2,4 |
| 51 | 27/08/2004 | 7,4 | 1,5 |
| 52 | 30/08/2004 | 20,2 | 3 |
| 53 | 01/09/2004 | 0,2 | 2,5 |
| 54 | 03/09/2004 | 0,0 | 2,4 |
| 55 | 06/09/2004 | 59,8 | 1,7 |
| 56 | 08/09/2004 | 5,9 | 1,6 |
| 57 | 10/09/2004 | 0,5 | 2,8 |
| 58 | 13/09/2004 | 0,0 | 5,8 |
| 59 | 15/09/2004 | 0,0 | 2,1 |
| 60 | 20/09/2004 | 22,6 | 8 |
| 61 | 22/09/2004 | 2,1 | 2,1 |
| 62 | 24/09/2004 | 3,0 | 2,5 |
| 63 | 27/09/2004 | 0,9 | 4,7 |
| 64 | 29/09/2004 | 0,0 | 4,4 |
| 65 | 01/10/2004 | 0,0 | 3,8 |
| 66 | 08/10/2004 | 6,9 | 14,2 |
| 67 | 12/10/2004 | 12,2 | 2,6 |
| 68 | 15/10/2004 | 0,3 | 7,5 |
| 69 | 22/10/2004 | 26,1 | 14,1 |
| 70 | 29/10/2004 | 34,8 | 13,7 |
| Total Acumulado (mm) | | 862,4 | 196,0 |

ANEXO 4. Análisis de varianza para el volumen (ml parcela⁻¹) promedio del agua arrastrada en ambos niveles de la pradera en cada tratamiento, durante el período Abril-October del año 2004.

| Varianza de Arrastre de agua superficial y subsuperficial de la pradera | | | | | | |
|--|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| Arrastre de agua | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| superficial | 2 | 10,0743 | 5,03713 | 1,41 | 0,2458 | NS |
| subsuperficial | 2 | 2953,61 | 1476,8 | 0,05 | 0,9544 | NS |

NS: No significativo.

ANEXO 5. Análisis químicos de suelos realizados a 20 cm. de profundidad.

| Análisis realizado el 25-03-2004 | T1 | T2 | T3 |
|---|-----------|-----------|-----------|
| P (mg kg ⁻¹) | 23,95 | 27,40 | 26,35 |
| N (mg kg ⁻¹) | 12,84 | 13,05 | 21,96 |
| S (mg kg ⁻¹) | 2,97 | 4,54 | 6,68 |
| pH H ₂ O | 5,60 | 5,58 | 5,42 |
| pH CaCl ₂ | 4,82 | 4,81 | 4,71 |
| MO (%) | 18,02 | 17,95 | 18,93 |
| Ca (cmol (+) kg ⁻¹) | 4,70 | 5,25 | 4,29 |
| Mg (cmol (+)kg ⁻¹) | 1,12 | 0,93 | 0,72 |
| K (cmol (+)kg ⁻¹) | 0,42 | 0,33 | 0,38 |
| Na (cmol (+)kg ⁻¹) | 0,20 | 0,20 | 0,28 |
| Al intercambiable (cmol(+) kg ⁻¹) | 0,25 | 0,32 | 0,43 |
| Suma de Bases (cmol(+) kg ⁻¹) | 6,44 | 6,66 | 5,67 |
| Saturación de AL (%) | 3,76 | 5,07 | 7,03 |
| Al extractable (mg kg ⁻¹) | 1264 | 1153 | 1328 |

| Análisis realizado el 16-08-2004 | T1 | T2 | T3 |
|---|-----------|-----------|-----------|
| P (mg kg ⁻¹) | 27,97 | 28,87 | 25,35 |
| N (mg kg ⁻¹) | 41,05 | 24,99 | 20,30 |
| S (mg kg ⁻¹) | 5,44 | 5,11 | 6,04 |
| pH H ₂ O | 5,47 | 5,55 | 5,59 |
| pH CaCl ₂ | 4,75 | 4,79 | 4,80 |
| MO (%) | 19,97 | 18,10 | 18,13 |
| Ca (cmol(+)kg ⁻¹) | 4,57 | 5,19 | 5,00 |
| Mg (cmol(+) kg ⁻¹) | 0,88 | 0,74 | 0,82 |
| K (cmol(+) kg ⁻¹) | 0,42 | 0,32 | 0,30 |
| Na (cmol(+) kg ⁻¹) | 0,15 | 0,18 | 0,16 |
| Al intercambiable (cmol(+) kg ⁻¹) | 0,46 | 0,36 | 0,38 |
| Suma de Bases (cmol(+) kg ⁻¹) | 6,02 | 6,42 | 6,28 |
| Saturación de AL (%) | 6,59 | 5,41 | 5,99 |
| Al extractable (mg kg ⁻¹) | 1332 | 1264 | 1254 |

Fuente: Laboratorio de suelos INIA - Remehue.

