



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR | fcien.edu.uy

Universidad de la República - Facultad de Ciencias

Trabajo Final de la Licenciatura en Geología

**“USO DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ESTABLECIMIENTOS
LECHEROS Y EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR
NITRATOS EN EL ACUÍFERO RAIGÓN, SECTOR SUR DEL
DEPARTAMENTO DE SAN JOSÉ, URUGUAY”**



Autor: Santiago Ford Parodi

Tutora: Dra. María Paula Collazo

Montevideo, Uruguay
2022

Agradecimientos

A mi familia y amigos por el apoyo incondicional brindado durante todos estos años, en especial a mis padres, quienes siempre me han apoyado en mis decisiones y me han alentado para finalizar este trabajo.

A mi tutora de tesis, Dra. Paula Collazo por el apoyo, la paciencia, y los consejos brindados.

A todos los docentes de la Licenciatura en Geología por su dedicación y contribución con mi formación, y a mis compañeros y amigos de la licenciatura.

A los productores que amablemente me permitieron acceder a sus predios, tomar muestras y realizar mediciones en las perforaciones.

Al Grupo de Hidrología Subterránea - IMFIA, en especial a mis amigos y compañeros de trabajo, Agustín Menta, Manuel Giménez y Alfonso Flaquer por permitirme utilizar la sonda multiparamétrica en cada una de las campañas y brindarme sus consejos de manera continua.

A todos, ¡muchas gracias!

Resumen

El nitrato es uno de los contaminantes más comunes identificados en las aguas subterráneas. Su presencia en concentraciones elevadas puede provocar toxicidad aguda en seres humanos, así como también, abortos o hasta la muerte de animales. La agricultura, y las actividades ganaderas como lechería y cría intensiva de ganado (*feedlots*) son algunas de las prácticas de mayor potencial contaminante con elevados aportes de nitrato al sistema.

En Uruguay, la principal cuenca lechera se encuentra al sur del país y comprende los departamentos de Canelones, Florida y San José. En el sector sur de este último, la principal fuente de abastecimiento de agua subterránea en los establecimientos lecheros es el Acuífero Raigón.

Con el objetivo de evaluar la concentración del ion nitrato y determinar el impacto de la actividad lechera en la calidad del agua subterránea, se utilizaron dos sondas multiparamétricas portátiles marca Hanna, modelo HI9829 para determinar: la concentración del ion nitrato, pH, temperatura, conductividad eléctrica y potencial redox del agua subterránea en un total de 68 pozos.

Las concentraciones del ion nitrato obtenidas presentaron una importante variación, oscilando entre 15 y 417 mg/L, con una concentración promedio de 53,4 mg/L. El 63 % de las perforaciones que se utilizan para consumo humano presentan valores inferiores al nivel máximo admitido para consumo humano (50 mg/L), mientras que el 37 % presenta valores superiores a este límite.

Estos valores resultan preocupantes y constituyen una clara evidencia de que existen procesos de contaminación en algunos pozos de abastecimiento. No caben dudas, que las elevadas concentraciones de nitratos son consecuencia de la actividad agropecuaria que se desarrolla en la zona, indicando la presencia de aguas relativamente modernas. Se recomienda evaluar e identificar las posibles fuentes de contaminación para definir medidas de prevención y mitigación de la contaminación.

1	Introducción.....	6
2	Objetivos.....	14
2.1	Objetivo General.....	14
2.2	Objetivos Específicos.....	14
3	Área de estudio.....	15
4	Antecedentes.....	16
4.1	Contexto geológico del área de estudio.....	16
4.2	Hidrogeología e Hidrogeoquímica.....	22
4.3	Manejo de los efluentes.....	28
4.3.1	Nitratos en el agua subterránea.....	30
4.3.2	Impacto a la salud humana y animal.....	33
5	Materiales y Métodos.....	38
5.1	Gabinete I.....	38
5.2	Campo.....	41
5.3	Gabinete II.....	43
6	Resultados y discusión.....	44
6.1	Geología.....	44
6.2	Hidrogeología.....	46
6.2.1	Nivel estático.....	56
6.2.2	Piezometría.....	58
6.2.3	Caudales.....	60
6.3	Hidrogeoquímica.....	62
6.3.1	Parámetros fisicoquímicos.....	64

6.3.2	Nitratos.....	71
6.4	Gestión de los efluentes.....	80
6.5	Análisis Estadístico	81
7	Conclusiones.....	90
8	Bibliografía	92
9	Anexo 1. Normas nacionales.	97
10	Anexo 2. Tablas	98

1 Introducción

En los establecimientos dedicados a la producción lechera, el agua subterránea es un recurso indispensable. Su relevancia está relacionada a tres aspectos fundamentales: el agua como factor en la salud y nutrición del animal, el agua como elemento para la higiene de las instalaciones del tambo y el agua como factor en la salud de la población rural involucrada (Herrero et al., 2002).

La producción de leche es una de las actividades ganaderas con mayor consumo de agua, siendo el agua subterránea su principal fuente de abastecimiento. A esta demanda, se suma el consumo humano que utiliza la misma fuente de agua, por lo que la calidad de ésta adquiere una relevancia aún mayor, debiendo cumplir con las normas nacionales e internacionales de potabilidad.

La calidad del agua es definida por su composición y por el conocimiento de los efectos que pueden causar sus constituyentes. El conjunto de todos los elementos que la componen permite establecer patrones de calidad de agua, clasificándose así de acuerdo con los límites establecidos y los usos para la que es apta (Collazo y Montaña, 2012).

El concepto de contaminación del agua involucra a aquellos procesos que alteran de forma apreciable sus propiedades físicas, químicas y biológicas; y producen resultados indeseables. La contaminación puede ser de origen natural o artificial, y a su vez, esta última se puede clasificar como contaminación puntual o difusa (Auge, 2006).

Dado que el agua es uno de los principales insumos en el proceso de producción de leche, es necesario gestionarla de manera adecuada para contar con este recurso en cantidad y calidad en función de los distintos usos del establecimiento. De acuerdo con Larrechart (2010) y expuesto en el *“Manual para la habilitación y refrendación de establecimientos productores de leche y queserías”*, en todas las operaciones vinculadas a la producción o elaboración

de alimentos, así como en la limpieza de las “zonas limpias” dentro del tambo, se debe utilizar agua potable. Se entiende por agua potable al agua apta para consumo humano que no represente riesgos para la salud durante toda la vida del consumidor o que genere rechazo por parte de este.

Uruguay, cuenta con el “*Código de Aguas*” para clasificar los distintos usos del agua (abastecimiento de agua potable, riego, recreación, etc.) y con la Norma UNIT 833:2008 para determinar la potabilidad del agua. Esta norma establece un conjunto de requisitos que el agua debe cumplir para el consumo humano, cualquiera sea su fuente de captación, tipo de tratamiento, producción y sistema de distribución. A su vez, define valores de concentraciones máximas permitidas (VMP) para determinados elementos, entendiéndose como agua no potable, cuando presenta uno o más de estos elementos con concentraciones superiores al valor de referencia indicado.

Continuando con el marco normativo y en referencia a la protección de la calidad del agua subterránea, Uruguay cuenta con el Decreto 86/2004 “Norma técnica de construcción de pozos perforados para captación de agua subterránea” que establece directrices para la construcción de los pozos con el objetivo de evitar la contaminación del agua subterránea.

En lo que se refiere a las distancias entre el pozo de abastecimiento y una potencial fuente de contaminación, es necesario delimitar un área de protección. Se entiende por potencial fuente de contaminación, a zonas de aplicación de efluentes, zonas de almacenamiento de estiércol, corrales, salas de ordeño, comederos, lagunas de tratamiento, pozos negros, residuos domiciliarios y provenientes del tambo, zonas anegables, etc.). De acuerdo con Montaña (2002) esta distancia debe ser superior a 20 metros, por otro lado, Correa (2016) establece que la distancia mínima que se debe respetar es de 50 metros.

Vale destacar que los parámetros de calidad del agua en un establecimiento que se abastece de agua subterránea están dados por la calidad del agua que

se capta desde el pozo, motivo por el cual una buena construcción es indispensable, así como también, por la gestión, el manejo y la distribución del agua durante todo el proceso productivo.

En este sentido, uno de los contaminantes más comunes identificado en las aguas subterráneas y asociado a este tipo de actividad ganadera, es el nitrógeno disuelto en forma de nitrato. Este contaminante se extiende cada vez más y su presencia en concentraciones superiores a las permitidas por las normas nacionales e internacionales amenaza a grandes acuíferos en muchas partes del mundo, tanto en el ámbito urbano como rural. El nitrato (NO_3^-) es la forma principal en la cual el nitrógeno se produce en las aguas subterráneas, aunque también se puede producir en forma de amonio, amoníaco, nitrito, gas nitrógeno, óxido nitroso y nitrógeno orgánico (Freeze y Cherry, 1979).

En aguas subterráneas no contaminadas, el NO_3^- es un elemento menor, con concentraciones inferiores a 10 mg/L, aumentando su concentración a causa de actividades antrópicas (Custodio y Llamas, 1983).

La contaminación por nitrato puede ser puntual o difusa, según el valor de la concentración de nitrato y de la extensión del área afectada, pudiendo coexistir ambas (De los Santos et al., 2019).

En el ámbito rural, la utilización de fertilizantes nitrogenados en la agricultura, y las actividades ganaderas como tambos y cría intensiva de ganado (*feedlots*) son las prácticas de mayor potencial contaminante con elevados aportes de nitrato al sistema.

En Uruguay, la contaminación puntual por nitrato generalmente se vincula a tambos y a *feedlots*, mientras que la contaminación difusa se asocia al excesivo uso de fertilizantes en grandes extensiones. Uno de los principales desafíos consiste en precisar el origen de esta contaminación (Collazo y Montaña, 2012).

Estas actividades agropecuarias, junto con las características litológicas del acuífero, la dinámica hidrogeológica, los procesos de transporte, y algunas propiedades intrínsecas de los nitratos, como su movilidad en el agua subterránea y su capacidad para no ser adsorbidos por los minerales ni precipitar como uno, son los principales factores que determinan su concentración en el agua subterránea.

En Uruguay, la principal cuenca lechera se encuentra al sur del país y comprende los departamentos de Canelones, Florida y San José. Según datos preliminares del Sistema Nacional de Información Ganadera del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (SNIG-MGAP) basados en la declaración anual de existencia DICOSE 2021, en esta cuenca se encuentran establecidos 1520 productores lecheros. De estos 1520 productores, 848 se encuentran en el departamento de San José (Figura 1), la mayoría de estos captan agua subterránea del Acuífero Raigón, acuífero que representa la mayor reserva de agua dulce del sur, ligado a la región de mayor desarrollo económico y productivo del país (Montaño et al., 2006).

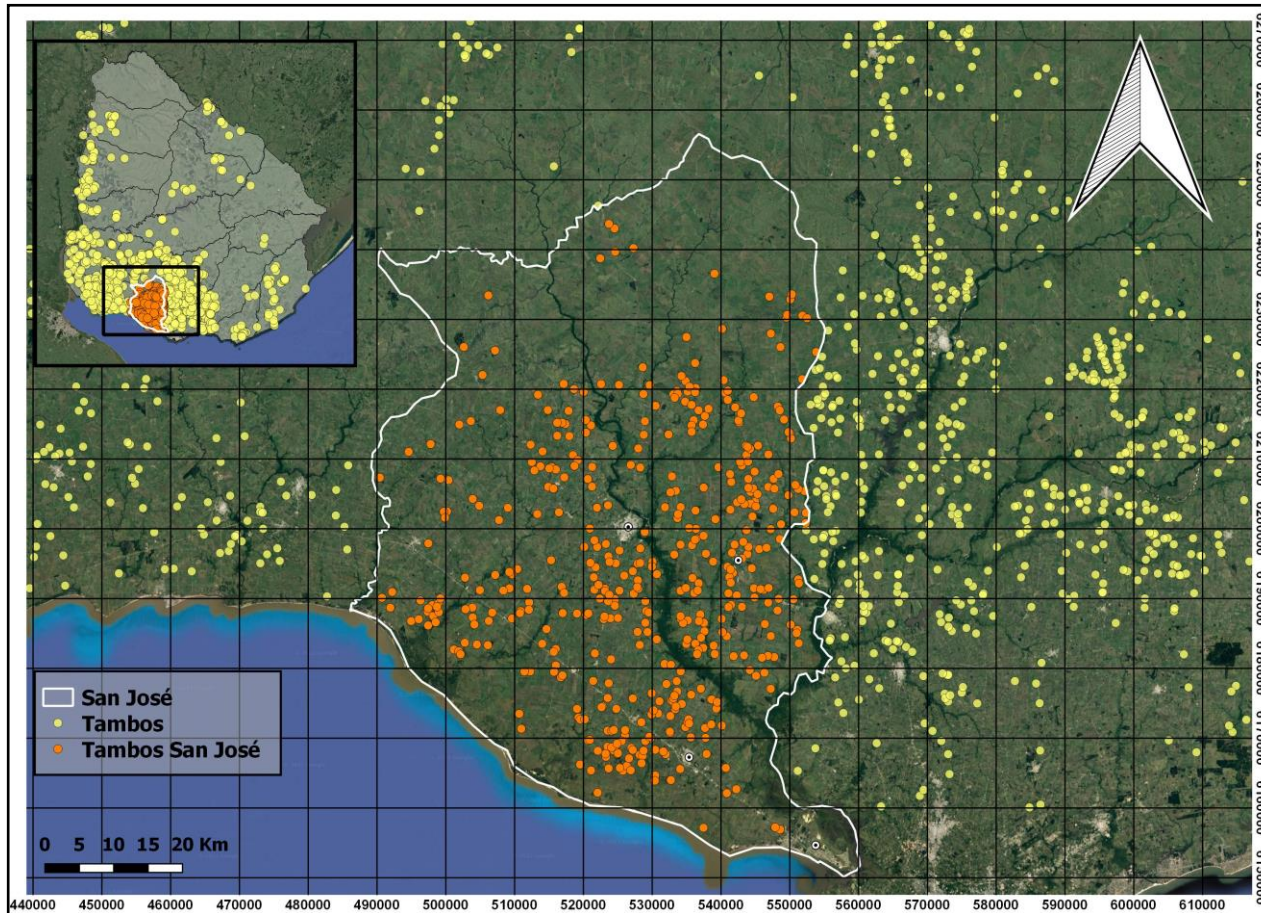


Figura 1: Mapa con los tambos de Uruguay, se resaltan los tambos que se encuentran en el departamento de San José.

Sistema de coordenadas: WGS 84 / UTM Zona 21S.

En los últimos tiempos, se ha hecho evidente que los procesos de intensificación y concentración de la producción que no contemplan los aspectos ambientales pueden desencadenar una serie de externalidades negativas. Esto se complementa con mayores presiones nacionales e internacionales para el cumplimiento de normativas y nuevas exigencias del mercado definidas por las grandes cadenas de suministro y los consumidores en general. Por lo tanto, se ha incrementado la necesidad de producir en un entorno de mayor calidad de vida para las personas, preservando el ambiente y asegurando la calidad e inocuidad de los alimentos desde su origen (Correa et al., 2016).

Esta intensificación de la lechería sumada a las necesidades crecientes respecto al cuidado del medio ambiente no sólo exige una gestión responsable y eficiente de los efluentes generados en el tambo, sino que también implican un aumento en la demanda de agua y generación de efluentes, lo cual, impacta de manera directa en la calidad del recurso hídrico, siendo la contaminación por nitratos uno de los principales riesgos.

En las últimas décadas, el manejo de los efluentes en los tambos ha transitado distintos modelos de gestión, sin embargo, con las condiciones actuales de producción y normativas ambientales vigentes es necesario continuar actualizando estos modelos. Se estima que un tambo de 100 vacas, con un tiempo de ordeño de 1.5 horas, un tiempo de permanencia diario del ganado en un patio de alimentación de 3 horas, y una precipitación promedio mensual de 100 mm, genera 75 litros de efluentes por vaca por día (Giménez y Oleggini, 2018).

En estos efluentes, el nitrógeno se presenta mayormente bajo compuestos orgánicos nitrogenados. El nitrógeno orgánico presente en el estiércol de la mayoría de los animales está bajo la forma de moléculas complejas, mientras que en la fracción líquida está fundamentalmente bajo la forma de urea,

término utilizado para referirse a las especies de ion amonio (NH_4^+) y amoniaco (NH_3).

El nitrógeno orgánico y el amoniacal se determinan de manera analítica mediante el método de Kjeldahl y conjuntamente son lo que habitualmente se llama “Nitrógeno Kjeldahl”. Estos compuestos nitrogenados son las únicas especies de nitrógeno existentes en las lagunas anaeróbicas y de almacenamiento. Una vez que las condiciones pasan a ser aeróbicas, como, por ejemplo, en lagunas aeróbicas o al ser aplicados al suelo comienzan a nitrificarse. A través de técnicas específicas se puede determinar la cantidad de nitrato, nitritos y amonio presentes en una muestra, y la suma del Nitrógeno Kjeldahl, nitrato y nitrito es lo que se denomina Nitrógeno Total (Vassallo, 2008).

En los efluentes de los tambos, estas concentraciones presentan una gran variabilidad en función de los distintos modelos de gestión. Por ejemplo, en un efluente crudo (no se realiza separación de fases) se han observado concentraciones de nitrógeno total de 800 mg/L, en cambio, en otros modelos de gestión, como, por ejemplo, en la separación de fases de manera mecánica, se ha observado que estas concentraciones disminuyen a valores de 250 mg/L (Giménez y Oleggini, 2018).

Debido a sus propiedades físicas, los nitratos disueltos son inodoros e insípidos y su presencia en concentraciones potencialmente peligrosas es solamente detectada cuando se manifiesta un problema de salud (Ávila y Sansores, 2003). La contaminación del agua por nitratos puede provocar toxicidad aguda en seres humanos, sobre todo en infantes, enfermedad conocida como metahemoglobinemia o “enfermedad del niño azul” (Perdomo et al., 2001). A su vez, elevadas concentraciones de nitratos en el agua, combinado con el exceso de nitrógeno en pasturas o alimentos pueden producir desde abortos hasta la muerte de animales (Herrero et al., 2002).

Por estas razones, es importante conocer la concentración de nitratos en el agua subterránea e identificar zonas y pozos que captan agua contaminada.

Una vez identificadas, es necesario evaluar las posibles causas o fuentes de contaminación, y en función de esto, definir medidas de mitigación para preservar la calidad del recurso.

2 Objetivos

2.1 Objetivo General

Evaluar la concentración del ion nitrato y determinar el impacto de las actividades lecheras en la calidad del agua subterránea del Acuífero Raigón, en la porción sur del Departamento de San José.

2.2 Objetivos Específicos

- a. Determinar las concentraciones del ion nitrato en el agua subterránea y relacionar estas concentraciones con la dinámica del Acuífero Raigón.
- b. Establecer la aptitud del agua subterránea para consumo humano y animal (bovino lechero) en función de las concentraciones de nitratos obtenidas.
- c. Evaluar el uso del agua subterránea y el manejo de los efluentes en los establecimientos lecheros, y determinar posibles impactos de esta actividad en la calidad del agua subterránea.
- d. Determinar los factores que podrían favorecer la contaminación del agua subterránea y evaluar medidas para disminuir el riesgo de contaminación en los establecimientos lecheros.

3 Área de estudio

El área de estudio se ubica en el sector suroeste de la cuenca Santa Lucía, abarcando la porción sur de la principal cuenca lechera del país, en el departamento de San José. Ocupa un área aproximada de 2300 km² y limita al Norte con el Río San José y las rocas cristalinas; al Sur con el Río de la Plata; al este con el Arroyo de la Virgen y el Río Santa Lucía; y al Oeste con el Arroyo Pavón y los afloramientos de las rocas cristalinas (Figura 2). Desde el punto de vista hidrogeológico corresponde al sector continuo del acuífero Raigón (De los Santos et al., 2019).

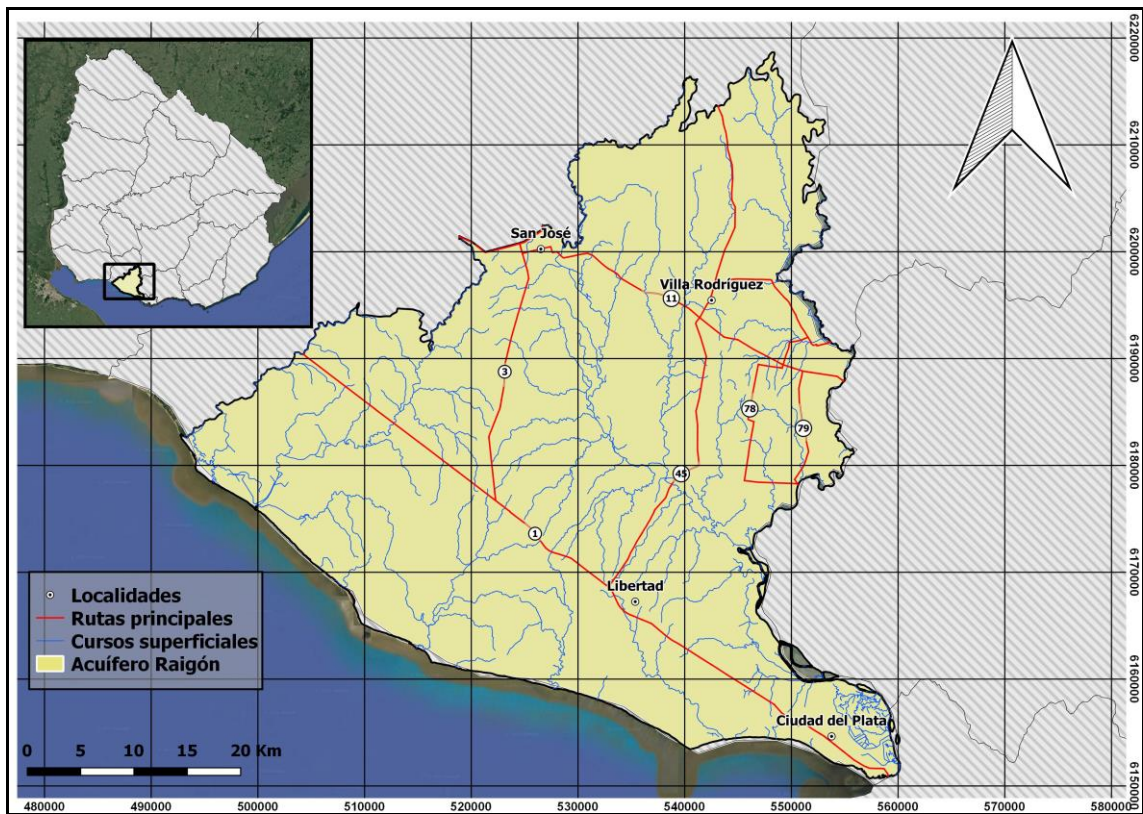


Figura 2: Área de estudio. Sector continuo del Sistema Acuífero Raigón (De los Santos et al., 2019). Sistema de coordenadas: WGS 84 / UTM Zona 21S.

4 Antecedentes

4.1 Contexto geológico del área de estudio

A partir del Jurásico, el territorio uruguayo es objeto de una intensa tectónica distensiva, cuyo evento global está materializado por la fracturación, el fallamiento y la subsiguiente apertura del Océano Atlántico y deriva continental. En el sur y este del país se registran múltiples evidencias como la ocurrencia de importantes depresiones como las de Santa Lucía, Laguna Merín, Aiguá-Lascano y otras menores (Spoturno y Oyhantçabal, 2004).

La Cuenca de Santa Lucía, situada en su mayor parte en los departamentos de Canelones y San José constituye el registro más importante acerca de la ocurrencia de este evento (Figura 3). El relleno de esta cuenca comprende depósitos de edad jurásica hasta recientes. Sin embargo, en el área de estudio las unidades del Mesozoico prácticamente no tienen registro en superficie, predominando los depósitos del Cenozoico.

La base de la secuencia del registro del Terciario corresponde a un sistema continental árido y semiárido representado por la Formación Fray Bentos, (Bossi y Navarro, 1991) y sus depósitos ocurren en depresiones tectónicas y/o antiguos entalles del pos cretácico. El techo del terciario se inicia con episodios marinos transgresivos de la Formación Camacho (Sprechmann et al., 1994; Ugalde, 2019) durante el Mioceno y culmina con un proceso de continentalización a partir del Mio-Plioceno representado por la Formación Raigón.

Los sedimentos del Cuaternario se corresponden con procesos relacionados a momentos glaciales e interglaciales y sus consecuencias vinculadas con las variaciones eustáticas del nivel del mar. Los depósitos de origen litoral ocurren con frecuencia en las regiones costeras del Río de la Plata y desembocadura de los principales cursos de agua. Los sedimentos de origen continental se asocian a las áreas interfluviales, laderas y a los valles de los principales

cursos de agua. En el área de estudio, el registro cuaternario se encuentra materializado por los sedimentos de las Formaciones Libertad, Chuy y Dolores.

A continuación, se describen las unidades geológicas que se encuentran en el área de estudio y se muestran en la Figura 4, desde la más antigua hasta la más moderna.

Formación Fray Bentos

Según Spoturno et al. (2004), la Formación Fray Bentos consiste en depósitos sedimentarios de origen continental definidos con criterio litoestratigráfico por Goso (1965), lo que luego fue recogido con algunas modificaciones por Bossi (1966) para definir formalmente la unidad. Los afloramientos se observan en zonas de borde de cuenca, en contacto o muy cerca del basamento cristalino. En profundidad la Formación Fray Bentos tiene una buena distribución areal y conforma la parte más importante del relleno terciario de la cuenca. Desde el punto de vista litológico, los principales tipos que se reconocen son areniscas finas y muy finas, loess con arena fina y fracción arcilla subordinada, areniscas finas con fracción gravilla dispersa y limolitas más o menos arenosas. El color rosado a rosa anaranjado de estas litologías y la cementación carbonática son elementos característicos de la unidad. La presencia de carbonato como cemento, aumenta la tenacidad de la roca y varía la tonalidad de rosado muy pálido a casi blanco. La edad de la formación es Oligoceno tardío en base a su contenido fósil (Ubilla, 2004).

Formación Camacho

Fue definida con rango formacional por Bossi (1966). Según Preciozzi et al. (1985), los principales tipos litológicos de la Formación Camacho consisten en areniscas finas y medias predominantemente cuarzosas, areniscas muy finas cuarzosas, niveles arcillo arenosas fino con lentes arcillosos, y lumaquelas a matriz arenosa fina de color gris con cemento calcáreo. En el área de estudio, esta unidad prácticamente no presenta afloramientos, siendo cubierta casi en

su totalidad por los depósitos de la Formación Raigón. Las condiciones de depositación de esta unidad se vincularon a un sistema con características marinas a marino litorales que se relacionan con la Transgresión Entrerriana cronológicamente situada en el Mioceno Medio-Superior (Sprechmann et al., 1994; Ugalde, 2019).

Formación Raigón

Esta unidad fue definida por Goso (1965) y publicada por Goso y Bossi (1966), se trata de areniscas con granulometría variable de color blanco amarillento, con lentes y/o niveles de arcillas verdes y conglomerados. La formación se encuentra ampliamente extendida en el área de estudio tanto a nivel de superficie como en profundidad, siendo la componente principal del sistema acuífero homónimo. Está comprendida en su mayor parte, entre la Formación Libertad en el tope, y las Formaciones Camacho y Fray Bentos en la base. Las zonas de afloramientos más importantes corresponden a las barrancas de abrasión de la costa del Río de la Plata especialmente las de San Gregorio, Kiyú, Mauricio y Ordeig. Desde el punto de vista genético, la unidad muestra un proceso evolutivo caracterizado por la finalización de sistemas de origen marino litoral y la instalación de sistemas continentales de condiciones climáticas áridas y semiáridas, siendo su edad Plio-Pleistoceno (Perea y Martínez, 2004).

Formación Libertad

Fue definida con rango formacional por Goso y Bossi (1966). En el área de estudio, esta unidad está ampliamente representada en superficie. Se distribuye con una disposición de cobertura que tapiza gran parte de las unidades subyacentes, como por ejemplo, a la Formación Raigón y ocupa las zonas de interfluvios y laderas medias. La densidad de afloramientos es baja a muy baja, a excepción de la zona costera donde los procesos de erosión de las barrancas muestran exposiciones de hasta 15 metros de espesor. Litológicamente, esta unidad está integrada por materiales sedimentarios de

granulometría fina: arcillitas, limo arcillitas y limos loésicos (Bossi y Navarro, 1991). La unidad presenta tonalidades marrones y agrisadas, y con frecuencia presenta carbonato de calcio expresado de diversas maneras. El espesor de la unidad es variable, los espesores máximos son del orden de 25 a 30 metros y se reconocen a lo largo de la Ruta Nacional N° 1 entre la localidad de Libertad y el empalme con la Ruta Nacional N° 3. Genéticamente la unidad se vincula a un sistema continental coincidente con algunos de los momentos de las glaciaciones del Cuaternario, registrando al menos dos eventos depositacionales denominados Libertad I y II (Goso y Bossi, 1966).

Formación Chuy

Definida por Goso (1972), en el área de estudio esta unidad presenta escasa expresión superficial. Según Preciozzi et al. (1985) está compuesta por arenas feldespáticas medias a gruesas, de regular selección y color gris; arenas medias muscovíticas, con óxido de hierro y de tonalidades ocráceas; litologías arcillo arenosas y arcillo gravillosas, de mineralogía cuarzosa, fosilíferas y con escaso óxido de hierro; y arcillas verdes arenosas y/o limosas con concreciones de óxido de hierro. Por otra parte, desde el punto de vista de las relaciones estratigráficas con las demás unidades, según Spoturno et al. (2004), en la base esta unidad se apoya en discordancia erosiva en los depósitos de la Formaciones Camacho y Fray Bentos, y en el tope es cubierta por los limos arenosos de la Formación Dolores. La sedimentación se encontraría rellenando antiguos entalles de erosión, excavados en las Formaciones Fray Bentos, Camacho, Raigón y Libertad, acuñándose hacia el norte. Teniendo en cuenta esta disposición, cabe señalar que la unidad se corresponde con un episodio marino de tipo transgresivo.

Formación Dolores

Fue definida con rango formacional por Goso (1972). Según Martínez y Ubilla (2004) la Formación Dolores se caracteriza por presentar depósitos arcillo limosos y limo arcillosos, con arena y gravilla (fangolitas), de color pardo y gris

verdoso con una potencia que no superaría los 10 metros. Según Spoturno et al. (2004) la unidad se caracteriza por las siguientes asociaciones: loess, limo-arcillas, arcillas y fangolitas. Presenta carbonato de calcio como cemento distribuido de manera homogénea, en concreciones nodulosas de hasta 2 cm de diámetro y en formas irregulares. En cuanto a la relación con las otras unidades, en la base se apoya de manera discordante en las Formaciones Chuy y Barrancas y ocasionalmente en las Formaciones Camacho, Raigón y Fray Bentos.

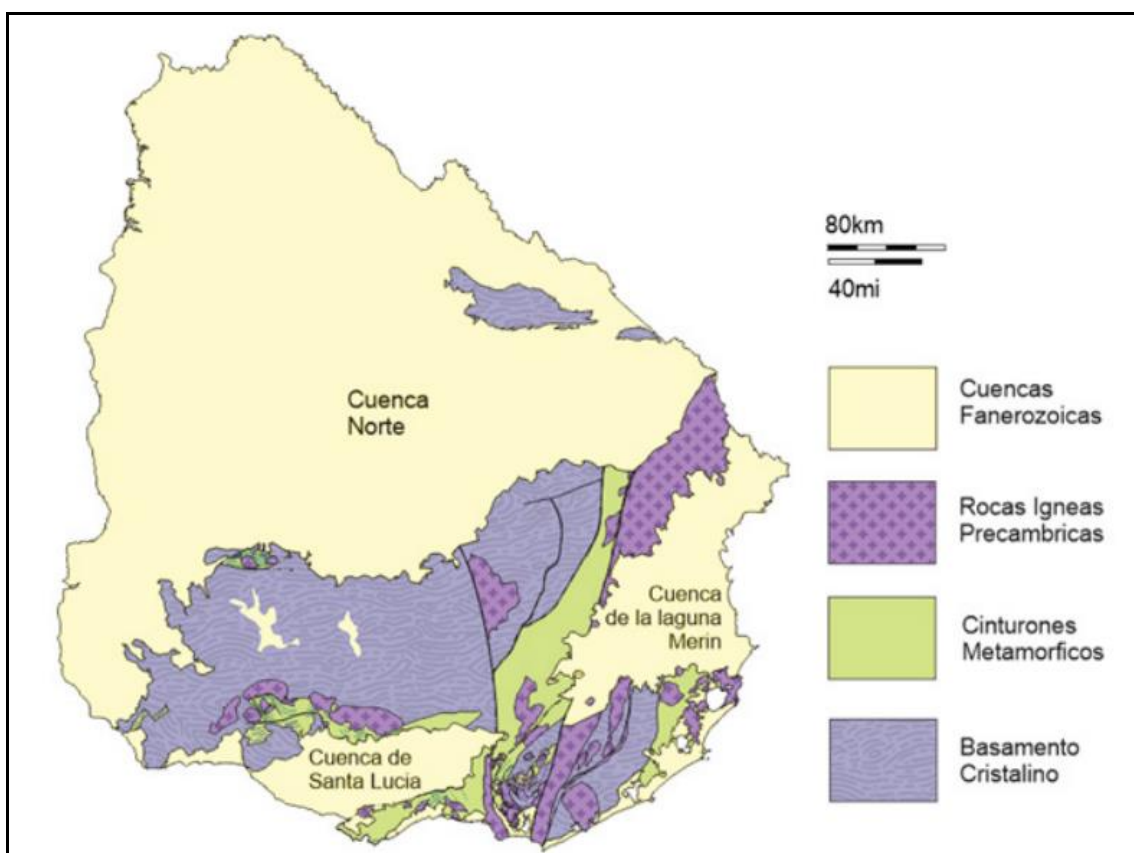


Figura 3: Mapa geológico simplificado del Uruguay (Modificado de Preciozzi et al., 1985, Sánchez Bettucci et al., 2010, Oyhantcabal et al., 2010, Masquelin et al., 2017). Tomada de Nuñez et al., (2018).

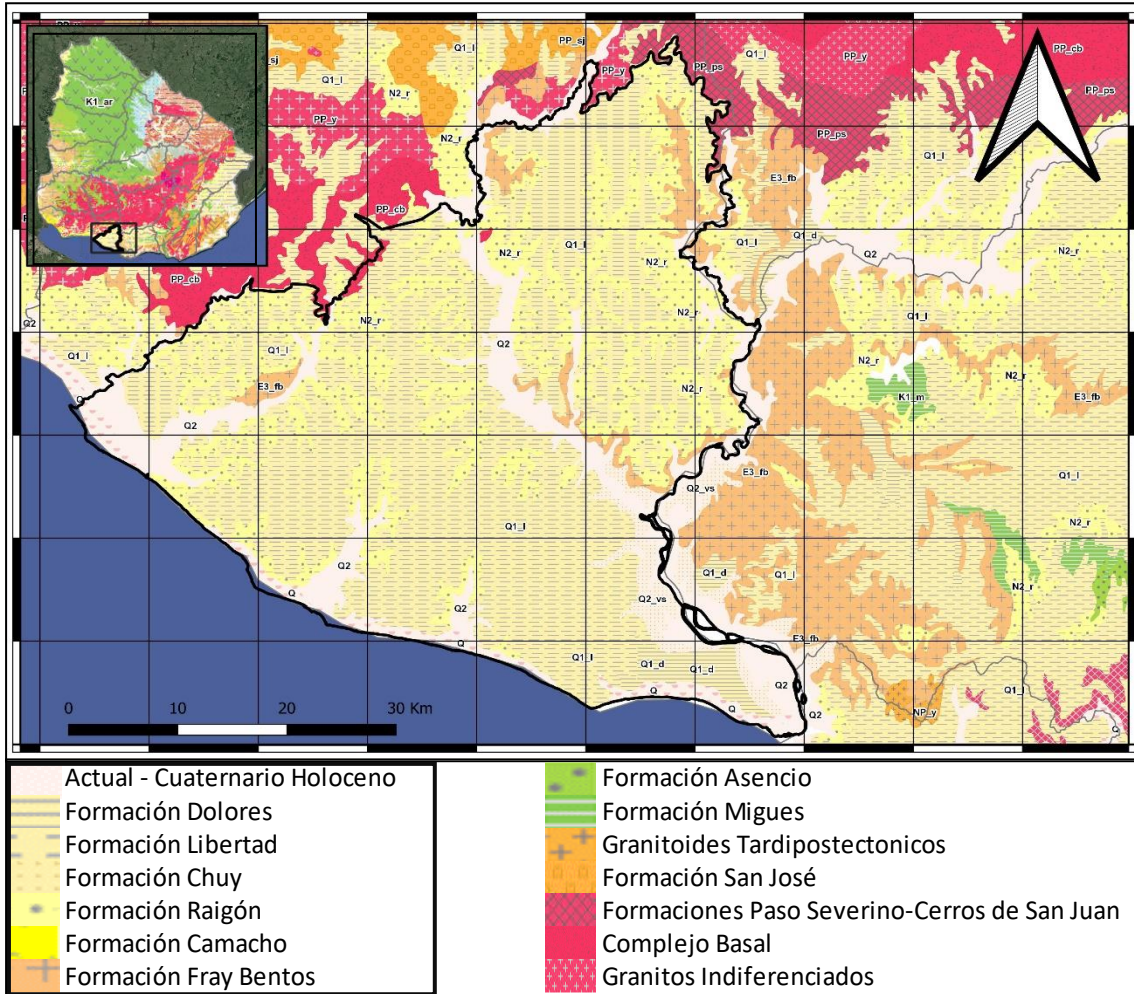


Figura 4: Sector Sur de Carta Geológica del Uruguay, escala 1:500.000 (Preciozzi et al., 1985)
Tomado de Visualizador de DINAMIGE.

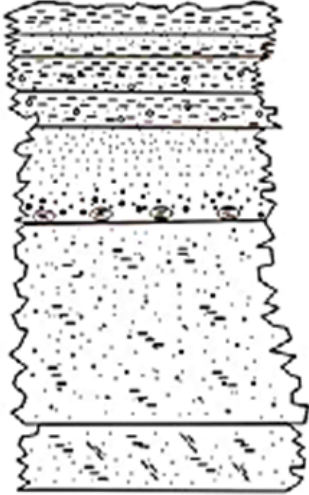
CRONOLOGÍA					LITOESTRATIGRAFÍA	
EÓN	ERA	PERIODO	ÉPOCA	EDAD Ma	UNIDADES	LITOLOGÍA
FANEROZOICO	CENOZOICO	CUATERNARIO	HOLOCENO	1.75	Actual Fm Villa Serrano	
			PLEISTOCENO		Fm Dolores Fm Libertad	
		NEÓGENO	PLIOCENO	5.30	Fm Raigón	
			MIOCENO		Fm Camacho	
		PALEÓGENO	OLIGOCENO	23.5	Fm Fray Bentes	
			EOCENO			
			PALEOCENO	53		
				65		

Figura 5: Columna estratigráfica tipo del área de estudio. Tomada de Postiglione et al. (2009).

4.2 Hidrogeología e Hidrogeoquímica

De acuerdo con la Carta Hidrogeológica del Uruguay a escala 1:2.000.000, el territorio se divide en tres Provincias Hidrogeológicas: Provincia Hidrogeológica Paranaense, Provincia Hidrogeológica Meridional y Provincia Hidrogeológica Costera (Heinzen et al., 1986).

La Provincia Hidrogeológica Costera está integrada fundamentalmente por la Cuenca Santa Lucía y la Cuenca Laguna Merín; además de los sedimentos costeros propiamente dichos. Se incluyen acuíferos constituidos por formaciones geológicas desde cretácicas a cenozoicas, siendo el Sistema Acuífero Raigón uno de los de mayor importancia.

De acuerdo con la Carta Hidrogeológica del Uruguay a escala 1:1.000.000, (2003), (Figura 6), el territorio se puede dividir en: acuíferos en sedimentos consolidados y no consolidados con porosidad intersticial y alta o media posibilidad para agua subterránea, acuíferos en sedimentos consolidados y no consolidados con porosidad intersticial y baja posibilidad para agua subterránea, acuíferos en rocas con porosidad por fracturas y/o niveles de alteración o disolución cárstica con alta a media posibilidad para agua subterránea, acuíferos en rocas con porosidad intersticial o por fracturas de limitada amplitud con baja posibilidad para agua subterránea, y acuíferos prácticamente improductivos en rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias pelíticas.

De acuerdo con esta carta, la unidad hidrogeológica Raigón (Tr), se desarrolla principalmente en el sur del departamento de San José. Son arenas medias a gruesas, presentando ocasionalmente niveles gravillosos, en los que se intercalan niveles arcillosos. Según la consultora Ing. Carballo - INYPSA (1995), se define como un sistema multicapa variando de libre a confinado.



Figura 6: Mapa Hidrogeológico a escala 1:1.000.000 (DINAMIGE, 2003). El recuadro negro en la figura indica el área de estudio.

El Sistema Acuífero Raigón, constituye un acuífero sumamente importante debido a que representa la mayor reserva de agua subterránea del sur del país. Está estructurado como un conjunto sedimentario de edades Terciario-Cuaternario dispuestas en la cima del sector occidental de la cuenca Santa Lucía. El modelo hidrogeológico conceptual aceptado para este acuífero consiste en un acuífero multicapa o al menos de dos capas. Las Formaciones Camacho (Mioceno superior) y Fray Bentos (Oligoceno superior a Mioceno

superior) conforman la base del acuífero: la primera en la parte sur y la segunda en la parte norte, y la Formación Libertad constituye en gran parte del área el techo del acuífero.

Según De los Santos et al. (2019), en el sur del Departamento de San José, la continuidad de los estratos, la potencia y la conductividad hidráulica de la unidad, sumado a la existencia de una recarga importante y a límites físicos bien definidos, constituyen las condiciones para el desarrollo del acuífero.

El comportamiento hidrogeológico del Acuífero Raigón es asimilable al de un acuífero semiconfinado. Los caudales de las perforaciones que lo captan son en general mayores a 20 m³/h y alcanzan ocasionalmente valores mayores a los 30 m³/h, las profundidades varían entre 30 y 40 m, la transmisividad varía entre 300 a más de 600 m²/día, y los coeficientes de almacenamiento son del orden de 2x10⁻⁴ a 3x10⁻² (Montaño et al., 2006).

Desde el punto de vista conceptual, este es el acuífero más estudiado, conocido y utilizado del país. Pese a ello, no se cuenta en la actualidad con información publicada que permita monitorear la calidad del agua subterránea en pozos de establecimientos agropecuarios y determinar posibles fuentes de contaminación.

En este acuífero se han desarrollado numerosos estudios de carácter hidrogeológico, definiendo modelos conceptuales y numéricos para formular diferentes planes de gestión del recurso. Si bien, existen trabajos en los cuales se han determinado las concentraciones de nitratos en el acuífero, no se han encontrado estudios enfocados en determinar la contaminación del agua subterránea por nitratos como consecuencia de la actividad agropecuaria. Los antecedentes más importantes en este sistema acuífero corresponden a Bedmar et al. (2001), Postiglione et al. (2009) y De los Santos et al. (2019).

En el trabajo de Bedmar et al. (2001) se analizaron en una primera instancia 21 muestras de agua tomadas de diversos pozos del acuífero. En principio

analizaron los componentes considerados como mayoritarios, el pH y la conductividad eléctrica. Los autores destacan que en la mayoría de los pozos se observaron elevadas concentraciones de nitrato, asociando estas concentraciones como consecuencia de la actividad agropecuaria que se desarrolla en la zona.

Postiglione et al. (2009) analizaron entre otros parámetros, el contenido de nitratos en una red de monitoreo de 25 perforaciones. En 8 de estas se observaron valores de concentración de nitratos mayores a 45 mg/L. En dicho trabajo, se realizaron varias campañas de muestreo, lo que permitió observar la evolución en el tiempo de la concentración de nitratos en los pozos. En algunos casos observaron una marcada involución por el aumento de la concentración, lo que según los autores refleja la permanencia de la fuente de contaminación. Por otro lado, seleccionaron las 6 perforaciones con mayor contenido de nitratos en la red para realizar análisis isotópicos. Estos análisis consistieron en la determinación de los valores de ^{15}N y ^{18}O de los nitratos y permitieron identificar las fuentes potenciales de aporte de nitrato. Como resultado, obtuvieron que en todos los casos la procedencia era de origen antropogénico, producto de las actividades agropecuarias y/o de las poblaciones de la zona. Los autores concluyeron que la existencia de muestras con concentraciones elevadas de nitratos constituye una clara evidencia de procesos de contaminación, los cuales deben ser estudiados para encontrar alternativas de mitigación y prevención de la contaminación.

De los Santos et al. (2019) utilizaron la información obtenida de 40 análisis de agua efectuados e información de análisis realizados por OSE para desarrollar un modelo de transporte de contaminantes aplicado al ion nitrato en el acuífero. Para el desarrollo del modelo sólo consideraron los valores representativos de la calidad de agua del acuífero, descartando valores anómalos que mostraban una clara incidencia de fuentes puntuales de contaminación. La menor concentración de nitratos determinada en los pozos utilizados para la

modelación fue de 11 mg/L, mientras que la mayor concentración determinada fue de 36 mg/L. Los autores destacan que para representar correctamente el efecto de fuentes puntuales de contaminación y sus efectos sobre perforaciones concretas, se deberían desarrollar modelos anidados de menor escala y de mayor resolución. Por otro lado, también en el marco del trabajo de De los Santos et al. (2019), se elaboró un mapa general de calidad del agua donde se detallan las concentraciones de nitratos, sulfatos, arsénico y el valor de RAS para riego agrícola. A su vez, se elaboró un mapa detallado a escala 1:400.000, donde se representan las concentraciones de nitratos en el acuífero (Figura 7). Los autores no observaron que el agua del Sistema Acuífero Raigón muestre evidencias claras de contaminación por efectos antrópicos a escala regional, pero si se observan en algunas zonas puntuales concentraciones iónicas elevadas de sulfatos, cloruros y nitratos, que podrían explicarse por la existencia de actividades agropecuarias y fuentes puntuales de contaminación.