ANEXO 6. Análisis de varianza para Fósforo, Nitrógeno, Materia Orgánica y pH entre tratamientos y Análisis de suelos realizados en tres potreros con diferente carga instantánea (n=4).

| Varianza de N, P, Materia orgánica y pH entre tratamientos | | | | | | | |
|---|----|----|-------------------|----------------|------|--------|----|
| | | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| Fósforo | P | 2 | 13,085 | 6,5425 | 0,14 | 0,8705 | NS |
| Nitrógeno | N | 2 | 135,532 | 67,7658 | 0,68 | 0,6945 | NS |
| Materia Orgánica | MO | 2 | 2,11167 | 1,05583 | 0,55 | 0,5975 | NS |
| pH (al agua) | pH | 2 | 0,005 | 0,0025 | 0,23 | 0,7985 | NS |

| Varianza de N, P, Materia orgánica y pH entre Análisis de suelos | | | | | | | |
|---|----|----|-------------------|----------------|------|--------|----|
| | | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| Fósforo | P | 2 | 6,75 | 6,75 | 0,16 | 0,6984 | NS |
| Nitrógeno | N | 2 | 495,367 | 495,367 | 3,97 | 0,0742 | NS |
| Materia Orgánica | MO | 2 | 0,700833 | 0,700833 | 0,37 | 0,5554 | NS |
| pH (al agua) | pH | 2 | 0,000833 | 0,000833 | 0,08 | 0,7805 | NS |

NS: No significativo.

ANEXO 7. Análisis de varianza para densidad aparente y Densidad Real (g cm^{-3}) del suelo, a dos profundidades de la pradera (n=6).

| Varianza de Densidad Aparente y Densidad Real entre Tratamientos | | | | | | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| Densidad Aparente | | | | | | |
| | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| 0 – 5 cm | 2 | 0,0038111 | 0,00190556 | 2,95 | 0,083 | NS |
| 35 cm | 2 | 0,0054333 | 0,00271667 | 0,7 | 0,5132 | NS |
| Densidad Real | | | | | | |
| | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| 0 – 5 cm | 2 | 0,013333 | 0,006666 | 2,14 | 0,1519 | NS |
| 35 cm | 2 | 0,001111 | 0,000555 | 0,06 | 0,9456 | NS |

NS: No significativo.

ANEXO 8. Análisis de varianza de la porosidad entre los tres tratamientos, a dos profundidades de suelo (n=6).

| Varianza de Porosidad del Suelo entre Tratamientos | | | | | | |
|---|----|-------------------|----------------|------|--------|----|
| Nivel superficial de la pradera | | | | | | |
| 5 cm | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| PDR | 2 | 7,09924 | 3,54962 | 0,35 | 0,7099 | NS |
| PDL | 2 | 53,0793 | 26,5396 | 2,77 | 0,0944 | NS |
| PAU | 2 | 102,027 | 51,0137 | 1,32 | 0,2957 | NS |
| PAI | 2 | 293,147 | 146,573 | 3,16 | 0,0717 | NS |
| EP | 2 | 10,5832 | 5,29162 | 5,7 | 0,0144 | * |
| Nivel subsuperficial de la pradera | | | | | | |
| 35 cm | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| PDR | 2 | 30,4249 | 15,2124 | 0,8 | 0,4695 | NS |
| PDL | 2 | 39,8219 | 19,911 | 1,25 | 0,3159 | NS |
| PAU | 2 | 139,821 | 69,9104 | 1,6 | 0,2342 | NS |
| PAI | 2 | 331,511 | 165,756 | 10,3 | 0,005 | ** |
| EP | 2 | 14,0619 | 7,03095 | 0,75 | 0,4906 | NS |

NS: No significativo.

(*): Significativo.

(**): Altamente Significativo.

ANEXO 9. Análisis de varianza para la Concentración (mg L^{-1}) y Pérdida promedio de N-NO_3 y P-PO_4 registrada a dos profundidades de la pradera, entre tratamientos con diferente carga instantánea.

| Varianza de la Concentración de Nitrato y Fosfato (mg L^{-1}) entre Tratamientos | | | | | | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| N-NO³ (mg L^{-1}) | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| superficial | 2 | 43,1348 | 21,5674 | 9,4 | 0,0001 | ** |
| subsuperficial | 2 | 48,5133 | 24,2567 | 13,9 | 0,0000 | ** |

| P-PO⁴ (mg L^{-1}) | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| superficial | 2 | 25,7568 | 13,8784 | 11,5 | 0,0000 | ** |
| subsuperficial | 2 | 45,8679 | 22,9339 | 20,3 | 0,0000 | ** |

| Varianza de la Pérdida de Nitrato y Fosfato (g ha^{-1}) entre Tratamientos | | | | | | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| N-NO³ (g ha^{-1}) | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
| superficial | 2 | 93,6075 | 46,8037 | 13,7 | 0,0000 | ** |
| subsuperficial | 2 | 36,5644 | 18,2822 | 7,3 | 0,0008 | ** |

| P-PO⁴ (g ha^{-1}) | gl | Suma de cuadrados | Cuadrado Medio | F | P | |
|---|-----------|--------------------------|-----------------------|----------|----------|----|
| superficial | 2 | 34,7236 | 17,3618 | 6 | 0,0027 | ** |
| subsuperficial | 2 | 54,2939 | 27,1469 | 8,6 | 0,0003 | ** |

(**): Altamente Significativo.