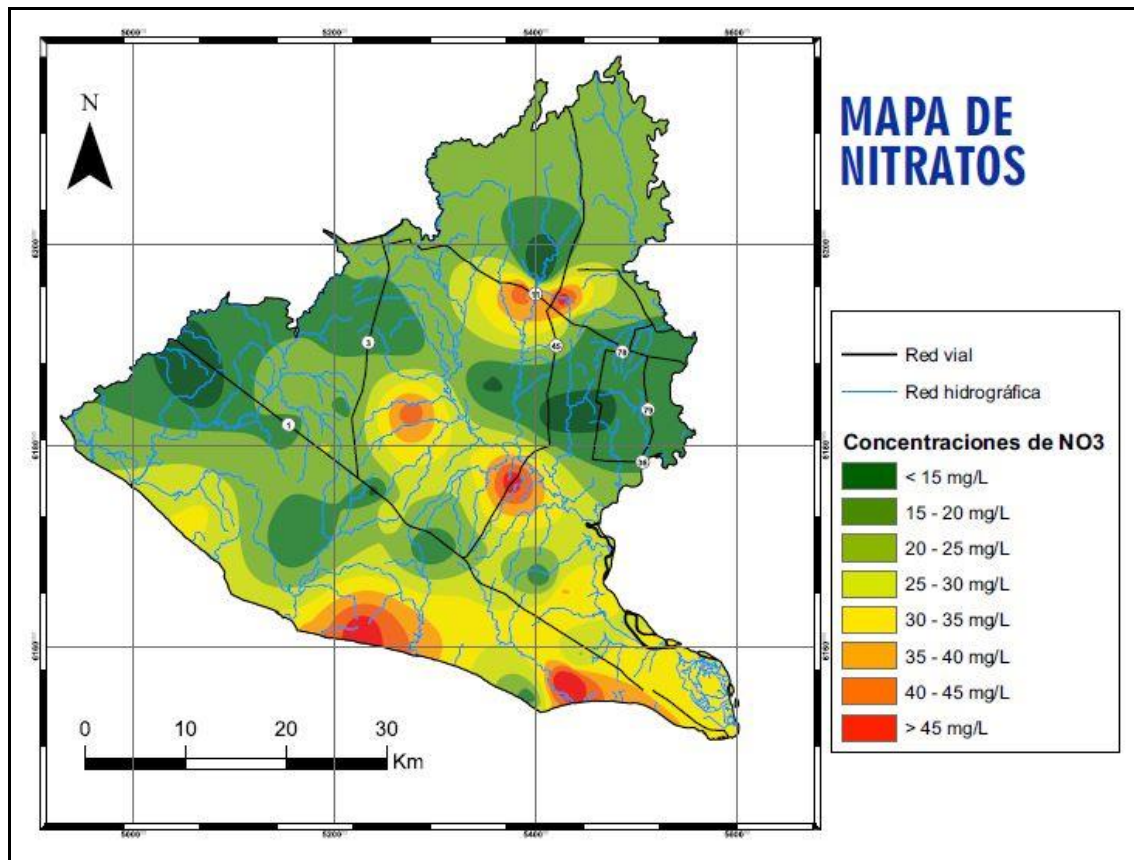


Figura 7: Mapa de nitratos (De los Santos et al., 2019).

4.3 Manejo de los efluentes

En los establecimientos lecheros, los principales riesgos asociados a la calidad de las aguas tanto superficiales como subterráneas se refieren a la contaminación debida a un manejo no adecuado del estiércol y de los efluentes generados en el tambo, así como la contaminación debida al incorrecto manejo de fertilizantes y plaguicidas entre otros.

El efluente de tambo se define como una mezcla de agua, bosta y orina que incluye varios componentes agregados como ser barro, arena, gravas, granos sin digerir, restos de pasto y cuerpos extraños. Su composición puede variar de forma muy significativa en función del clima, y de otros factores como infraestructura, dieta y prácticas de lavado (Giménez y Oleggini, 2018).

El principal objetivo de la gestión de los efluentes es evitar que su vertido cause impactos ambientales adversos sobre la calidad del agua superficial, subterránea y suelos. El marco reglamentario para este aspecto es el Decreto 253/79, el cual incluye los estándares de vertido a cuerpos de agua y a terreno (Correa et al., 2016).

Actualmente, se prioriza la aplicación de los efluentes a terreno por encima del vertido a cuerpos de agua, debido al nivel de exigencia de los estándares establecidos en la normativa para el vertido. A su vez, la aplicación de los efluentes a terreno en condiciones controladas permite valorizar la materia orgánica y los nutrientes que contiene, redundando en un ahorro de fertilizantes químicos. Para determinar el área en el cual se deben aplicar los efluentes, es necesario realizar un balance de nutrientes.

El balance de nutrientes se define como la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y que salen de un sistema definido en el espacio y en el tiempo. Los nutrientes que ingresan al sistema vía fertilizantes químicos, raciones, forrajes, animales y atmosféricos son considerados como entrada, mientras que las salidas se producen a través de los granos, las semillas, los forrajes cosechados y los productos animales (leche, carne, lana, etc.). En estos procesos también se generan pérdidas de nutrientes por erosión, lixiviación, volatilización y transferencia a lugares improductivos. Para realizar el balance de nitrógeno en un tambo (Figura 8), se debe determinar la carga de aporte del estiércol y la orina en las instalaciones considerando el manejo de efluentes que se realiza, y, por otro lado, se debe evaluar el nitrógeno requerido por el cultivo. En consecuencia y de manera simplificada, a partir de igualar las cargas de retorno al terreno y las cargas necesarias por el cultivo surge el área necesaria para realizar la aplicación de los efluentes (Correa et al., 2016).

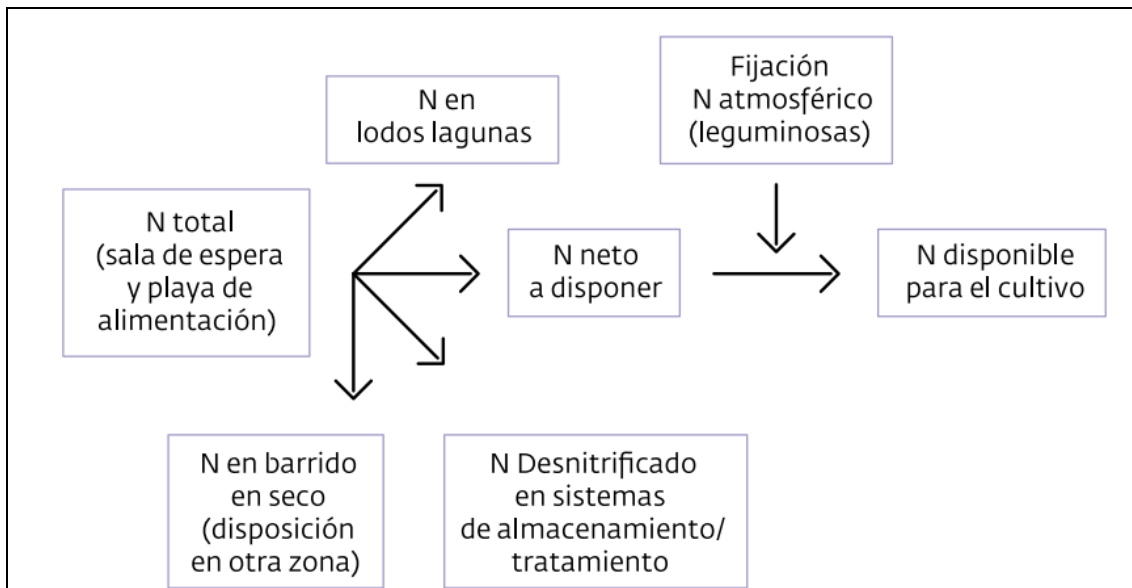


Figura 8: Balance de nitrógeno (N) en los tambos (Correa et al., 2016).

4.3.1 Nitratos en el agua subterránea

Los nitratos pueden incorporarse al sistema de flujo de agua subterránea a través de fuentes directas o de procesos de conversión que se producen durante el transporte en el suelo y en la zona no saturada. Se denomina fuente directa cuando el nitrato ya ingresa al sistema en forma de nitrato, ya sea en residuos o fertilizantes aplicados en la superficie terrestre. Por otro lado, existe una serie de procesos que pueden convertir tanto al nitrógeno orgánico como al amonio que se producen naturalmente o se introducen en la zona del suelo por actividades antropogénicas en nitrato. Estos procesos son conocidos como amonificación y nitrificación. Amonificación es el proceso por el cual el nitrógeno orgánico es convertido a amonio, mientras que nitrificación es el proceso por el cual el amonio es convertido a nitrato por oxidación. Tanto la amonificación como la nitrificación son procesos que normalmente ocurren por encima de la napa freática, donde la materia orgánica y el oxígeno son abundantes (Figuras 9 y 10) (Freeze y Cherry, 1979).

Por otro lado, existe un proceso denominado desnitrificación en el cual el nitrato (NO_3^-) puede pasar a nitrógeno gas (N_2) y óxido nitroso (N_2O). Dada una

fuelle de materia orgánica y abundante NO_3^- , los sistemas bacterianos en el suelo son capaces de desnitrificar grandes cantidades de NO_3^- . Sin embargo, este proceso es poco conocido en la zona de agua subterránea, en la cual, la falta de materia orgánica podría inhibir el crecimiento de bacterias desnitrificantes, lo que limitaría la tasa de desnitrificación. Desde el punto de vista de la calidad del agua, este, es un proceso deseable en las aguas subterráneas, debido a que el incremento de las concentraciones disueltas de N_2 y N_2O no es dañino. A su vez, si el agua se desplaza hacia la zona vadosa, una porción de estos productos podría ser perdida por desgasificación del aire contenido en el suelo (Freeze y Cherry, 1979).

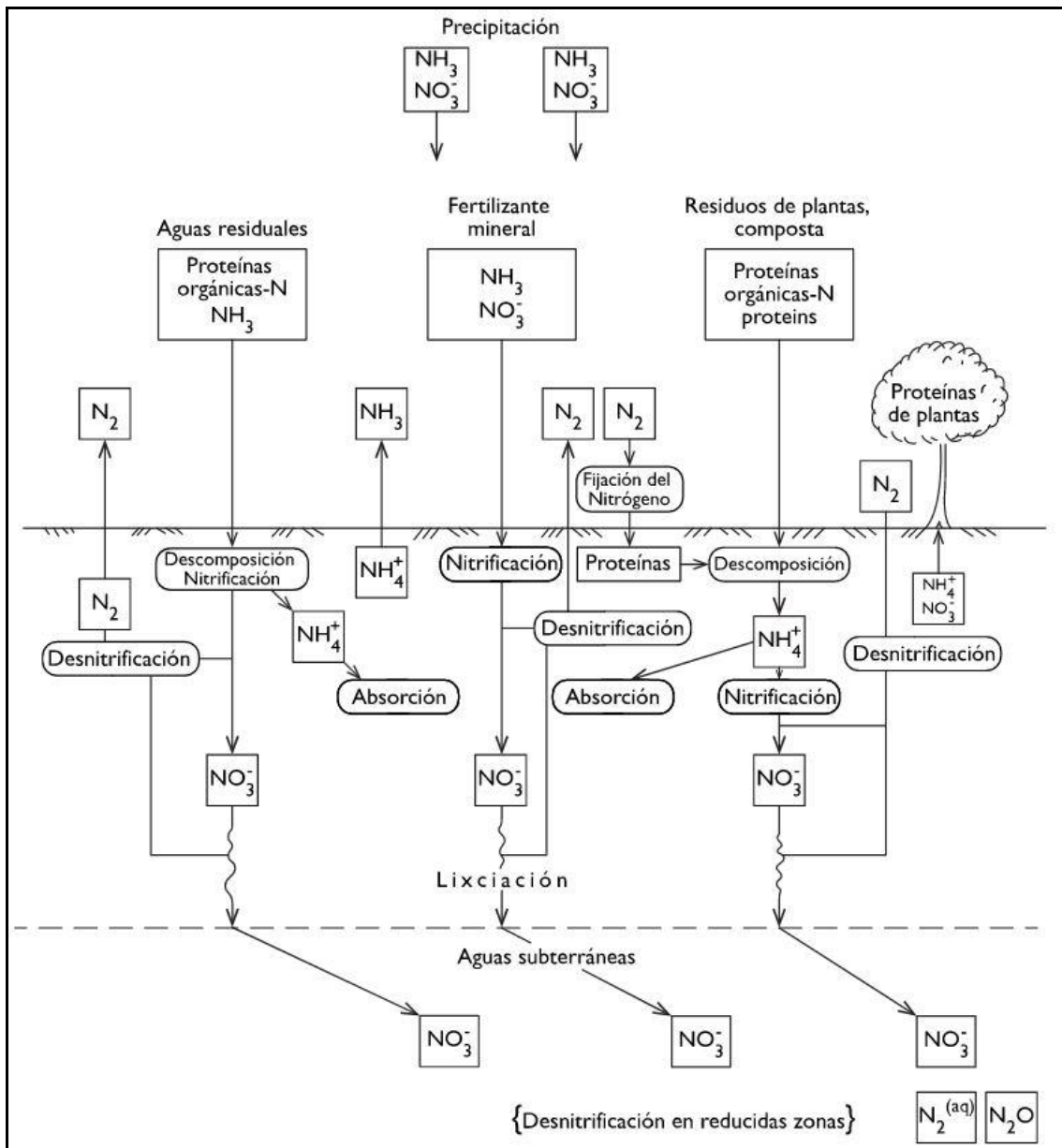


Figura 9: Fuentes y vías de entrada del nitrógeno en el subsuelo (Freeze y Cherry, 1979).

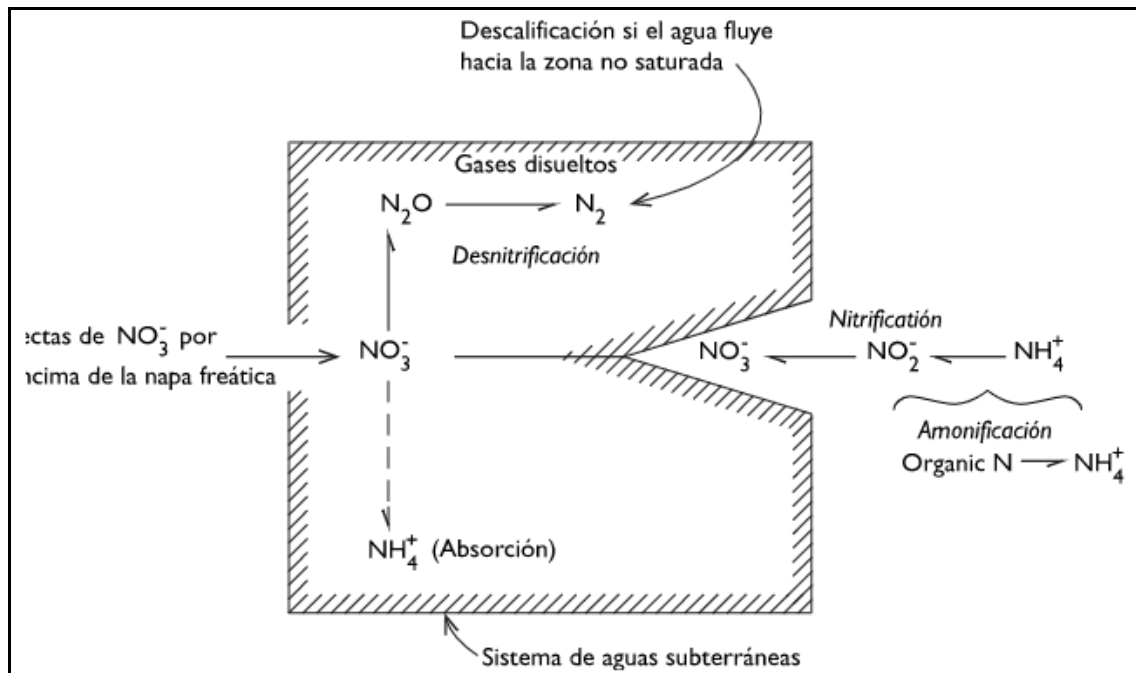


Figura 10: Entradas y transformaciones del nitrógeno en el sistema de agua subterránea (Freeze y Cherry, 1979).

4.3.2 Impacto a la salud humana y animal

La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos es una preocupación a nivel mundial, que ha ido tomando mayor importancia en el último tiempo.

Con el objetivo de proteger la salud pública, la Organización Mundial de la Salud (OMS) proporciona recomendaciones para gestionar el riesgo de los peligros que pueden comprometer la seguridad del agua de consumo humano. La OMS define en su *Guía para la calidad del agua de consumo humano* (OMS, 2018), valores de referencia para comparar los resultados de los análisis y evaluar la idoneidad de la calidad química del agua de consumo humano. Define valor de referencia como la concentración de un componente que no ocasiona un riesgo para la salud superior al tolerable cuando se consume durante toda una vida. Estos valores de referencia se encuentran justificados y respaldados desde el punto de vista científico, como, por ejemplo, por estudios epidemiológicos. En el caso del ion nitrato, el valor de referencia establecido por la OMS es 50 mg/L (11,3 mg N/L) y se define para proteger la subpoblación

más sensible, en este caso, los lactantes alimentados con biberón (OMS, 2018). Este valor se basa en la ausencia de efectos adversos para la salud con concentraciones menores.

Por otro lado, vale destacar, que, si bien existen numerosos estudios epidemiológicos que han investigado la relación entre la exposición a nitratos o nitritos en el agua potable y la ocurrencia de cáncer, en esta guía se menciona que el peso de la evidencia no apoya la asociación entre el cáncer y la exposición a estos.

La OMS hace referencia a que el nitrato puede llegar a las aguas subterráneas debido a la actividad agrícola (incluida la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados inorgánicos y estiércol), a la disposición de aguas residuales y a la oxidación de desechos nitrogenados en excretas humanas y de animales (OMS, 2018). A su vez, señala que, en el caso de las aguas subterráneas, la prevención es la manera más adecuada de controlar las concentraciones de nitratos y evitar la contaminación. Esto puede incluir, por ejemplo, la gestión adecuada de prácticas agrícolas, como el manejo de fertilizantes, la aplicación y el almacenamiento del estiércol animal.

En Argentina, Herrero et al. (2000) evaluaron 1085 pozos en 63 partidos de la provincia de Buenos Aires que se usaban como abastecimiento para la población rural dispersa y para las actividades agropecuarias predominantes. El objetivo de dicho trabajo fue conocer el contenido de nitratos presente en el agua subterránea, establecer su aptitud para consumo humano y animal, y determinar los factores de riesgo de contaminación involucrados. Para determinar la aptitud del agua para consumo de animales, los autores consideraron los siguientes rangos de concentración de nitratos: 46 a 250 mg/L, produciendo probables trastornos en guacheras; 250 a 499 mg/L pudiendo ocasionar riesgos durante largos períodos de consumo, provocando mayor número de servicios por preñez; y desde 500 mg/L donde no se

recomienda su utilización por problemas de intoxicación aguda, estos valores fueron propuestos por Herrero (1996).

Por otro lado, para establecer la aptitud del agua para consumo humano en función del contenido de nitratos, consideraron como valor límite 45 mg/L, valor establecido por De la Canal (1994). Los autores observaron altos valores de contaminación en un elevado porcentaje de muestras, determinando la falta de aptitud tanto para consumo animal como humano en numerosos pozos. A su vez, pudieron determinar la presencia cercana a los pozos de diversas causas que podrían incidir en los resultados obtenidos, como, por ejemplo: pozos sépticos, corrales de animales y lotes fertilizados. Debido a la importancia del agua en la salud animal y humana, los autores recomiendan considerar el número y las características de las posibles fuentes de contaminación, para lograr determinar el origen y poder realizar una adecuada prevención.

También en Argentina, Herrero et al. (2002) evaluaron la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua subterránea utilizada para bebida de animales y consumo humano en 61 tambos localizados en la cuenca lechera de Abasto Sur de la provincia de Buenos Aires. Para conocer los aspectos relativos al uso del agua, los autores realizaron una encuesta a cada productor. Los resultados obtenidos, mostraron que el valor promedio de nitratos se encontraba entre 37 y 49 mg/L, valores que no presentan un riesgo para la salud animal. Sin embargo, hallaron diferencias en función de la zona de estudio, en la zona sur hallaron perforaciones con elevadas concentraciones (valores máximos de 137 mg/L), donde un 38 % excedía el valor límite (45 mg/L) para consumo humano. En la zona norte, el 20 % de las muestras excedió este valor límite. Por otro lado, la encuesta reveló que un 48 % de las perforaciones presentaba deficiencias en su construcción y mantenimiento, lo cual podría favorecer la contaminación del agua subterránea.

En Uruguay, no se han encontrado antecedentes de trabajos publicados en los que se haya evaluado la aptitud del agua subterránea para consumo humano y

animal en establecimientos lecheros en función del contenido de nitratos. No obstante, existen algunos casos de estudios publicados en los que se determina la contaminación del agua subterránea por nitratos en áreas con importante actividad agropecuaria.

Perdomo et al. (2001) evaluaron la importancia de la contaminación de aguas con nitratos y coliformes en zonas con importante actividad agrícola del sudoeste de Uruguay e identificaron las posibles fuentes de contaminación. En ese trabajo, se tomaron 355 muestras de aguas subterráneas en pozos ubicados a diferentes distancias de áreas de concentración humana y/o animal. A su vez, elaboraron un cuestionario para recolectar información sobre las principales características de los pozos, como, profundidad, año y tipo de construcción, y distancia a posibles fuentes de contaminación. Los resultados presentaron una importante variación en la concentración de NO_3^- . El 76 % del total de los pozos contenían concentraciones de NO_3^- inferiores a 10 mg N/L, y el 24 % de los pozos contenía niveles de NO_3^- no aceptables para el consumo humano. Los autores lograron identificar que los mayores niveles de contaminación por NO_3^- fueron encontrados en los pozos más utilizados para el consumo humano, y que la fuente de contaminación sería local, asociada a la presencia de cámaras sépticas, lugares de acumulación de residuos o de concentración animal, y no a la actividad agrícola. Por lo tanto, recomiendan que cuando sea necesaria la construcción de nuevas perforaciones para consumo humano, se considere y respete las distancias a posibles fuentes de contaminación, e impedir la concentración de animales en las cercanías.

El antecedente más importante de evaluación de la calidad del agua subterránea en establecimientos lecheros en Uruguay ha sido el trabajo presentado en el del 7^{mo} congreso de Medio Ambiente. Arocena et al. (2012) evaluaron el impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua en la cuenca de Paso Severino. En este trabajo se seleccionaron 10 microcuencas, en las cuales, entre otros aspectos se analizó la calidad del

agua subterránea en los pozos. También se realizó una encuesta para conocer la forma de producción y el manejo de los efluentes en cada establecimiento. Los autores señalan que uno de los principales problemas de la producción lechera es la alta concentración y volumen de residuos orgánicos de difícil manejo, observaron que en la mayoría de los establecimientos aún no se había logrado un manejo satisfactorio de los efluentes generados, aspecto que podría afectar la calidad del agua subterránea. Los resultados de los análisis del agua subterránea mostraron que el nitrato excedió el estándar para consumo humano (10 mg N/L) en 7 de las 10 cuencas estudiadas. Estos resultados coinciden con lo reportado por Perdomo et al. (2001), donde el origen se adjudicaba a las salas de ordeño o corrales de producción animal intensiva.

5 Materiales y Métodos

Para el cumplimiento de los objetivos planteados se realizaron trabajos tanto a nivel de gabinete como de campo. A continuación, se detalla el plan de trabajo con sus respectivas fases.

5.1 Gabinete I

Para el trabajo de gabinete, se realizó una revisión bibliográfica de antecedentes geológicos e hidrogeológicos en el área de estudio. Además, se recopilaron y analizaron datos e información disponible por parte de diferentes instituciones, proyectos y programas, como, por ejemplo, Obras Sanitarias del Estado (OSE), Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA), Dirección Nacional de Minería y Geología (DINAMIGE), Proyecto Producción Responsable (PPR) y Programa de Manejo de Recursos Naturales (PRENADER).

A partir de la base de datos recolectada y considerando los objetivos planteados, se definió una red de muestreo compuesta por 68 pozos de agua subterránea, de los cuales 53 abastecen a 38 establecimientos lecheros, y 15 se encuentran ubicados en 12 establecimientos que no se dedican a la producción de leche (Figura 11).

En gabinete y previo a las salidas de campo, se procedió a la calibración de dos sondas multiparamétricas portátiles marca Hanna, modelo HI9829 para mediciones fisicoquímicas del agua subterránea (Figura 12A). Los parámetros pH, conductividad eléctrica, potencial redox y sensor de nitratos se calibraron a partir de sus correspondientes soluciones de calibración. La utilización de dos sondas se debe a que el electrodo selectivo de ion de nitrato ocupa el mismo lugar que el electrodo de pH. Por lo tanto, para agilizar el trabajo de campo y evitar el cambio continuo de electrodos, tarea engorrosa y que consume mucho tiempo, y considerando, además, que se contaba con dos sondas, se decidió utilizar ambas.

Con respecto al electrodo selectivo, es un sensor combinado de membrana líquida que detecta el nitrógeno-nitrato en muestras de agua. El sensor emplea una membrana polimérica de ionóforo en el interior de un cabezal de PVC y un electrodo de referencia de unión doble de plata/cloruro de plata con electrolito gel. Aunque todas las formas del nitrógeno, incluyendo el gas nitrógeno (N_2), son interconvertibles dentro del ciclo del nitrógeno como una función del estado de oxidación, el sensor de nitrato solo detecta la forma ionizada. Este sensor está indicado para medidas entre 0.62 y 200 mg/L NO_3^- -N, equivalente a 2.74 y 885.6 mg/L de NO_3^- .

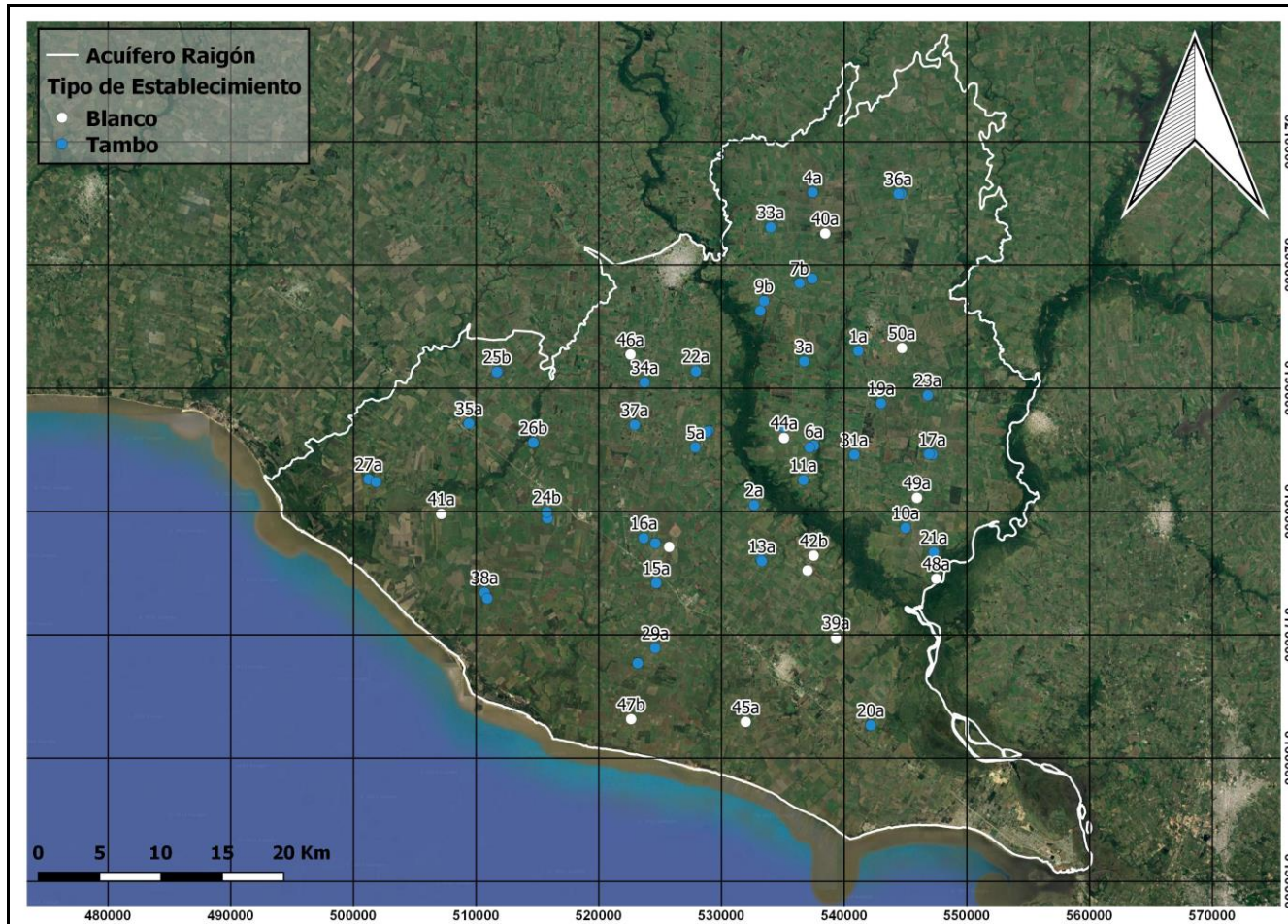


Figura 11: Red de muestreo.

5.2 Campo

La etapa de campo se desarrolló durante la estación de verano, y consistió en el relevamiento de los establecimientos y censo de pozos. En total, se realizaron 6 salidas de campo, las primeras 3 se realizaron durante el mes de diciembre del 2020 y las 3 restantes se realizaron en enero del año 2021.

La información sobre el manejo del agua subterránea, manejo de los efluentes, distancia a posibles fuentes de contaminación (lagunas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes, pozos negros, corrales de espera y zonas de acumulación de estiércol) y características constructivas e hidráulicas de los pozos, se adquirió en campo, a través de observaciones *in situ* y/o de una encuesta realizada al propio usuario.

En campo y directamente del pozo, se midieron la profundidad y el nivel estático (utilizando sonda numerada para medir profundidad de agua). En la misma instancia se midieron *in situ* los parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox y la concentración de nitratos del agua subterránea) utilizando las sondas mencionadas anteriormente (Figura 12B).

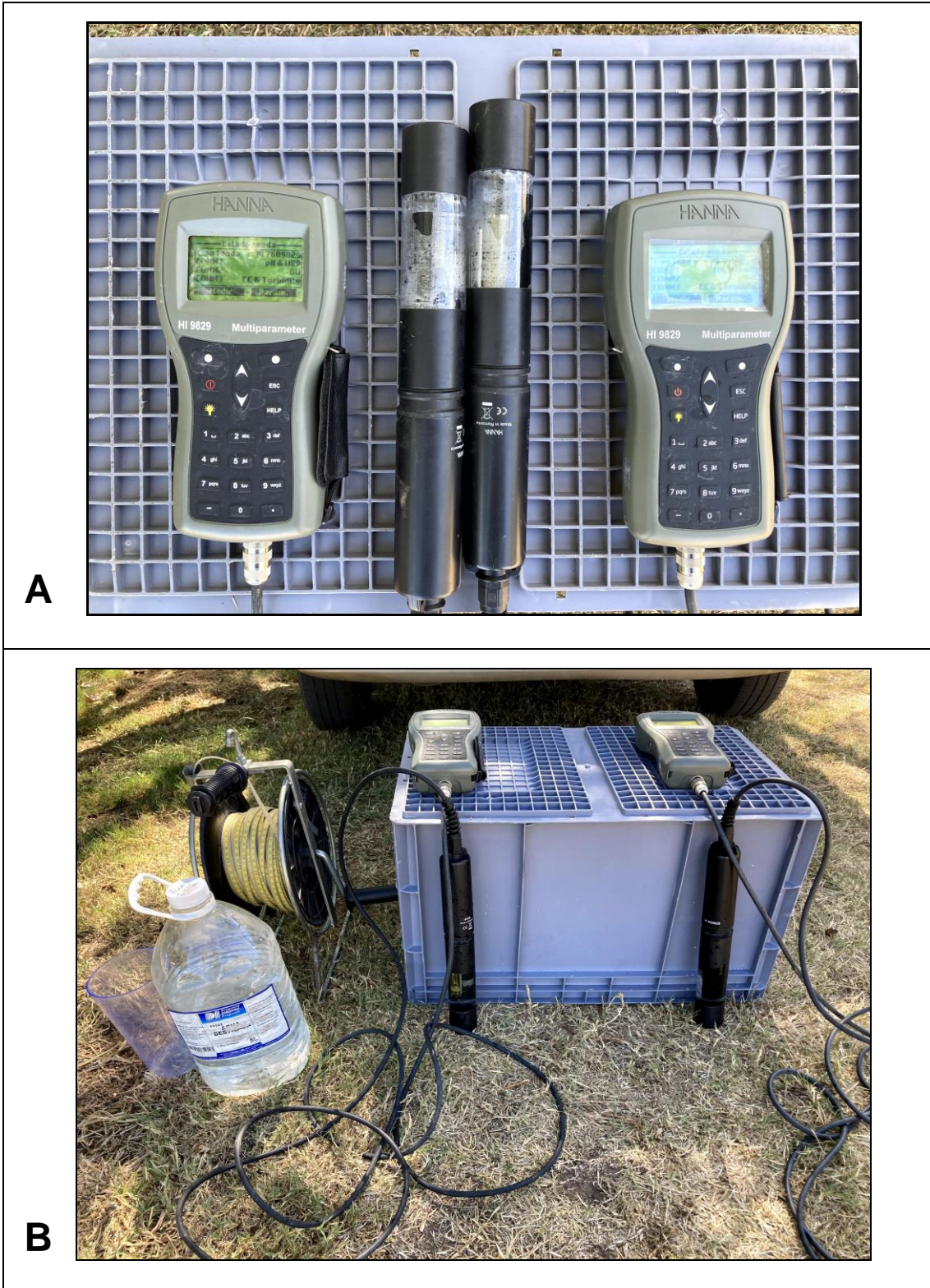


Figura 12: A: Sondas multiparamétricas marca Hanna, modelo HI9829. B: Mediciones en campo de los parámetros fisicoquímicos.

5.3 Gabinete II

Para analizar la información obtenida, correlacionar las concentraciones de nitratos con las características hidrogeológicas de la zona, determinar los factores que podrían favorecer la contaminación del agua subterránea en los pozos, elaborar un mapa piezométrico y los distintos mapas de isovalores, se utilizaron diversas herramientas de análisis estadístico, gráfico y espacial. Los principales software utilizados fueron QGIS 3.4.11 with GRASS 7.6.1, Surfer 22, Google Earth Pro y Microsoft Office.

Para determinar la aptitud del agua subterránea para consumo humano en función de las concentraciones de nitratos, se consideró el valor máximo permitido en agua potable, según la norma UNIT 833 (2008) que indica un valor de 50 mg/L y que es coincidente con las recomendaciones de las OMS (2018).

Para determinar la aptitud del agua subterránea para consumo animal, los resultados se evaluaron según los límites admitidos para agua de bebida en bovinos lecheros definidos por Herrero et al. (2000), los cuales definen los siguientes rangos de concentración de nitratos: inferior a 46 mg/L, entre 46 y 250 mg/L, entre 250 a 499 mg/L y superior a 500 mg/L.

Para determinar el impacto de la actividad lechera sobre la calidad del agua subterránea captada del pozo (concentraciones de nitratos), se consideró que la distancia entre el pozo y una posible fuente de contaminación debe cumplir con una distancia mínima de 50 metros de acuerdo con lo expresado en el Decreto 86 (2004) y Decreto 253 (1979). Esta distancia coincide con el parámetro utilizado por Perdomo et al. (2001), el cual clasificó como pozos lejanos a aquellos que se encontraban a más de 50 metros de una posible fuente de contaminación local, y pozos cercanos a aquellos que se encontraban a una distancia menor a 50 metros.

6 Resultados y discusión

6.1 Geología

La zona de estudio se caracteriza por tener una baja densidad de afloramientos siendo las barrancas en la costa del Río de la Plata, las canteras públicas y privadas en la zona, y las cunetas a lo largo de los caminos las principales exposiciones geológicas.

A continuación, se describen brevemente las formaciones geológicas encontradas en el área de estudio de la más reciente a la más antigua.

Formación Libertad

Si bien la Formación Libertad se encuentra ampliamente representada en el área de estudio, su densidad de afloramientos es relativamente baja. A pesar de esto, la unidad fue reconocida en el perfil de las barrancas, inmediatamente por debajo del suelo edáfico y por encima de la Formación Raigón. A su vez, se observaron diferentes afloramientos en cunetas a lo largo de los caminos, y también se reconocieron algunos paisajes geomorfológicos (lomadas) que son característicos de esta unidad. Las litologías predominantes observadas en esta unidad corresponden a sedimentos arcillosos y limo arcillosos con diferentes tonalidades de color marrón y abundante presencia de carbonato de calcio (Figura 13 A).

Formación Raigón

Esta unidad fue reconocida en el perfil de las barrancas, aflorando en superficie en un campo sobre un camino vecinal y en los entalles de los principales arroyos y ríos. En el perfil expuesto en la barranca, la unidad se encuentra representada por una arenisca fina a conglomerádica poco consolidada con estratificación cruzada y plano paralela de color gris amarillento, y presenta niveles conglomerádicos de 10 a 20 centímetros de espesor. Hacia la base de las barrancas y en la costa de la playa se observaron arcillas masivas de color verde grisáceo (Figura 13 A y B).

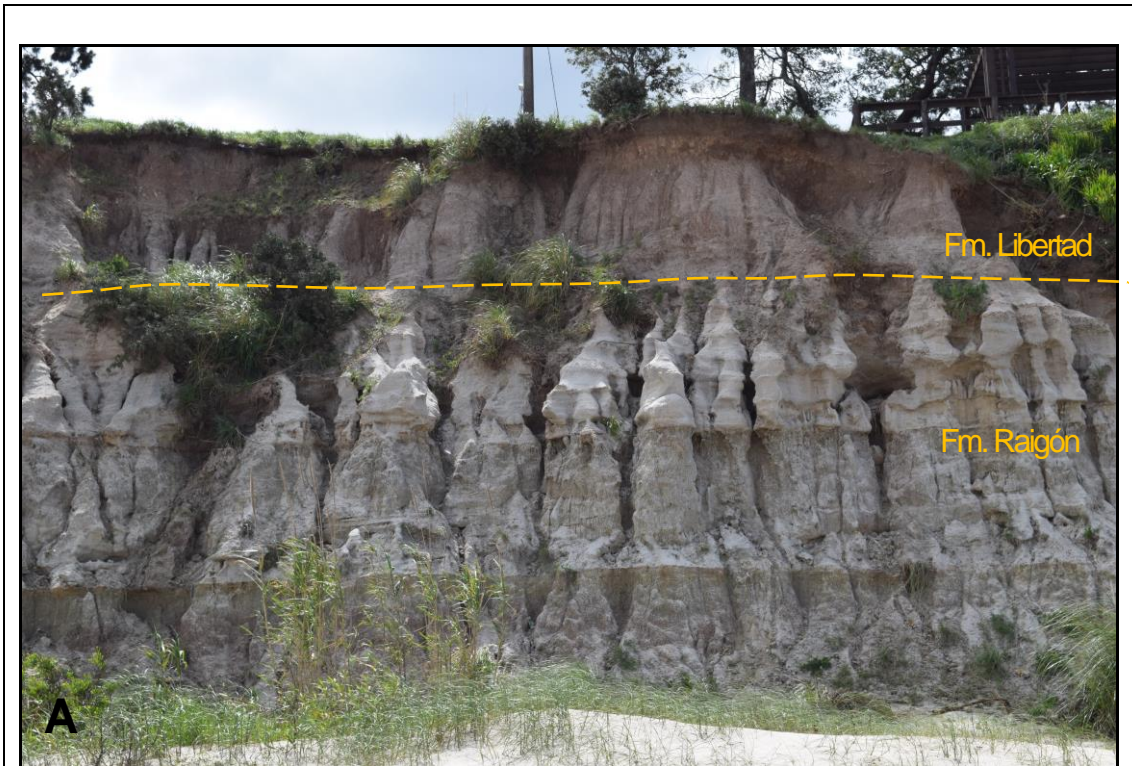


Figura 13: A: Perfil de barranca costera en Ordeig (X: 526794, Y: 6159556). B: Afloramiento de litologías asociadas a la Formación Raigón (X: 545993, Y: 6180590).

Si bien, en el marco de este proyecto no se realizaron perforaciones para investigar el subsuelo, se obtuvieron los perfiles constructivos y litológicos de algunas de las perforaciones relevadas. Estos perfiles describen la presencia de las formaciones anteriormente mencionadas con litologías y espesores variables. En algunos perfiles, únicamente se constatan litologías asociadas a la Formación Raigón, lo cual indicaría la ausencia de una cobertura por parte de la Formación Libertad. En la Figura 14 se muestra el perfil constructivo y la descripción litológica correspondiente a una de las perforaciones relevadas.

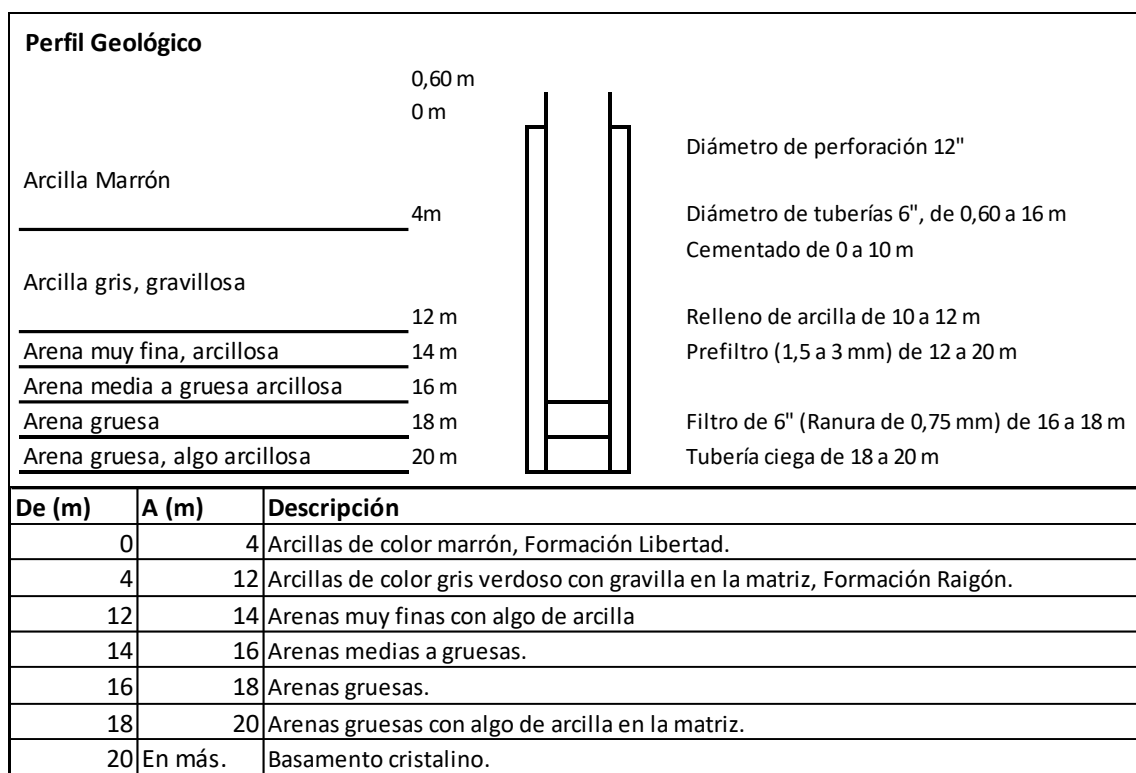


Figura 14: Perfil constructivo y descripción litológica de la perforación 26a.

6.2 Hidrogeología

De acuerdo con el análisis de los datos de gabinete y de campo, se reconoce como acuífero principal del área de estudio al Acuífero Raigón. Debido a que el Río San José genera discontinuidades espaciales de los sedimentos, lo cual, podría implicar una discontinuidad hidráulica, el acuífero se puede dividir en dos zonas, una al norte y otra al sur de dicho río.

De acuerdo con los perfiles de las perforaciones, el acuífero presenta dos niveles permeables, separados por un estrato arcilloso; con relación a esto, cuando se analiza la ubicación de los filtros en las perforaciones, se observa que, en la mayoría de los casos, se capta agua de ambos niveles.

Con respecto a la potencia total de los sedimentos que conforman el acuífero, se logró determinar a partir de los perfiles litológicos de las perforaciones que el espesor varía desde 5 hasta 35 metros.

Por otro lado, a partir de los perfiles litológicos de las perforaciones totalmente penetrantes, es decir, que alcanzan el piso del acuífero, se constató que este está conformado por las formaciones Camacho y Fray Bentos, en el sector sur y norte respectivamente. En cuanto al techo del acuífero, las formaciones Libertad y Dolores son las que cubren a los sedimentos más permeables de la Formación Raigón cuándo estos no se encuentran en superficie (Figura 15).

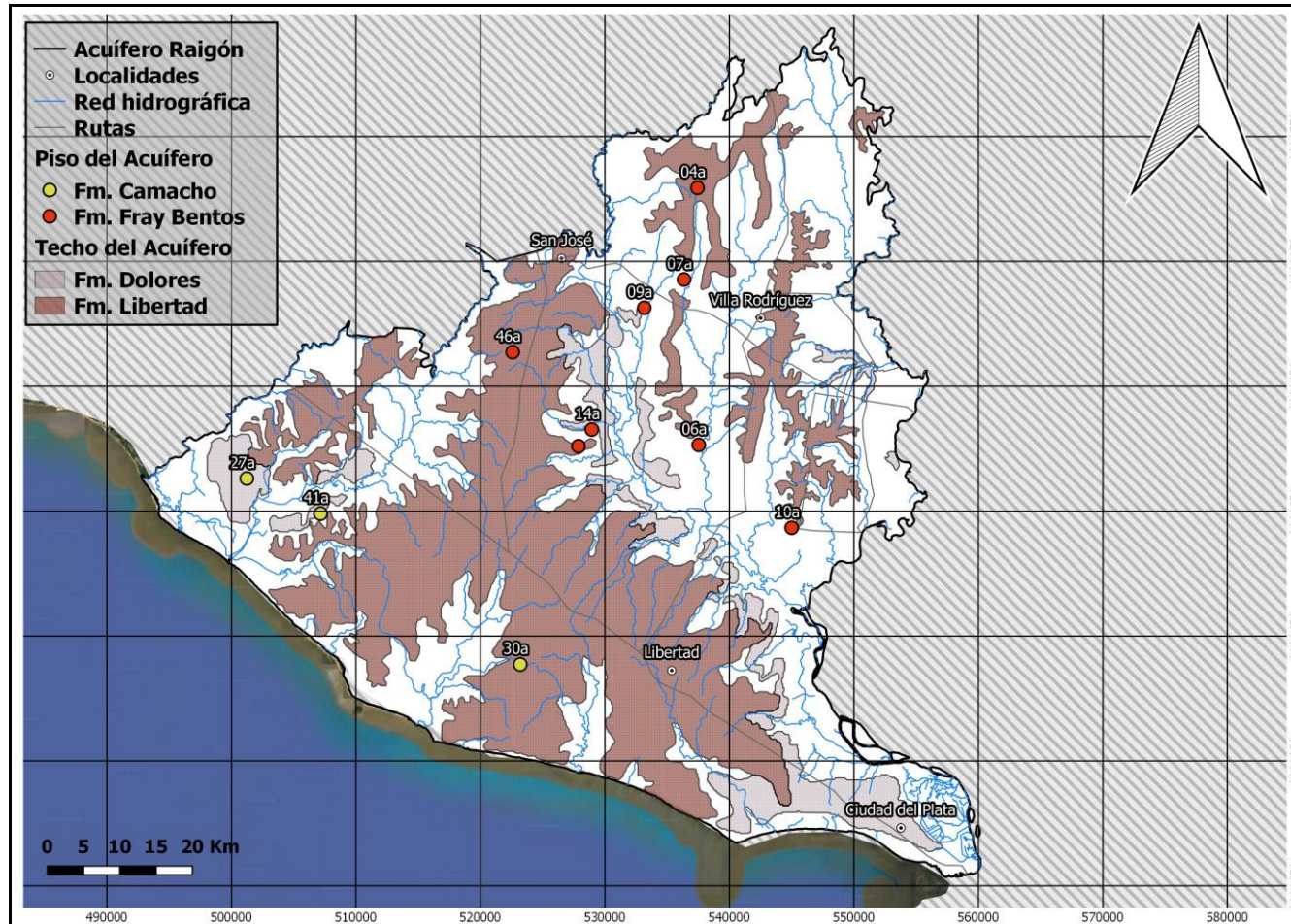


Figura 15: Piso del acuífero en pozos totalmente penetrantes, y techo del acuífero cuando existe cobertura.