ANEXO 10. Fechas de pastoreo de los animales en las parcelas diamantes por tratamiento.

| Mes | Tratamiento (Carga Instantánea) | | |
|------------|--|-------------------|------------------|
| | T1 (Baja) | T2 (Media) | T3 (Alta) |
| Mayo | 12 a 17 | 7 a 10 | 10 a 11 |
| Junio | ---- | ---- | ---- |
| Julio | 9 a 14 | 5 a 7 | 5 a 6 |
| Agosto | ---- | 27 a 30 | 29 a 30 |
| Septiembre | ---- | ---- | ---- |
| Octubre | 5 a 9 | 2 a 4 | 1 a 2 |

ANEXO 11. Temperatura media diaria (°C) de la superficie del suelo registrada en Osorno-Remehue, durante los meses que se realizó el estudio.

| TEMPERATURA MEDIA DIARIA EN SUPERFICIE DE SUELO (°C) | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|-------------------|----------------|
| MESES | | | | | | | |
| FECHA | Abril | Mayo | Junio | Julio | Agosto | Septiembre | Octubre |
| 1 | 11.4 | 11.5 | 10.4 | 10.3 | 6.9 | 8.5 | 10.8 |
| 2 | 13.4 | 9.3 | 12 | 5.1 | 9.8 | 7.0 | 13.3 |
| 3 | 15.9 | 6.2 | 11.7 | 5.9 | 7.0 | 10.1 | 11.7 |
| 4 | 10.8 | 5.4 | 6.8 | 11.5 | 6.8 | 9.2 | 14.1 |
| 5 | 12.1 | 6.5 | 5.4 | 8.2 | 7.0 | 10.6 | 14.8 |
| 6 | 10.0 | 10.0 | 4.05 | 9.1 | 5.7 | 4.9 | 11.7 |
| 7 | 10.7 | 8.9 | 7.7 | 4.9 | 5.4 | 5.3 | 12.5 |
| 8 | 9.1 | 10.8 | 6.85 | 3.9 | 5.3 | 5.0 | 11.9 |
| 9 | 10.6 | 11.2 | 8.3 | 3.9 | 5.4 | 4.3 | 11.0 |
| 10 | 13.2 | 4.8 | 2.8 | 0.3 | 5.9 | 5.3 | 9.0 |
| 11 | 15.9 | 4.9 | 0.5 | 4.3 | 5.3 | 10.2 | 12.2 |
| 12 | 12.6 | 5.8 | 3.7 | 7.7 | 10.1 | 8.8 | 11.7 |
| 13 | 7.9 | 5.2 | 6.65 | 7.8 | 7.8 | 9.2 | 9.8 |
| 14 | 7.1 | 3.3 | 9.1 | 4.8 | 4.9 | 8.1 | 12.7 |
| 15 | 8.3 | 6.1 | 12.25 | 3.6 | 6.4 | 6.6 | 12.1 |
| 16 | 12.0 | 7.6 | 6.85 | 1.8 | 4.7 | 7.5 | 11.2 |
| 17 | 13.1 | 10.6 | 4.3 | 2.8 | 6.5 | 10.5 | 10.7 |
| 18 | 6.9 | 9.6 | 8.55 | 7.1 | 3.4 | 6.3 | 10.8 |
| 19 | 5.0 | 11.6 | 7.35 | 7.4 | 8.1 | 3.9 | 9.0 |
| 20 | 9.5 | 9.1 | 7.6 | 5.3 | 1.1 | 3.9 | 10.4 |
| 21 | 9.8 | 9.8 | 8.95 | 8.7 | 5.6 | 6.0 | 13.2 |
| 22 | 8.4 | 6.7 | 8.7 | 9.0 | 3.9 | 8.0 | 7.5 |
| 23 | 6.5 | 5.8 | 7.95 | 9.6 | 8.5 | 8.7 | 9.5 |
| 24 | 7.2 | 3.0 | 9.85 | 4.9 | 6.5 | 12.1 | 10.3 |
| 25 | 8.4 | 10.1 | 6.75 | 11.5 | 2.6 | 12.4 | 13.3 |
| 26 | 8.0 | 4.1 | 10.65 | 7.0 | 7.9 | 11.6 | 12.4 |
| 27 | 9.7 | 5.0 | 11.25 | 9.4 | 8.8 | 13.5 | 12.9 |
| 28 | 11.4 | 4.1 | 9.5 | 7.4 | 11.5 | 8.7 | 9.2 |
| 29 | 7.8 | 9.6 | 4.05 | 5.8 | 14.1 | 7.8 | 12.1 |
| 30 | 4.9 | 7.5 | 6.5 | 5.3 | 11.1 | 12.0 | 11.0 |
| 31 | | 8.8 | | 7.0 | 8.8 | | 14.7 |
| T° Prom. | 9.9 | 7.5 | 7.6 | 6.5 | 6.8 | 8.2 | 11.5 |

FUENTE: Estación Agrometeorológica INIA - Remehue.