Pozos y características constructivas

De acuerdo con el relevamiento de los pozos realizado en campo, se obtuvo que, del total de 68 pozos, son 66 los que estarían captando agua subterránea del Acuífero Raigón. De estos, 22 pozos se ubican en la porción de comportamiento libre y 44 pozos se ubican en el sector confinado, donde el acuífero Raigón está cubierto, principalmente por la Formación Libertad (Figura 16).

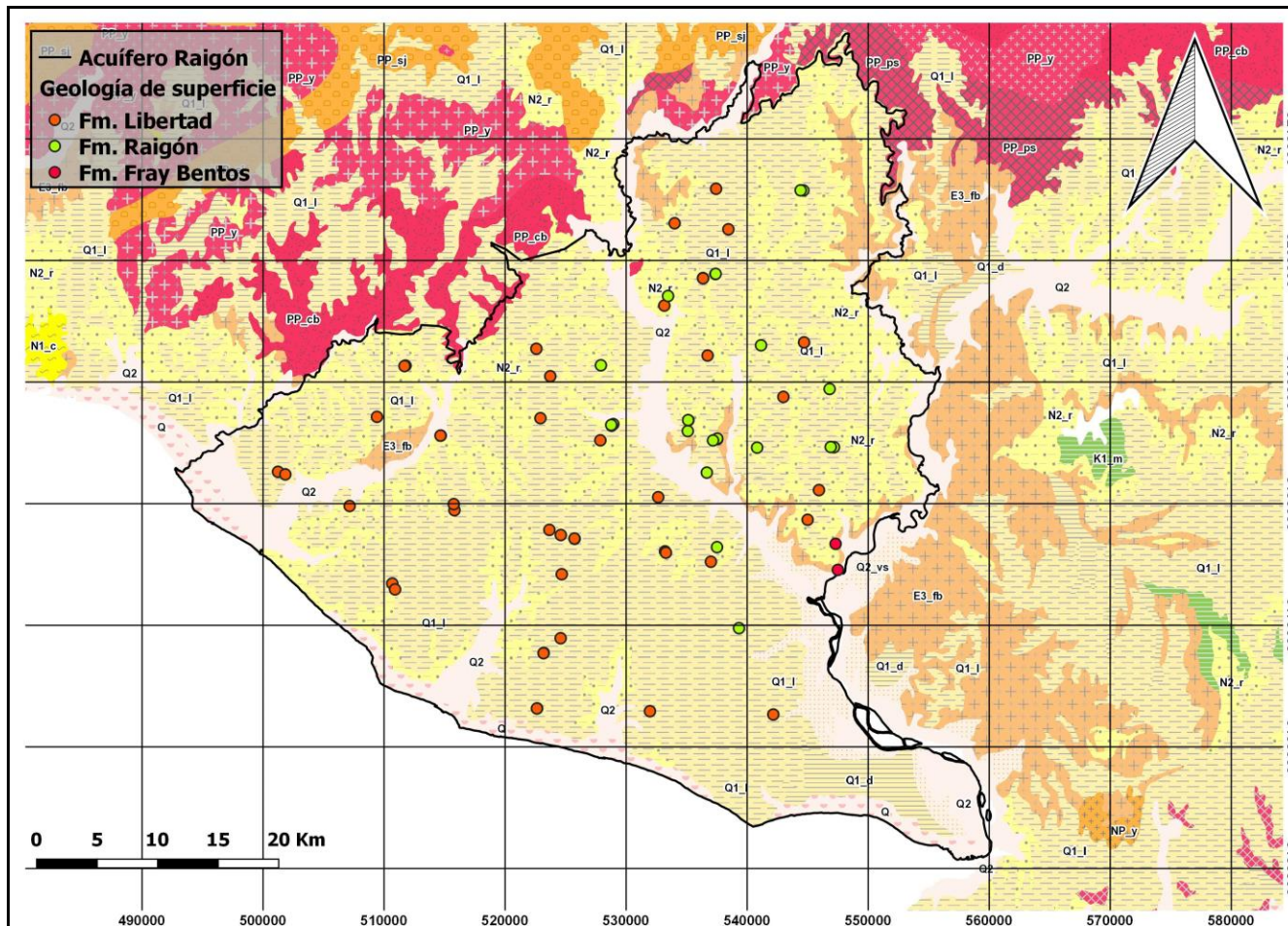


Figura 16: Pozos relevados y geología de superficie.

Tipo de pozos

Se realizó una clasificación según el método de construcción, clasificándose en pozos semisurgente, brocal y reperforado (pozos originalmente de tipo brocal que posteriormente fueron reperforados en su interior). De los 66 pozos que captan agua de este acuífero, se obtuvo que 45 son de tipo semisurgente (Figura 17B), 13 de tipo brocal (Figura 17A) y 8 de tipo reperforado.





Figura 17: A: Pozo 6b de tipo brocal. B: Pozo 47a de tipo semisurgente.

Profundidad

La profundidad de las perforaciones se obtuvo mediante medición *in situ*, en aquellos pozos donde no fue posible la obtención de la medida, se utilizó para el procesamiento de datos la profundidad indicada por el productor. Existe un número considerable de perforaciones en las cuales no fue posible acceder a esta información, debido a que no fue posible su medición, y que, a su vez, el usuario de la perforación no fue capaz de proporcionar este dato con certeza.

Por otro lado, es importante destacar que la información disponible en cuanto al año de construcción de las perforaciones es de baja a muy baja confiabilidad debido a que en la mayoría de los casos no se tiene un registro de este dato en papel o de manera digital.

En total, se relevó la profundidad de 48 perforaciones, presentando una gran variación en los resultados. Se constató que el pozo más somero (8a) tiene una profundidad de 11 metros, mientras que el pozo más profundo (15a) tiene una profundidad de 62 metros. Estas perforaciones son de tipo reperforado y semisurgente respectivamente.

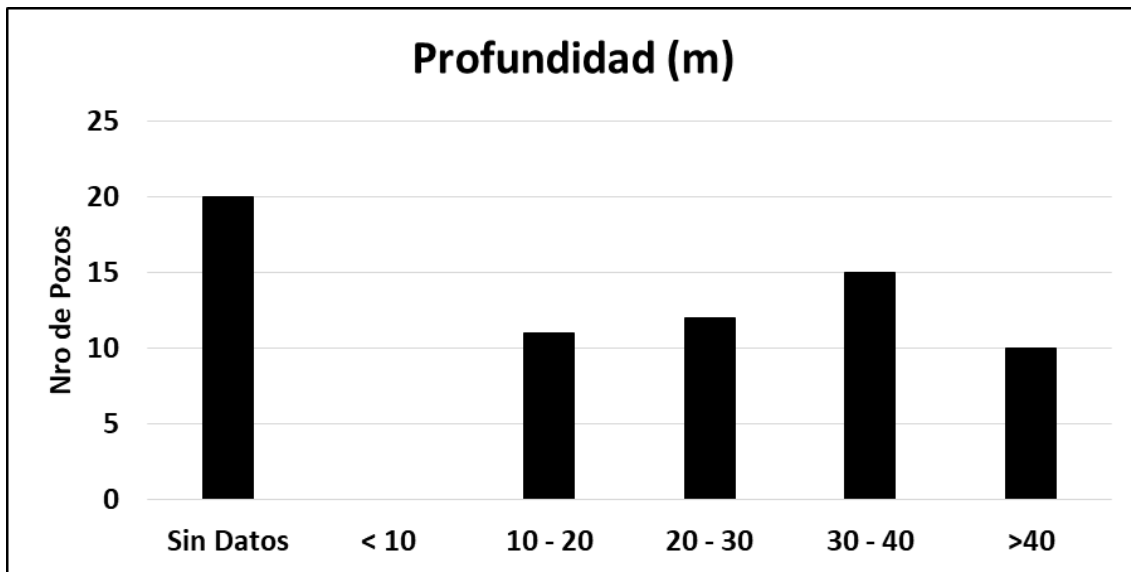


Figura 18: Gráfica de frecuencia. Profundidades de las perforaciones.

Cuando se analizan las profundidades, los tipos de perforación y los años de construcción, se observa que aquellos pozos que originalmente son de tipo brocal (hayan sido reperforados o no) coinciden en gran porcentaje con los pozos de menor profundidad y mayor antigüedad. Con relación a esto, se observó que el pozo originalmente de brocal más profundo es de 25 metros, lo cual significa que todas las perforaciones con profundidad mayor a 25 metros son de tipo semisurgente.

La relación entre estas características ya había sido observada por Perdomo et al. (2001), donde el análisis estadístico reveló una relación entre estas mismas variables, determinando que los pozos menos profundos coincidían en gran medida con los pozos artesanales y estos, a su vez, eran los más antiguos.

Adicionalmente, cabe destacar que el 70 % de las perforaciones presenta una losa sanitaria de hormigón, y que a su vez, casi la totalidad de las

perforaciones presenta un cerco perimetral y una tapa hermética para evitar una posible contaminación directa del recurso (Figura 19A).

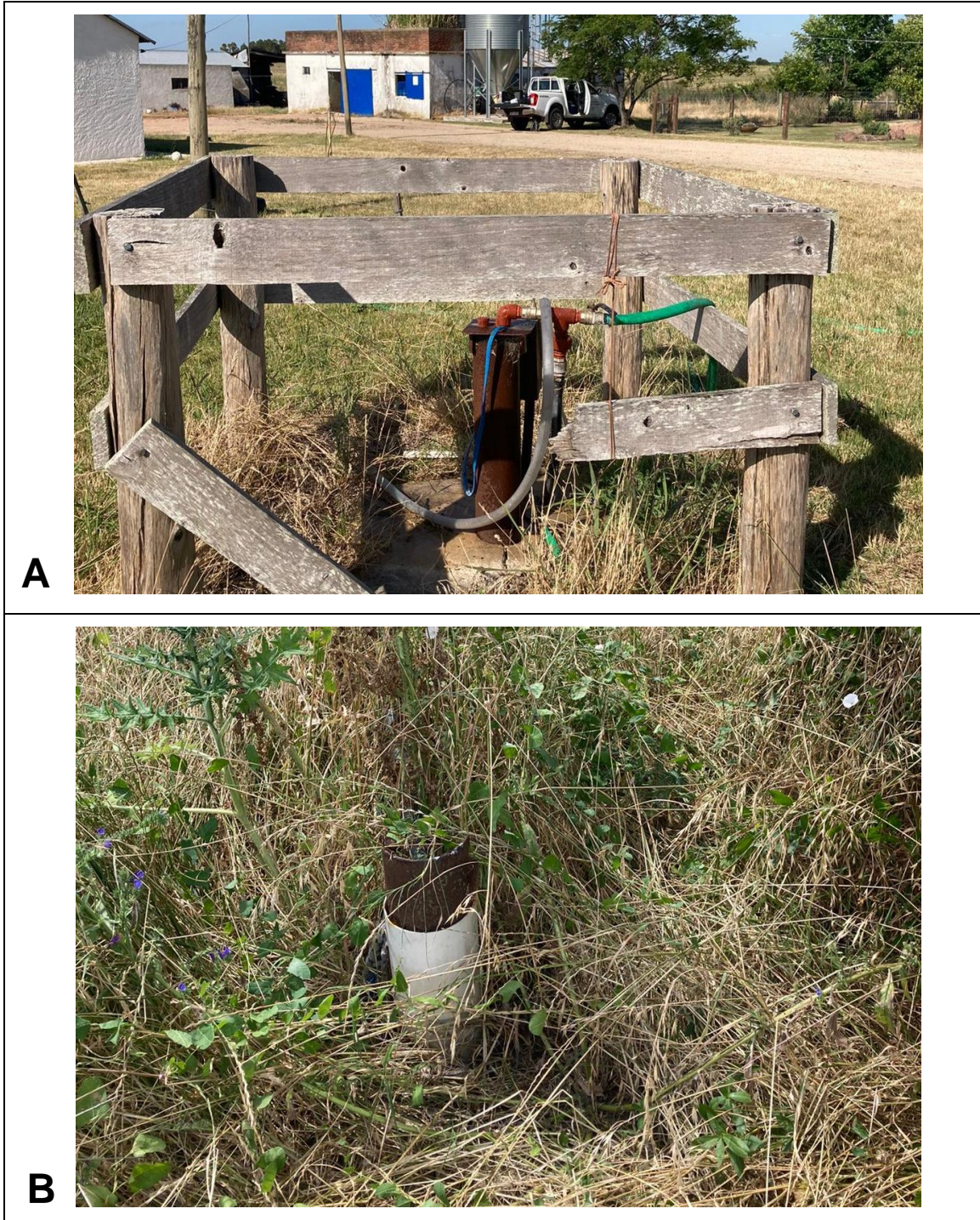


Figura 19: A: Pozo 31a con losa, tapa hermética y cerco perimetral. B: Pozo 21a sin losa, tapa y cerco perimetral.

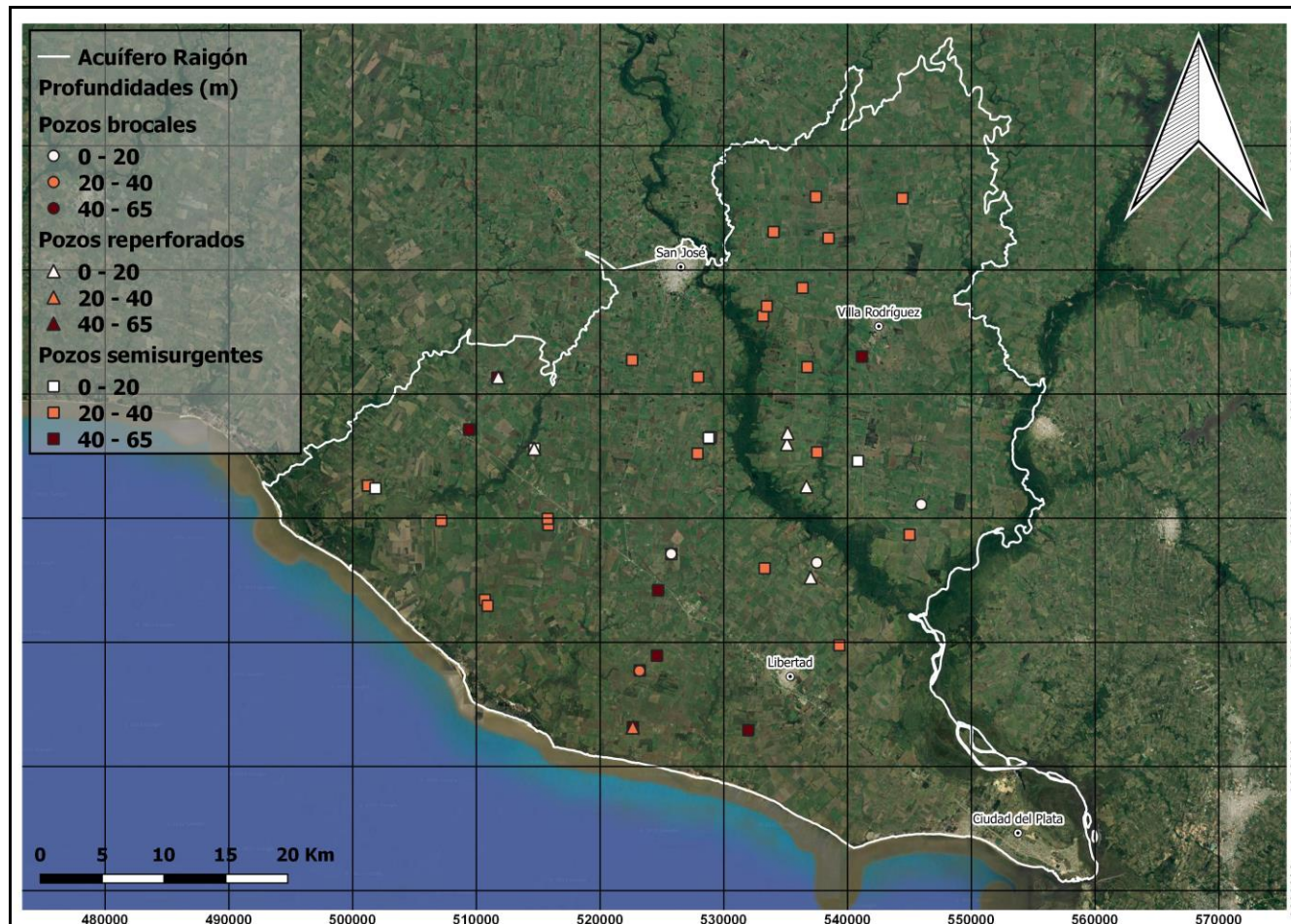


Figura 20: Distribución, tipo y profundidad de las perforaciones relevadas.

Cuando se analiza la distribución y la profundidad de los pozos (Figura 20), se observa que los pozos más someros se encuentran próximos al Río San José o asociados a otros cursos de agua superficiales como los Arroyos Cagancha y Luis Pereira, zonas que coinciden con poca o nula cobertura. En cambio, los pozos más profundos se encuentran al sur de la Ruta Nacional N° 1, zona en la cual los espesores de la Formación Libertad son mayores.

6.2.1 Nivel estático

Se observa que la profundidad del nivel estático en las perforaciones relevadas varía entre 3 y 34 metros, encontrándose en la mayoría de ellas entre 3 y 20 metros (Figura 21). Es importante destacar que, al momento de realizar el relevamiento, algunas de las perforaciones se encontraban bombeando o lo habían estado haciendo, aspecto que genera anomalías en los valores medidos producto de la depresión del nivel en el pozo.

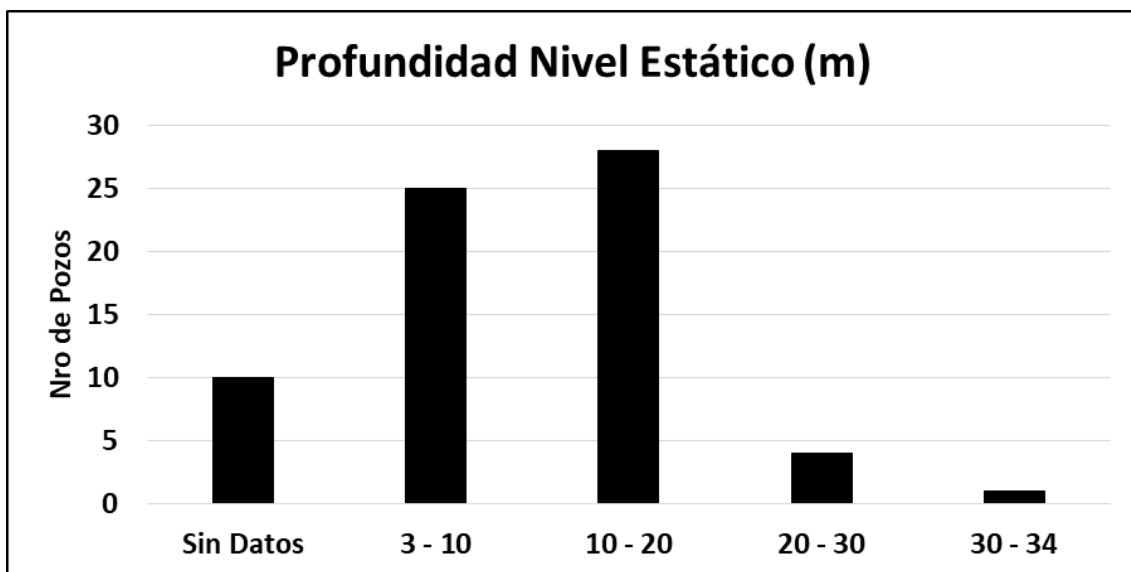


Figura 21: Gráfica de frecuencia. Nivel estático relevado en las perforaciones.

Cuando se analizan los datos obtenidos, se observa que los niveles estáticos más someros se encuentran en la zona central, próxima a los márgenes del Río San José o asociados a otros cursos de agua. Por otro lado, se observa que los niveles estáticos más profundos se encuentran sobre el eje de la Ruta Nacional N°1, coincidiendo con los pozos de mayor profundidad (Figura 22).

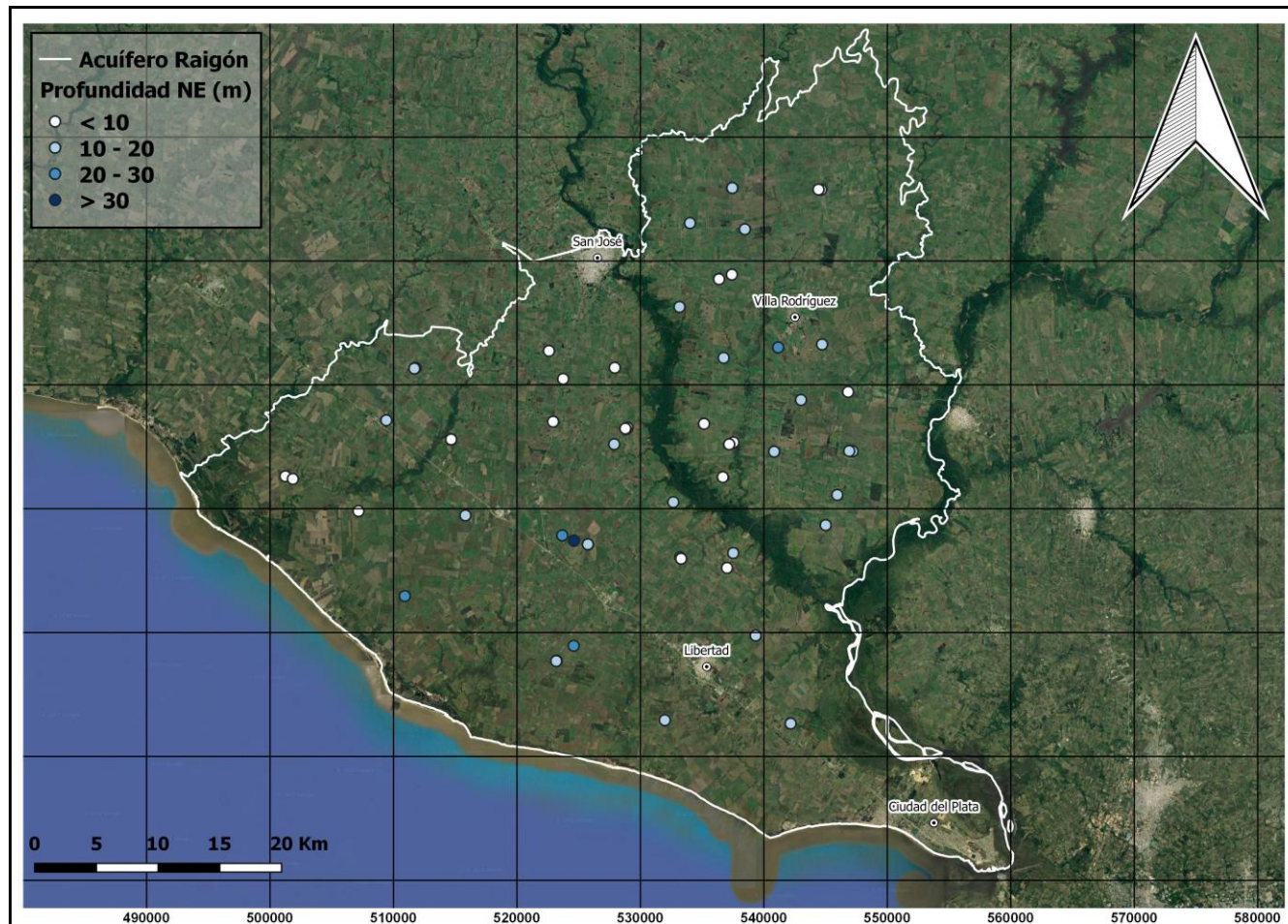


Figura 22: Distribución y profundidad del nivel estático en las perforaciones relevadas.

6.2.2 Piezometría

Un mapa piezométrico brinda información sobre el comportamiento hidráulico del acuífero, permitiendo identificar direcciones y trayectorias de flujo, posibles zonas de recarga y descarga, y evidenciar posibles interacciones entre la hidrología superficial y el acuífero (De los Santos et al., 2019). Considerando esto, se elaboró a partir de los datos obtenidos durante el relevamiento, un mapa piezométrico del área de estudio a escala 1:400.000, en el cual las isopiezas se han representado con equipotenciales cada 5 metros (Figura 23).

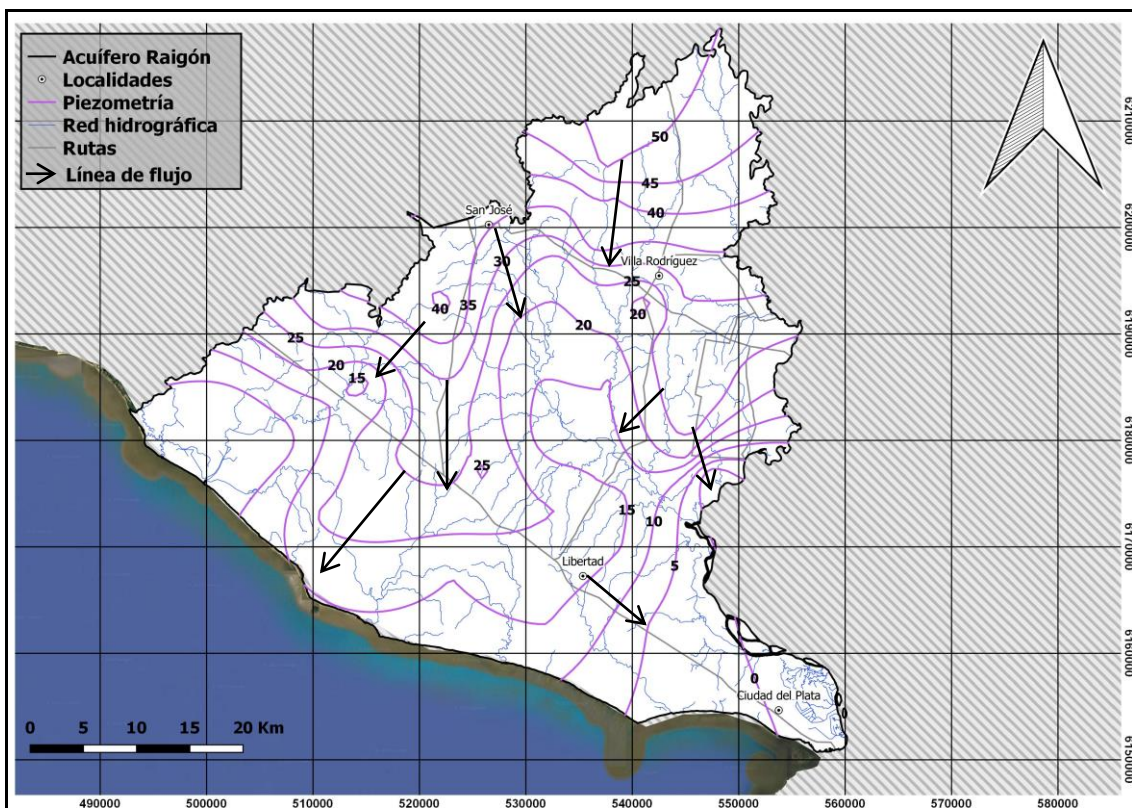


Figura 23: Mapa piezométrico del área de estudio.

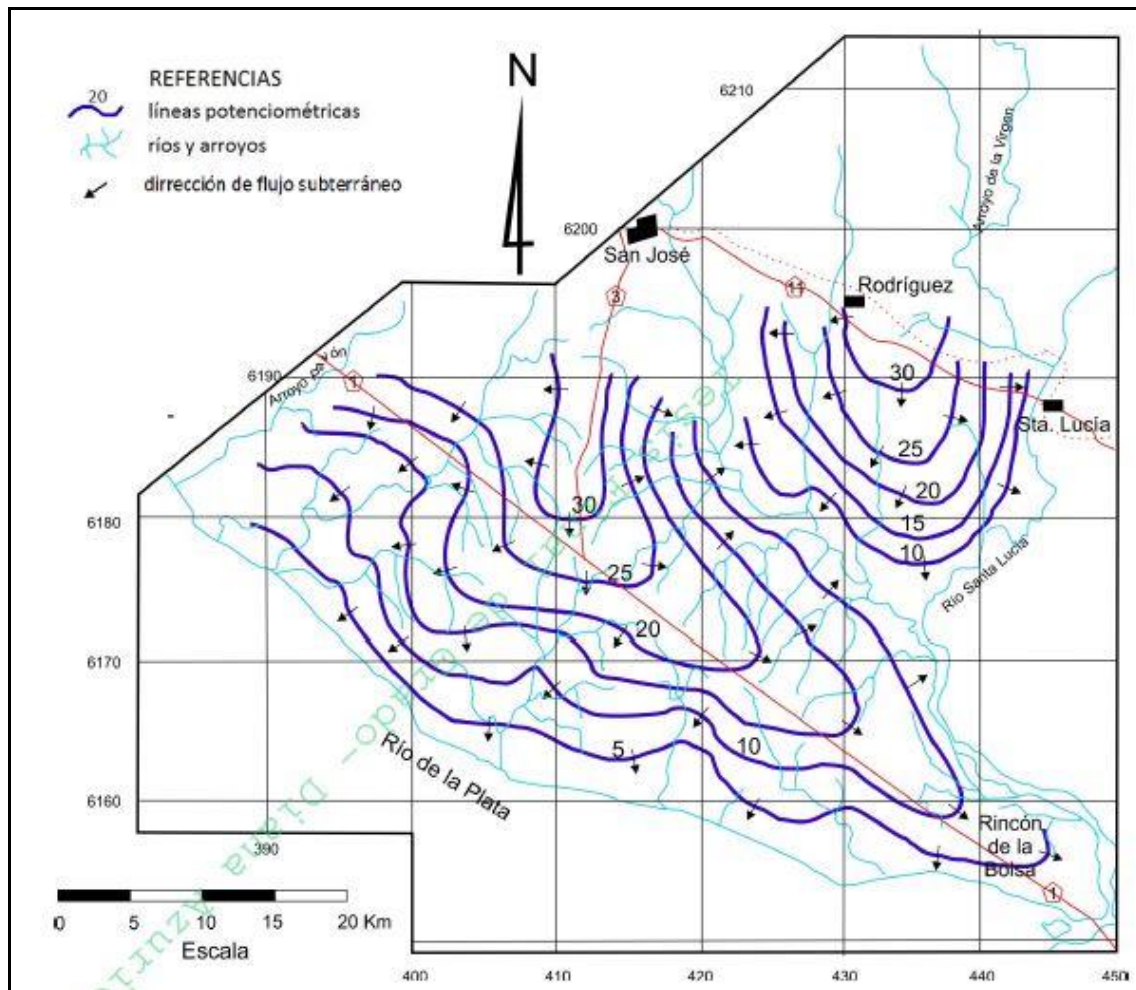


Figura 24: Mapa piezométrico del Sistema Acuífero Raigón (Modificado de Postiglione et al., 2006). Tomado de Azurica, 2017.

Cuando se comparan los resultados obtenidos con los mapas piezométricos elaborados por Postiglione et al. (2006) (Figura 24) y De los Santos et al. (2019), no se observan modificaciones (descensos ni ascensos) significativos. Esto, a su vez, coincide con lo observado por De los Santos et al. (2019), quienes, luego de evaluar la evolución de la piezometría en el tiempo, determinaron que los niveles en el acuífero presentaban un comportamiento suavemente variable, sin evidencia de tendencias crecientes o decrecientes en el largo plazo.

6.2.3 Caudales

El caudal extraído en cada perforación fue un aspecto relevado a través del cuestionario realizado en cada establecimiento. En este sentido, es un aspecto de baja confiabilidad debido a que en todos los casos el usuario maneja un caudal medido o estimado durante la construcción de la perforación o durante la instalación de la bomba.

A partir de los datos relevados, se observa una elevada variabilidad de los caudales de extracción, variando desde 1.5 m³/h hasta 60 m³/h. Se elaboró un mapa (Figura 25) con los caudales relevados donde se observa que los pozos más productivos se encuentran en el sector centro-oeste, al sur de la Ruta Nacional N° 1. También se observa un pozo altamente productivo sobre la Ruta Nacional N° 11 al oeste de la Ruta Nacional N° 45. Por otro lado, los pozos de menor productividad se encuentran en el sector centro-norte, sobre el eje de la Ruta Nacional N° 3 y alrededores de la ciudad de San José. En términos generales, los resultados obtenidos coinciden con el mapa de productividad elaborado para el este acuífero por De los Santos et al. (2019).

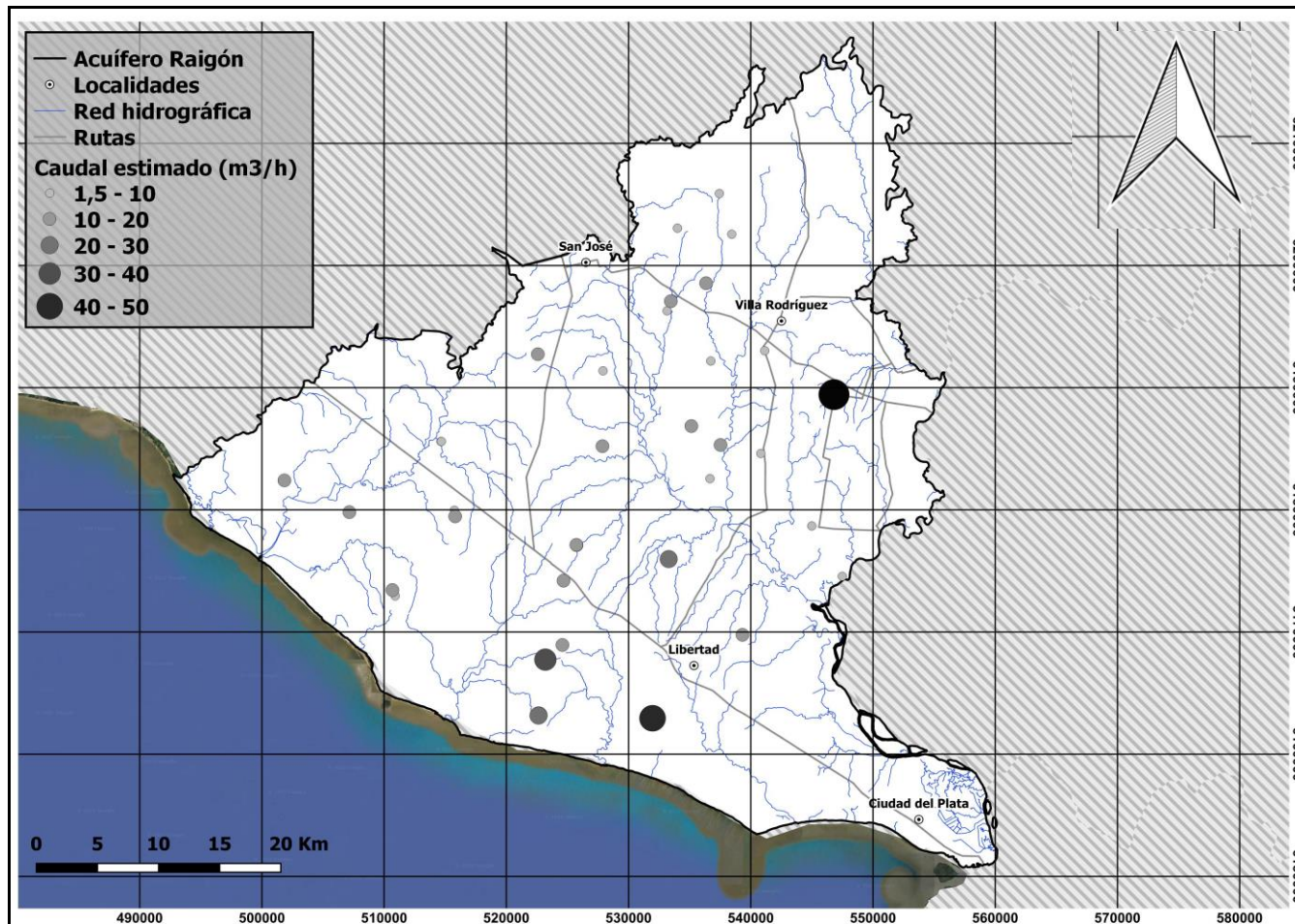


Figura 25: Mapa con los caudales estimados de extracción (m³/h) de algunos de los pozos relevados.

6.3 Hidrogeoquímica

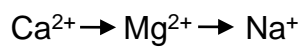
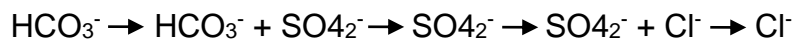
Los modelos hidrogeológicos conceptuales coinciden en que la recarga del acuífero es producto de la infiltración del agua de lluvia y que se produce en toda la superficie de la cuenca, ya sea de manera directa cuando la Formación Raigón se encuentra aflorando o luego de atravesar la Formación Libertad cuando está se encuentra cómo cobertura.

Durante el proceso de infiltración, el agua modifica su composición química a medida que interacciona con el suelo, hasta finalmente entrar en contacto con los materiales que conforman el acuífero. El tiempo de contacto suele ser muy variado y depende del recorrido del agua. En función de esto, se pueden definir diferentes sistemas de flujos, y estos se pueden clasificar en flujos locales y regionales. Un flujo regional está asociado a un mayor tiempo de recorrido, por lo tanto, un mayor tiempo de contacto con los materiales que conforman el acuífero, por lo cual, generalmente suelen ser aguas que contienen una mayor concentración de sales. Por otro lado, Custodio (1983) señala que las aguas de circulación local tienen una baja interacción con el terreno por lo que salvo en algunas excepciones, mantienen la configuración adquirida durante la infiltración. En este caso, cuando existe cobertura por parte de la Formación Libertad, el agua de recarga atraviesa esta unidad con un flujo lento (debido a su baja permeabilidad) e interaccionando con los materiales que conforman esta unidad. Por otra parte, los sectores próximos a los principales cursos superficiales (actúan como área de descarga) se caracterizan por la ausencia o muy bajo espesor de la Formación Libertad, por lo tanto, se espera que el agua presente menor salinidad debido a la baja reactividad de los minerales que constituyen el acuífero y a velocidades de flujo relativamente altas.

Por estos motivos, un mismo acuífero generalmente presenta diferentes sistemas de flujos, lo cual, puede significar variaciones en la hidrogeoquímica. La composición química del agua subterránea generalmente tiende a evolucionar hacia la composición química del agua de mar. Esta evolución se

produce desde las zonas de recarga hacia las zonas de descarga, y es conocida como secuencia de evolución de Chebotarev o secuencia de Chebotarev.

Esta secuencia contempla los cambios en las concentraciones de iones y aniones de la siguiente manera:



Recorrido y tiempo de permanencia en el acuífero \longrightarrow

Aumento de la salinidad \longrightarrow

6.3.1 Parámetros fisicoquímicos

Los parámetros pH, conductividad eléctrica, temperatura y potencial redox fueron obtenidos *in situ* utilizando una de las sondas multiparamétrica, marca Hanna. En la tabla 1 se presentan los resultados obtenidos para cada uno de estos parámetros tanto en los pozos considerados como “blancos” como en los pozos ubicados en los establecimientos lecheros.

Tabla 1: pH, CE, T y ORP en los pozos relevados

Pozo	pH	Conductividad eléctrica (μS/cm)	Temperatura (°C)	Potencial redox (mV)	Pozo	pH	Conductividad eléctrica (μS/cm)	Temperatura (°C)	Potencial redox (mV)
01a	7.3	927.0	21.5	209.5	25a	6.9	1490.0	21.0	59.0
02a	6.9	798.0	-	177.9	25b	7.6	812.0	21.0	95.2
03a	7.3	670.0	-	218.8	26a	7.4	858.0	19.6	74.3
04a	7.4	1423.0	19.4	257.0	26b	7.5	813.0	-	85.4
05a	7	883.0	-	226.6	27a	7.6	803.0	20.1	50.1
06a	7.4	1065.0	-	222.8	28a	7.5	810.0	20.1	48.3
06b	7.5	1060.0	-	228.0	29a	7.6	1443.0	-	194.9
06c	7.1	790.0	18.7	240.1	30a	7.1	2618.0	21.0	203.3
07a	7.4	905.0	19.5	214.6	30b	7.2	1820.0	-	228.4
07b	6.8	1230.0	19.8	242.6	31a	6.7	1017.0	19.9	291.4
08a	6.9	600.0	18.9	234.1	32a	7	850.0	19.2	223.5
08b	7.2	650.0	19.4	230.1	32b	7	810.0	19.4	223.5
09a	7.2	835.0	20.8	221.3	33a	7.1	1145.0	20.0	223.9
09b	7.4	880.0	19.4	220.5	34a	7	1278.0	20.8	195.9
10a	7.4	1475.0	-	251.2	35a	7.7	1670.0	20.0	165.8
11a	6.7	820.0	19.4	243.6	36a	7.3	840.0	20.1	217.7
12a	6.6	1610.0	-	224.7	37a	6.8	1072.0	20.0	171.7
13a	6.9	675.0	-	206.3	38a	7.2	855.0	-	90.7
14a	7.1	1368.0	-	219.0	38b	7.1	766.0	20.5	106.4
14b	7.2	975.0	-	221.8	39a	7	700.0	18.8	110.1
14c	6.8	895.0	19.6	215.1	40a	7.2	1501.0	19.7	76.6
15a	7.5	828.0	-	85.6	41a	7.4	850.0	19.5	79.8
16a	7.3	684.0	19.7	161.7	42a	6.9	429.0	-	165.0
16b	7.5	950.0	-	170.4	42b	7	973.0	18.7	105.7
17a	6.7	808.0	19.8	215.9	43a	7.2	790.0	19.6	96.3
17b	7.4	695.0	-	241.7	43b	7.2	1343.0	18.9	91.6
18a	7.2	1040.0	19.5	239.1	44a	7.4	838.0	-	78.1
19a	7	1325.0	19.8	229.2	45a	7.4	933.0	19.5	110.0
20a	7.3	887.0	18.9	137.0	46a	7.4	1200.0	20.1	56.3
22a	7.1	791.0	20.3	195.0	47a	7.4	1358.0	19.2	69.5
23a	7.2	1150.0	19.9	217.2	47b	7.4	1353.0	20.3	93.8
24a	7.2	1050.0	19.5	84.8	49a	6.8	1220.0	19.4	246.5
24b	7.3	1076.0	19.4	42.5	50a	8.7	1390.0	-	30.5

pH: Considerando los pozos relevados que captan agua del Acuífero Raigón, se observa que las aguas subterráneas registran un valor de pH medio de 7.2, un valor mínimo de 6.6 en la perforación 12a y un valor máximo de 8.7 en la perforación 50a.

La Norma UNIT 833:2008 establece que el agua potable debe tener un valor de pH comprendido en el intervalo de 6,5 a 8,5. Esto significa que las muestras de agua con valores de pH por fuera de este intervalo no cumplen con los requisitos de esta. En este caso, todas las muestras presentan un valor de pH comprendido en dicho intervalo, a excepción de la muestra tomada en la perforación 50a. En la figura 26 se representa un mapa de isolíneas con los valores de pH medidos en las perforaciones relevadas.

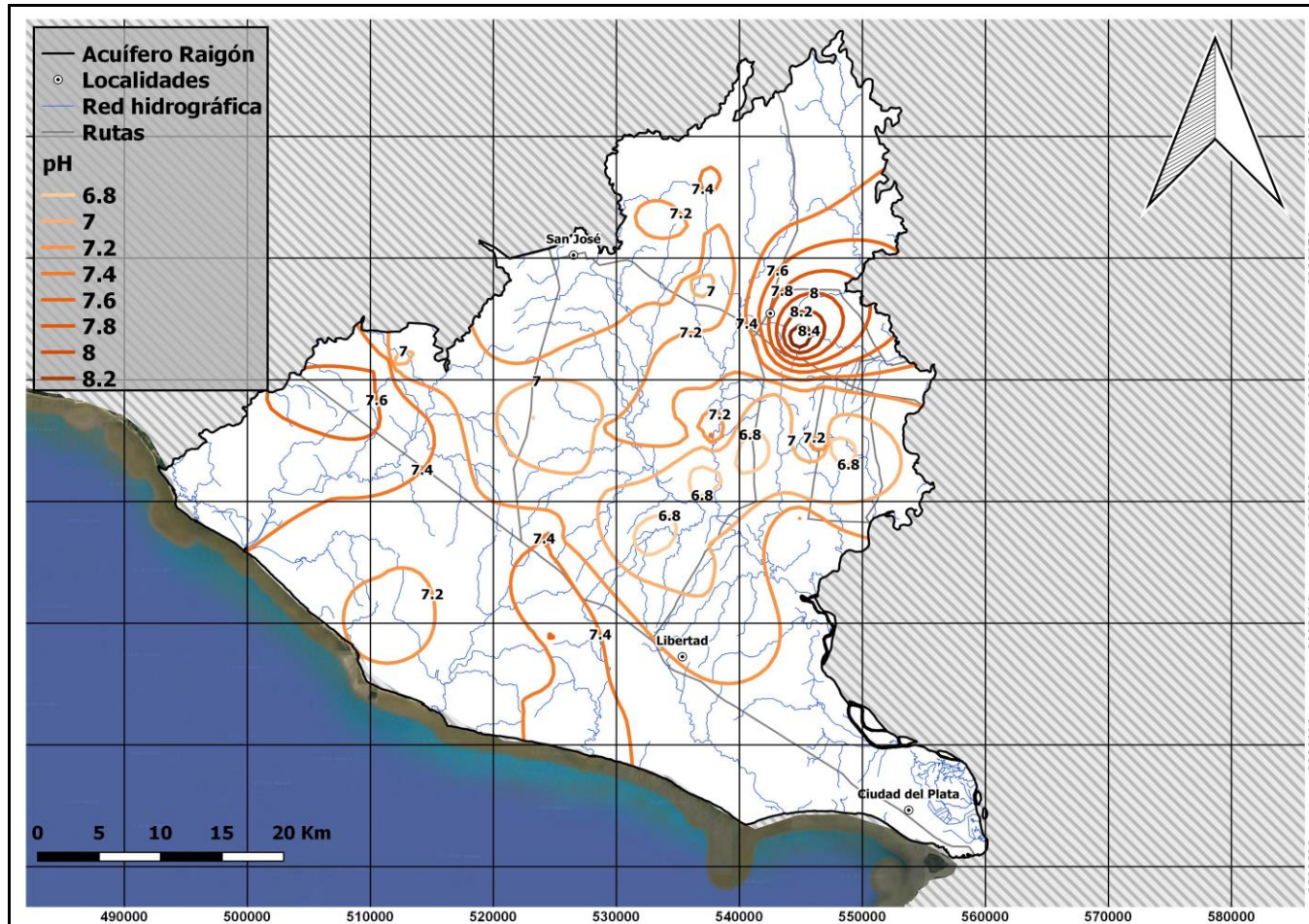


Figura 26: Mapa de pH del Acuífero Raigón elaborado a partir de los datos obtenidos.

Conductividad eléctrica: La conductividad eléctrica presenta un valor medio de 1080 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un valor máximo de 2618 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la perforación 30a y un valor mínimo de 429 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la perforación 42a.

La conductividad eléctrica es uno de los parámetros que suele ser muy indicativo a partir del trazado de isólinas, ya que estas pueden dar una idea muy clara de las condiciones geohidroquímicas del acuífero (Custodio y Llamas, 1983). Considerando esto, se elaboró un mapa de isólinas para el acuífero representando los valores observados de conductividad eléctrica (Figura 27).

Los pozos 21a y 48a no se muestran en la Tabla 1, debido a que estos pozos no se encuentran captando agua del Acuífero Raigón sino que estaría captando agua de la Formación Fray Bentos o agua de mezcla. Cuando se observan los valores de conductividad en estos pozos, se obtiene que son de 2347 y 2620 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. Esto significa que presentan mayor conductividad eléctrica que prácticamente los otros 66 pozos. La Formación Fray Bentos se caracteriza por tener cemento de carbonato de calcio, la disolución de este ion podría ser una de las explicaciones de las elevadas conductividades eléctricas observadas en estas dos perforaciones.

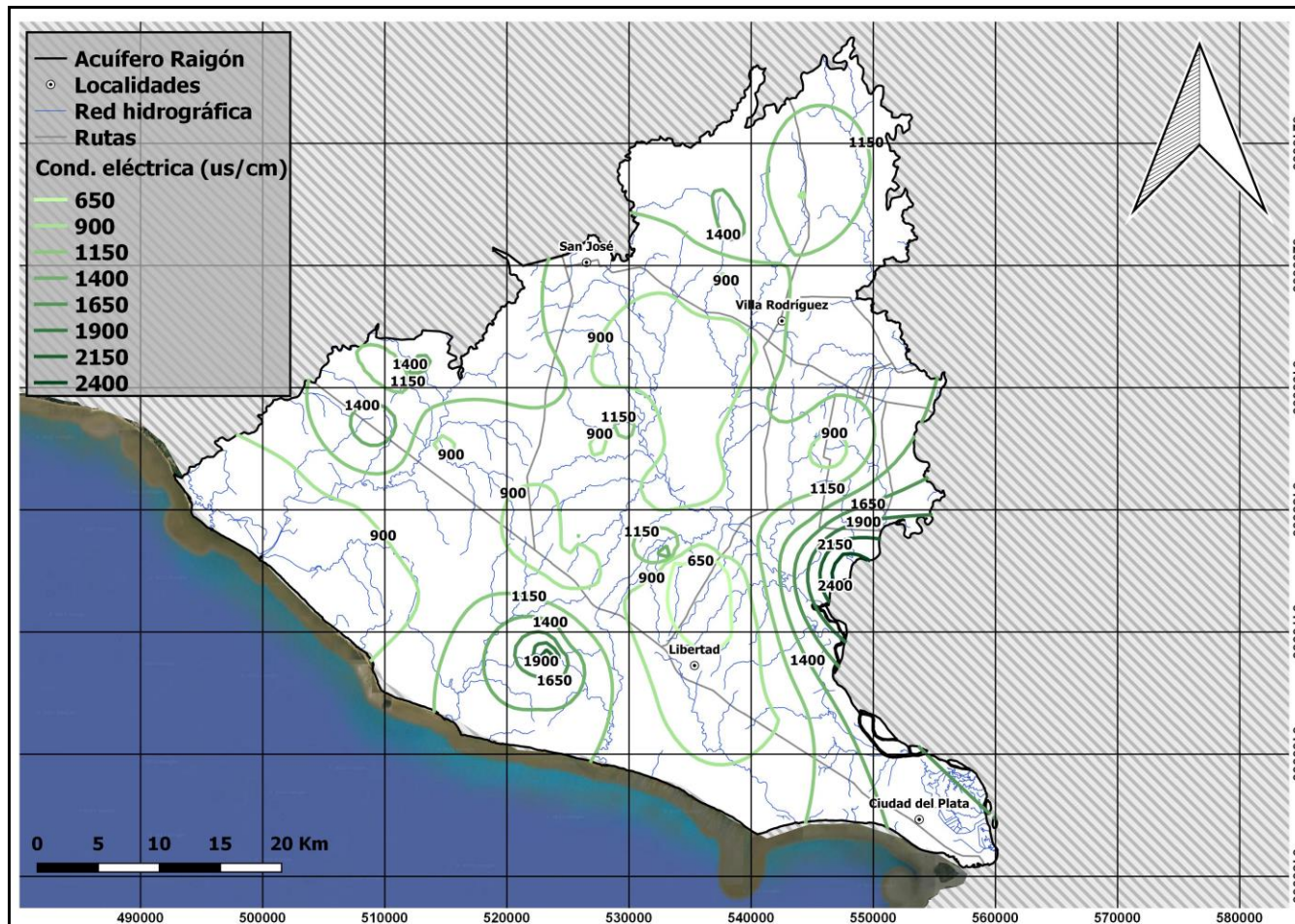


Figura 27: Mapa de conductividad eléctrica (us/cm) del Acuífero Raigón elaborado a partir de los datos obtenidos.

Temperatura: Es importante destacar que para analizar este parámetro se consideraron únicamente las muestras que se tomaron directamente de los pozos. En aquellas muestras que se tomaron luego de un período de almacenamiento en el tanque, debido a que no fue posible realizarlo directamente desde el pozo, se considera que la temperatura no es representativa del agua subterránea. En total, fueron 46 las muestras en las que se consideró este parámetro, la temperatura promedio es de 19.8 °C, el valor máximo (21.0 °C) se registró en el pozo 25a, mientras que el mínimo (18.7 °C) se registró en los pozos 6c y 42b.

Potencial Redox (Eh): Germanov et al. (1958) reconoció una secuencia de evolución electroquímica que hace referencia a la tendencia que presenta este parámetro a disminuir a medida que el agua se mueve a lo largo de sus trayectorias de flujo.

El agua de lluvia ingresa en el sistema de flujo subsuperficial con un elevado potencial redox debido a su exposición al oxígeno atmosférico. En las capas orgánicas ricas de la zona del suelo, la oxidación de la materia orgánica generalmente elimina la mayoría del oxígeno disuelto haciendo que el potencial redox disminuya. Este consumo de oxígeno en la zona del suelo depende de varios factores, como la estructura del suelo, la porosidad y permeabilidad, la distribución de la naturaleza y la profundidad de la materia orgánica, la frecuencia de los episodios de infiltración, temperatura.

En este caso, el valor máximo (291,4 mV) se registró en la perforación 31a, mientras que el mínimo (30,5 mV) se registró en la perforación 50a. El mapa de potencial redox elaborado a partir de los datos obtenidos se representa en la Figura 28.

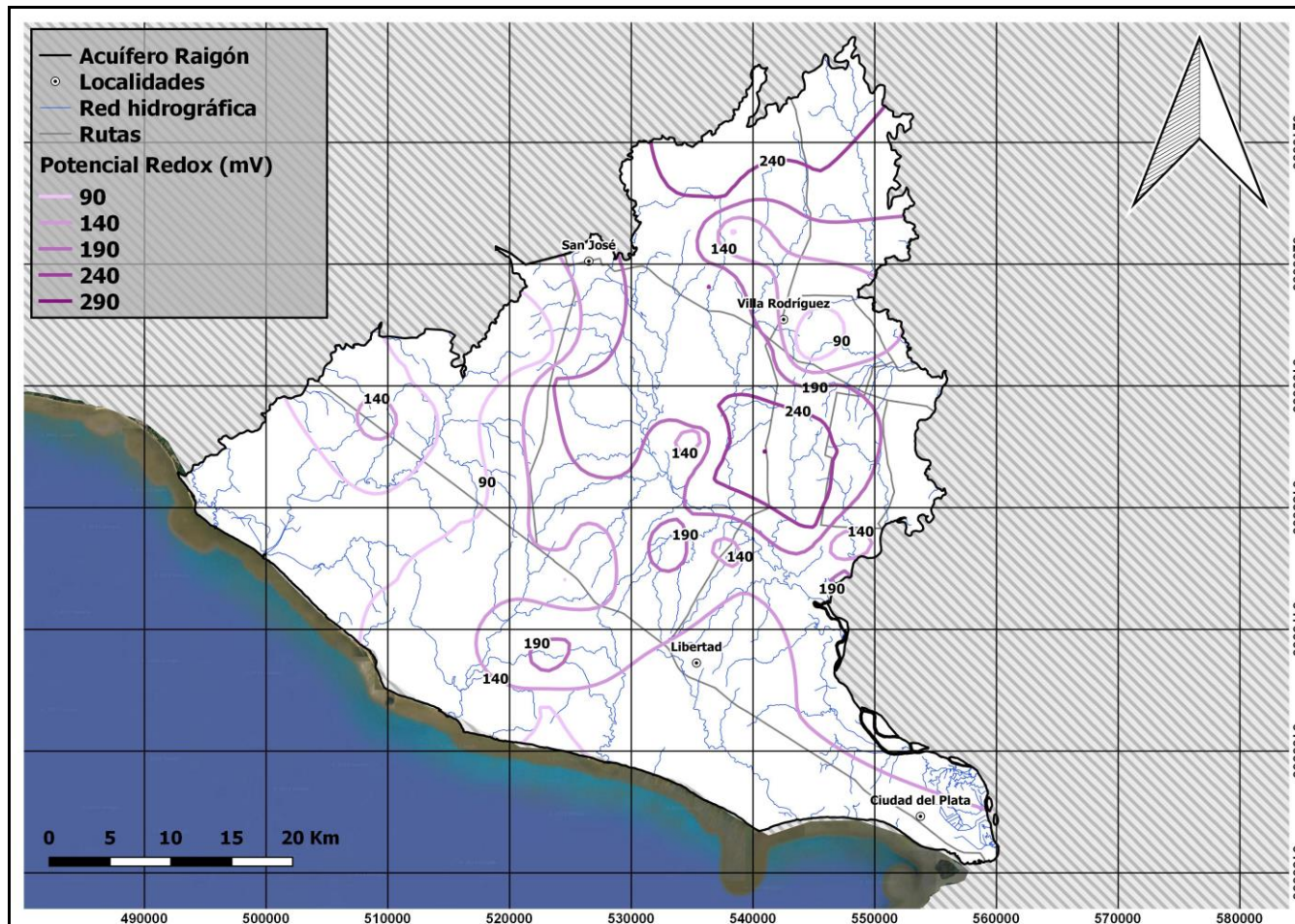


Figura 28: Mapa de potencial redox (mV) del Acuífero Raigón elaborado a partir de los datos obtenidos.

6.3.2 Nitratos

Las concentraciones de nitratos en el intervalo comúnmente reportado para el agua subterránea no están limitadas por restricciones de solubilidad. Debido a esto y a su forma de anión, el nitrato que es la forma más estable del nitrógeno disuelto, es muy móvil.

Los resultados presentaron una importante variación en cuanto a la concentración de NO_3^- , oscilando entre 15 y 417 mg/L. La concentración mínima se observó en la perforación *14b* y la máxima en la perforación *43b*. La concentración promedio es de 53,4 mg/L.

En función de las concentraciones de NO_3^- observadas en el agua subterránea, se realizó un análisis para determinar su aptitud para consumo humano y animal según el criterio de potabilidad establecido en la Norma UNIT 833 (2008) y los límites admitidos para agua de bebida en bovinos lecheros propuestos por Herrero et al. (2000), respectivamente. Para definir qué criterio considerar en el análisis, se tuvieron en cuenta los diferentes tipos de usos declarados por los usuarios en la encuesta realizada. A su vez, se elaboró un mapa de isolíneas a escala 1:400.000, en el cual, se representan las concentraciones de NO_3^- observadas (Figura 32).

Como resultado de la encuesta realizada a los productores, se obtuvo que el agua subterránea generalmente es utilizada para consumo humano, consumo animal, limpieza de las instalaciones del tambo y riego.

Es importante destacar que el 88 % de las perforaciones relevadas se utiliza para más de un uso, siendo el consumo animal (90 %), el consumo humano (82 %) y la limpieza de las instalaciones del tambo (62 %) los principales usos (Figura 29).

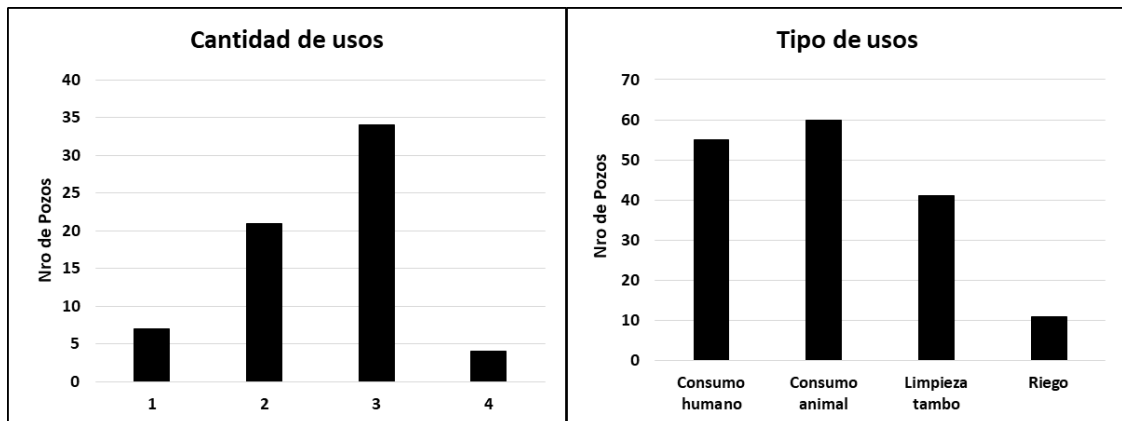


Figura 29: Cantidad y tipos de usos de las 66 perforaciones relevadas.

Cuando se analizan las 53 perforaciones que fueron relevadas en los establecimientos lecheros (Figura 30), se observa que el 91 % tiene más de un uso, siendo los tres principales, el consumo animal (94 %), el consumo humano (83 %) y la limpieza de las instalaciones (79 %).

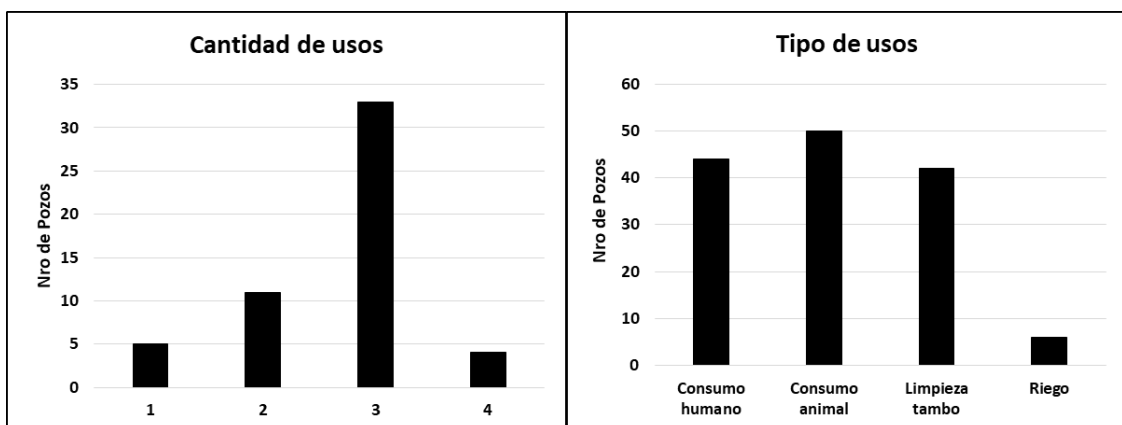


Figura 30: Cantidad y tipos de usos de las 53 perforaciones relevadas en establecimientos lecheros.

Por otro lado, cuando se analizan exclusivamente las 15 perforaciones relevadas en los establecimientos no lecheros (Figura 31), se observa que el 73 % tiene exclusivamente dos usos. Siendo, en estos casos el consumo humano (80 %) y el consumo animal (73 %) los principales.

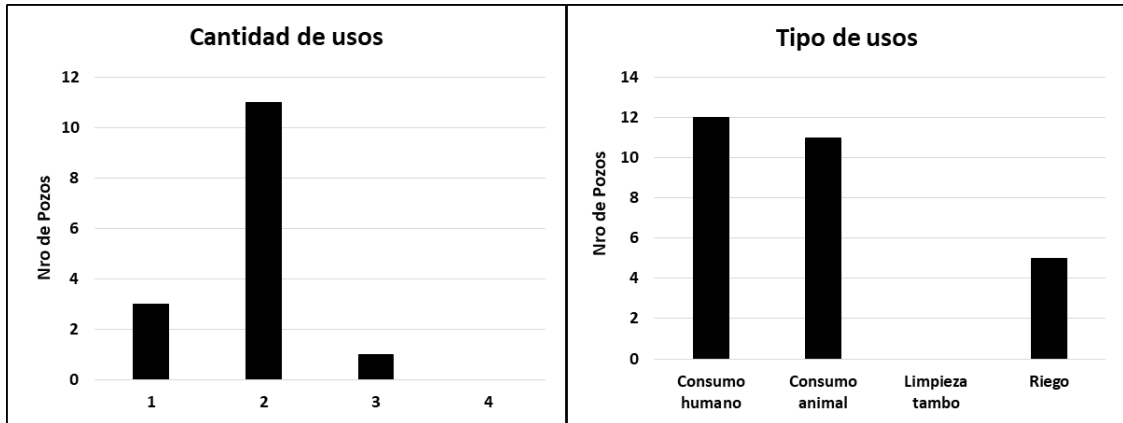


Figura 31: Cantidad y tipos de usos de las 15 perforaciones relevadas en establecimientos no lecheros.

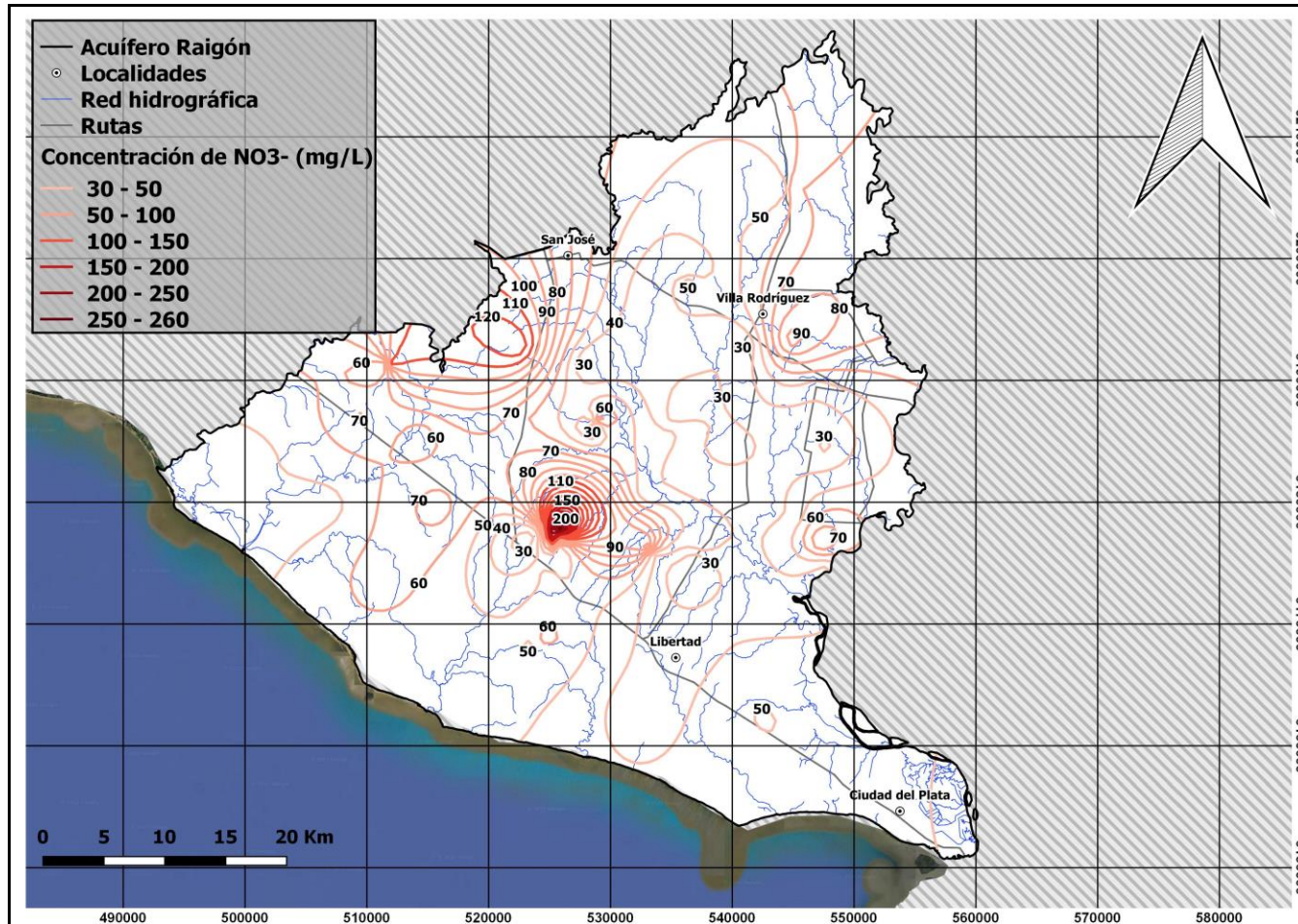


Figura 32: Mapa de concentración de NO₃⁻ (mg/L) del Acuífero Raigón elaborado a partir de los datos obtenidos.

Calidad del agua subterránea para consumo humano

En total, son 56 las perforaciones que se utilizan para consumo humano. De estas, el 63 % presenta valores inferiores a 50 mg/L mientras que el 37 % presenta valores superiores a este límite. La concentración máxima de nitratos se observó en la perforación 46a con un valor de 130 mg/L y la mínima se observó en las perforaciones 14b y 42a con un valor de 15 mg/L. La concentración promedio es de 48,8 mg/L, apenas por debajo del nivel admitido para consumo humano (50 mg/L).

Para profundizar el análisis, se separaron las 56 perforaciones en función del tipo de establecimiento.

En los establecimientos lecheros, de un total de 44 perforaciones, el 64 % presenta valores inferiores a 50 mg/L mientras que el 36 % presenta valores superiores a este límite. La concentración máxima de nitratos se observó en la perforación 25a con un valor de 114 mg/L y la mínima se observó en la perforación 14b con un valor de 15 mg/L. En este caso, la concentración promedio es de 47,6 mg/L.

Por otro lado, en los establecimientos que no son lecheros, de un total de 12 perforaciones, el 58 % presenta valores inferiores a 50 mg/L mientras que el 42 % presenta valores superiores a este límite. La concentración máxima de nitratos se observó en la perforación 46a con un valor de 130 mg/L y la mínima se observó en la perforación 42a con un valor de 15 mg/L. La concentración promedio es de 53,9 mg/L.

Vale remarcar que los nitratos pueden presentar un riesgo para la salud de la población cuando la concentración sobrepasa los 50 mg/L. De acuerdo con los resultados obtenidos, se logró constatar que existe un número considerable de perforaciones destinadas para consumo humano que presentan concentraciones por encima de este valor.

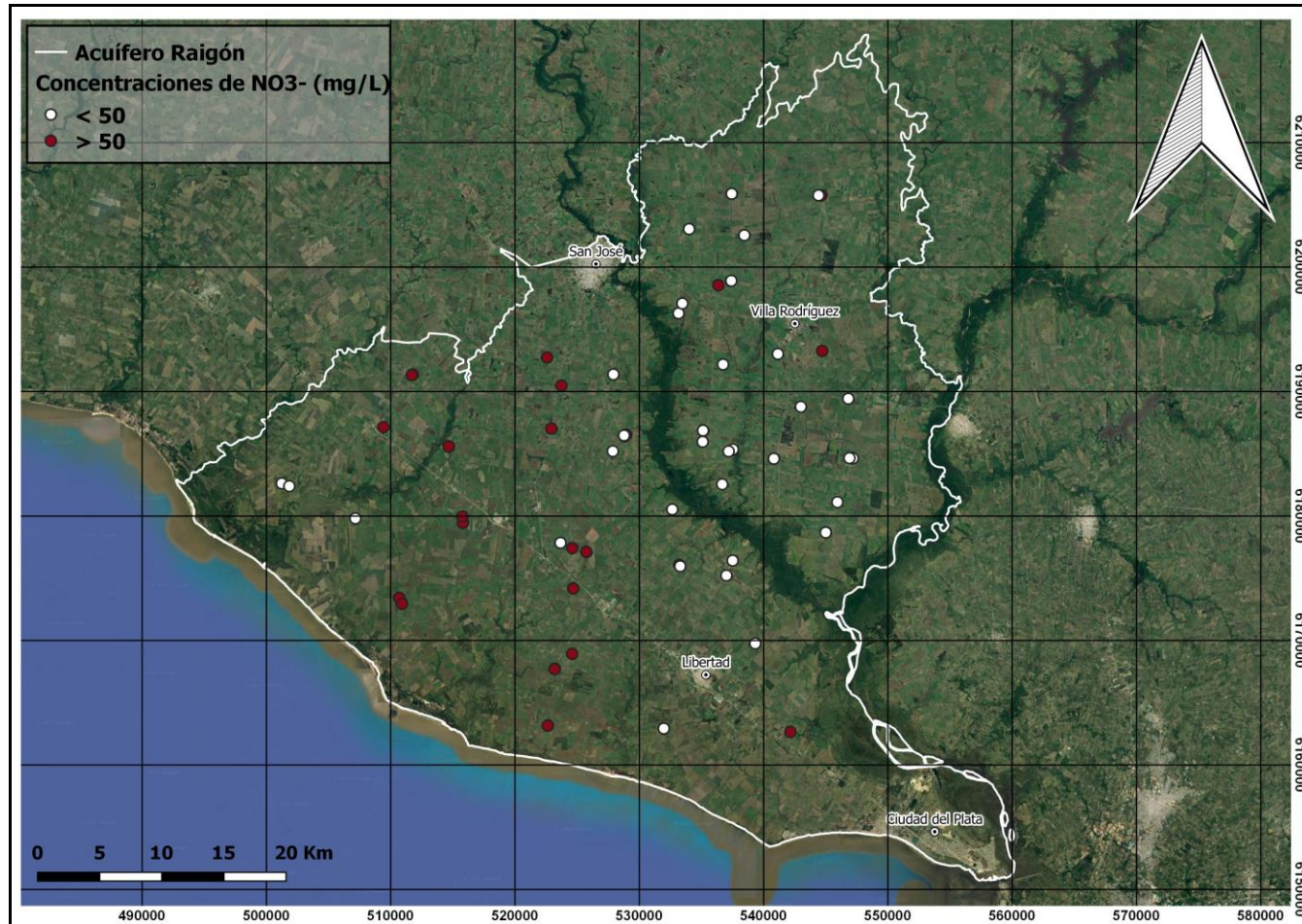


Figura 33: Consumo humano. Concentraciones de nitratos (mg/L).

Calidad del agua subterránea para consumo animal

En total, son 61 las perforaciones que se utilizan para consumo animal. De estas, el 43 % presenta valores entre 46 y 250 mg/L (rango en el cual se podrían producir trastornos en guacheras), el 2 % presenta valores entre 250 y 499 mg/L (rango en el cual se podrían ocasionar riesgos durante largos períodos de consumo), y no existe ninguna perforación que presente una concentración superior a 500 mg/L (concentraciones en las cuales no se recomienda su utilización por problemas de intoxicación aguda). El 56 % restante de las perforaciones presenta valores por debajo de 46 mg/L (valores que no presentan riesgo para el animal). La concentración máxima se observó en la perforación *43b* con un valor de 417 mg/L y la mínima se observó en la perforación *27a* con un valor de 22 mg/L, siendo 55,6 mg/L la concentración promedio.

Al igual que en las perforaciones destinadas al consumo humano, se separaron estas 61 perforaciones en función del tipo de establecimiento.

En los establecimientos lecheros, de un total de 50 perforaciones, 20 (40 %) presentan valores entre 46 y 250 mg/L y 30 (60 %) presentan valores por debajo de 46 mg/L. No se registraron perforaciones con valores en el intervalo de 250 a 499 mg/L o superiores. La concentración promedio es de 47,9 mg/L.

Por otro lado, en los establecimientos que no son lecheros, de un total de 11 perforaciones, 6 (55 %) presentan valores entre 46 y 250 mg/L, 4 (36 %) presentan valores por debajo de 46 mg/L, 1 (9 %) presenta un valor comprendido en el intervalo de 250 a 499 mg/L, y en ninguna perforación se observó una concentración superior a este rango. La concentración promedio es de 90,7 mg/L, esto se debe al número de muestras (11) y a la elevada concentración de NO_3^- (417 mg/L) que presenta una de ellas.

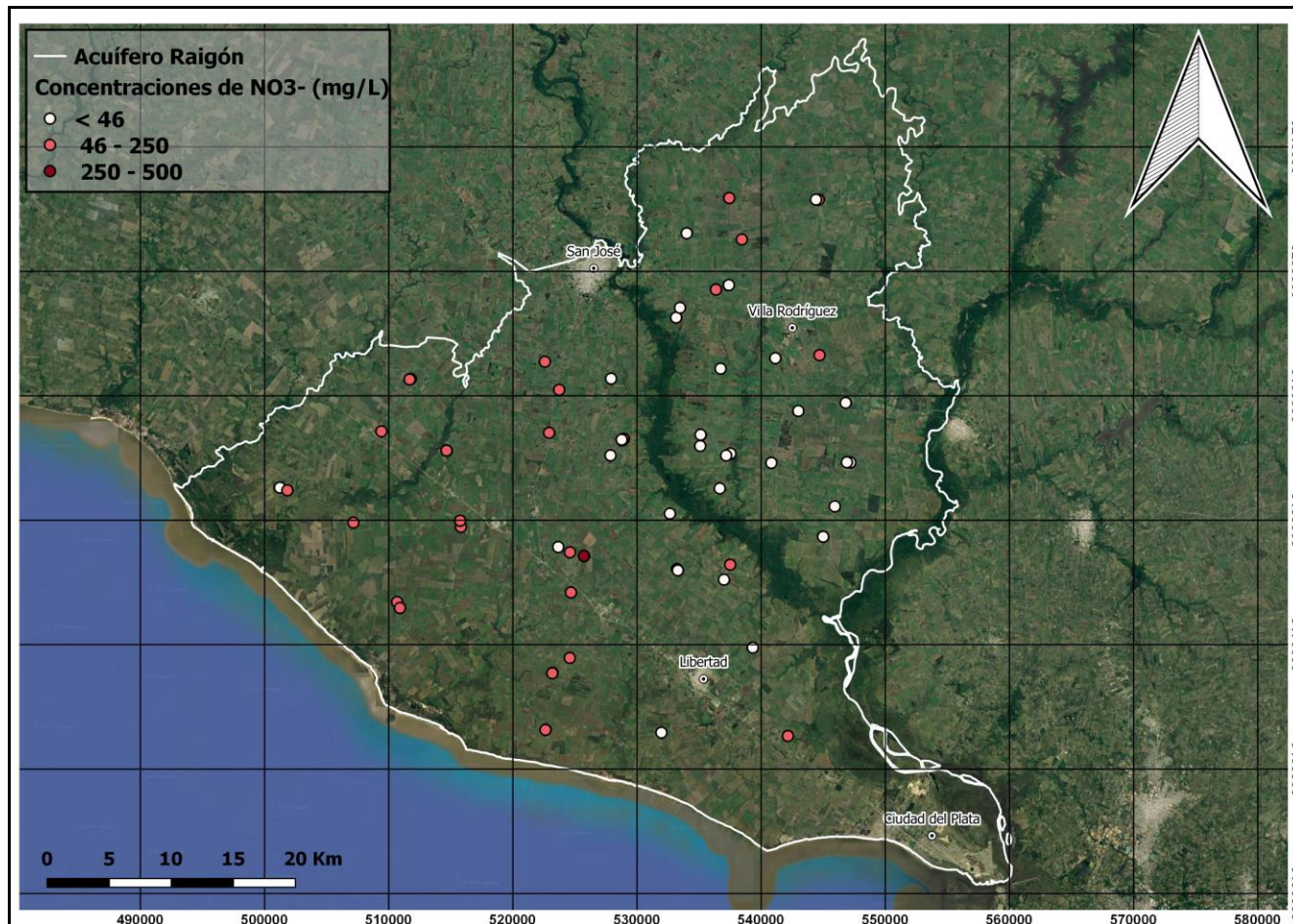


Figura 34: Consumo animal. Concentraciones de nitratos (mg/L).

Los resultados obtenidos son comparables con lo reportado en estudios similares realizados en Uruguay. Perdomo et al. (2001), observó que el 24 % de las perforaciones estudiadas contenía niveles de NO_3^- no aceptables para el consumo humano. Postiglione et al. (2009), en el marco del proyecto RLA/8/031, observó que, en una red de monitoreo de 25 perforaciones, 8 (32 %) presentaban concentraciones de nitratos entre 52 mg/L y 104 mg/L. Por otro lado, De los Santos et al. (2019), en el marco del proyecto Gestión Ambiental del Acuífero Raigón, confeccionaron una red de monitoreo de 40 pozos con el fin de determinar y evaluar la hidroquímica actual del Sistema Acuífero Raigón. Como resultado, obtuvieron que 5 perforaciones (12,5 %) presentaban concentraciones de nitratos por encima de 45 mg/L.

Si comparamos los resultados obtenidos con lo reportado en estudios realizados en Argentina, también se pueden observar resultados similares. Herrero (1996), observó en un estudio realizado en áreas de producción intensiva de la zona pampeana, que el 42 % de los pozos evaluados presentaban problemas de contaminación por NO_3^- . Por otro lado, Herrero et al. 2000, obtuvieron resultados similares al evaluar la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses. Luego de dividir el área de estudio en 4 zonas, observaron que los valores promedio superaban los 45 mg/L en 3 de las 4 zonas, y que el porcentaje de muestras que excedían los 45 mg/L eran 49 %, 24 %, 47 % y 75 % en cada una de las zonas. También en Argentina, Herrero et al. (2002), al evaluar la calidad del agua y la contaminación en tambos de la cuenca lechera de Abasto Sur, Buenos Aires, observaron que el 38 % en la zona sur y el 20 % en la zona norte excedían el valor límite. Siendo 28 % el porcentaje promedio.

6.4 Gestión de los efluentes

El manejo de los efluentes es un aspecto fundamental en la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal intensivos o en proceso de intensificación. Como ya fuera señalado por Arocena et al. (2013), el gasto excesivo de agua para la limpieza de las instalaciones y el aporte de pluviales limpias al sistema produce una dilución de los efluentes que disminuye su valor como abono y aumenta el volumen de efluentes a gestionar.

El objetivo principal de la gestión de los efluentes en los tambos es evitar que su vertido cause impactos ambientales adversos, fundamentalmente sobre la calidad del agua superficial, subterránea y suelos. El marco reglamentario para este aspecto es el Decreto 253/79 y sus modificativos, el cual incluye los estándares de vertido a cuerpo de agua y a terreno.

Para evitar el vertido directo al terreno sin control, la totalidad de los efluentes generados deben ser recolectados y almacenados hasta su posterior disposición al terreno de manera controlada. La unidad de almacenamiento debe presentar una conductividad hidráulica menor o igual a 1×10^{-7} cm/s, para esto se podrá considerar la compactación con arcilla, instalación de geomembrana o losa de hormigón.

Cuando se realiza el vertido al terreno (permitido únicamente en zonas rurales), además de los estándares de calidad especificados en el Decreto 253/79, se debe cumplir con otros aspectos como, por ejemplo, una distancia mínima de 50 metros respecto a manantiales y cursos de agua, y a su vez, se debe cumplir con lo establecido en el Decreto 405/2008, referente a los planes de uso del suelo.

Del relevamiento realizado, se obtuvo que 11 de los 38 establecimientos lecheros presentan un sistema de gestión de los efluentes que cumple con los principales aspectos (almacenamiento y aplicación controlada al terreno). Se constató que, en otros 22 establecimientos existe al menos una unidad para gestionar los efluentes (generalmente un sistema de doble laguna), pero que

estos sistemas no cumplen con todos los aspectos normativos o directamente no se encuentran operativos. Los 5 establecimientos restantes no presentan ninguna unidad para realizar la gestión de los efluentes, por lo cual, el destino de estos es el escurrimiento superficial hacia el terreno pudiendo infiltrar y/o alcanzar el curso de agua más próximo.

Vale destacar que los sistemas de gestión de efluentes que cumplen con los principales aspectos normativos tienen una antigüedad no mayor a 4 años.

Estos resultados, coinciden parcialmente con lo señalado por Arocena et al. (2013), quienes observaron que aproximadamente la mitad de los tambos presentaba un sistema de tratamiento o gestión de los efluentes, pero que en su mayoría no se encontraban operativos por falta de mantenimiento o por problemas de diseño y/o dimensionado.

6.5 Análisis Estadístico

El factor hidrogeológico incide de manera significativa en la incorporación de los nitratos al flujo subterráneo. La litología, permeabilidad y espesor de la zona no saturada del acuífero, son algunos de los aspectos que van a condicionar la cantidad de nitrato que se incorpore al agua subterránea.

Para identificar qué características de los pozos y otros factores podrían estar relacionados con la variación de las concentraciones de NO_3^- en el agua, se aplicaron diferentes métodos de análisis estadísticos.

En primer lugar, se clasificaron los datos según el tipo de establecimiento (lecheros (53) y no lecheros (15)), y se realizó un análisis de estadística descriptiva. Para este análisis, se consideraron como variables independientes clasificatorias, la geología de superficie, el tipo de construcción del pozo, la distancia a una posible fuente de contaminación local y la gestión de los efluentes.

En segundo lugar, se consideraron como variables continuas, la concentración de nitratos, la profundidad del pozo y de la napa freática, y las propiedades

fisicoquímicas del agua. Para este análisis, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson que mide el grado de covariación entre distintas variables relacionadas linealmente. Este coeficiente oscila entre -1 y $+1$, la magnitud de la relación viene especificada por el valor absoluto, mientras que el signo indica si la relación es negativa o positiva.

A su vez, para determinar si los coeficientes de correlación obtenidos son estadísticamente significativos, se calculó el valor p . Se utilizó un nivel de significancia de 0.05, lo cual, indica un riesgo de 5 % de concluir que existe una diferencia cuando no hay una diferencia real. El valor p se compara con el nivel de significancia, si el valor p es menor o igual a 0.05 se decide rechazar la hipótesis nula, siendo que la hipótesis nula expresa que la relación observada entre las variables es producto del azar (esto es, que el coeficiente de correlación en realidad es cero y no hay una relación lineal), por lo tanto, se puede concluir que la correlación es estadísticamente significativa. En caso contrario (valor p mayor que 0.05), no podemos rechazar la hipótesis nula, y no podemos afirmar que la correlación difiera significativamente de 0.

Geología

Se sabe que los contaminantes llegan a las aguas subterráneas o acuíferos por infiltración y lixiviación desde la superficie a través del suelo y la zona no saturada. Por lo tanto, en aquellas zonas donde el acuífero es libre, los contaminantes provenientes de las diferentes fuentes de contaminación podrían llegar de manera más directa y rápida al agua subterránea.

El agua subterránea muy somera en sedimentos altamente permeables o en rocas fracturadas, contiene comúnmente oxígeno disuelto de manera considerable. Es en estos ambientes hidrogeológicos en los cuales el nitrato comúnmente migra a grandes distancias provenientes de las áreas de aportación (Freeze y Cherry, 1979).

En el marco de un proyecto PAIE (Programa de Apoyo a la Investigación Estudiantil) financiado por CSIC (Comisión Sectorial de Investigación Científica), Ford y Gregorio (2018), estudiaron la conductividad hidráulica de la Formación Raigón cuando esta se encuentra aflorando. Lograron cuantificar mediante diferentes técnicas el proceso de infiltración del agua de recarga a través de los afloramientos de la Formación Raigón tanto en campo como en laboratorio. Los valores promedio de conductividad hidráulica obtenidos variaron entre 2,5 m/día y 25 m/día. Esta variabilidad fue observada entre dos sitios cercanos, reflejando la heterogeneidad de esta formación en cuanto a las propiedades hidráulicas.

Por otro lado, determinar el rol que cumple la Formación Libertad en la dinámica de recarga del acuífero ha sido uno de los principales desafíos. Esta unidad está compuesta por arcillas que tienen permanentes procesos de expansión y contracción, generando grietas o canales preferenciales de acceso. Existen estudios realizados por la Facultad de Ingeniería, en los cuales han considerado que, en función de los valores de la piezometría, una parte de la recarga podría producirse a través de la Formación Libertad, unidad que funciona como un acuitado que cubre al Acuífero Raigón. Sin embargo las características texturales (limos y arcillas) y mineralógicas (esméticas principalmente) no serían favorables al movimiento del agua través de ella.

En este sentido, Musso et al. (2019) seleccionaron varios sitios considerando diferentes espesores de la Formación Libertad para realizar ensayos de campo y análisis en laboratorio (análisis granulométricos y clasificación según el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS)). En las curvas granulométricas obtenidas observaron un predominio de limo, siempre mayor a 58 %, en segundo lugar, encontraron a las arcillas con valores que oscilan entre 23 y 40 % y en menor proporción identificaron la presencia de arena fina, cuyo porcentaje aumenta hasta llegar a 15 % a los 3 metros de profundidad. En cuanto a la mineralogía de las arcillas, determinaron desde suelos con

esmectita dominante a suelos compuestos por illita y esmectita, aspecto que influye en los cambios de las propiedades del suelo. Los valores de infiltración que obtuvieron en campo resultaron cien veces mayores que las conductividades hidráulicas obtenidas en el laboratorio. De acuerdo con los autores, las diferencias obtenidas en los resultados en laboratorio y en campo, se debe a que la porosidad varía en el perfil estudiado, generando que en laboratorio la muestra más porosa de como resultados valores mayores de conductividad hidráulica.

Para analizar una posible relación entre la geología y las concentraciones de nitratos, las 66 perforaciones que captan agua del Acuífero Raigón se clasificaron en dos grupos. Por un lado, aquellas perforaciones que presentan a la Formación Raigón aflorando, y por otro lado a las perforaciones que presentan una cobertura (generalmente por parte de la Formación Libertad).

Como resultado, se obtuvo que la concentración promedio en las perforaciones en las cuales la Formación Raigón se encuentra aflorando es de 36 mg/L, presentando concentraciones mínimas y máximas de 15 mg/L y 78 mg/L respectivamente. Por otro lado, la concentración promedio en las perforaciones que presentan una cobertura de la Formación Libertad es de 62 mg/L, presentando concentraciones mínimas y máximas de 20 mg/L y 417 mg/L. Vale destacar que, el valor de 417 mg/L que presenta una de estas perforaciones es totalmente anómalo. Si excluimos esta perforación del análisis, obtenemos que las perforaciones con cobertura tienen una concentración promedio de 54 mg/L, con concentraciones mínimas y máximas de 20 mg/L y 130 mg/L respectivamente.

Cuando analizamos exclusivamente las perforaciones relevadas en establecimientos lecheros, observamos que son 52 las perforaciones que captan agua del acuífero Raigón. De estas, 19 se encuentran emplazadas directamente sobre la Formación Raigón, mientras que en las 33 restantes existe una cobertura por parte de la Formación Libertad. La concentración

media de nitrato en las perforaciones emplazadas sobre la Formación Raigón es de 35 mg/L, mientras que en las perforaciones que presentan cobertura la concentración promedio es de 53 mg/L.

De acuerdo con De los Santos et al. (2019), la recarga de este acuífero es producto de la infiltración de agua de lluvia, y se produce sin dificultad y de manera directa en zonas donde la Formación Raigón se encuentra aflorando. Sin embargo, estas zonas se asocian usualmente a cursos de agua superficiales, por lo cual rápidamente se produce la descarga en los arroyos, a través de flujos locales.

La existencia de pozos con elevadas concentraciones de nitratos en el sector sobre el cual se dispone la Ruta Nacional N° 1, sector que coincide con los mayores espesores de la Formación Libertad, permite asumir problemas de contaminación, cuyo origen antrópico ha sido ya demostrado con estudios antecedentes.

Tipo de perforaciones y distancia a PFCL

Para analizar una posible relación entre el tipo de perforación y las concentraciones de nitratos se dividieron las perforaciones según su método de construcción. Estos se clasificaron en pozos de brocal (donde se agruparon los pozos brocales y reperforados) y pozos semisurgentes.

Como resultado, se obtuvo que las perforaciones brocales (21) presentaron un valor promedio de 68 mg/L, con un rango de variación entre 20 y 417 mg/L. Por otro lado, las perforaciones semisurgentes (47) presentaron una concentración promedio de 47 mg/L, con un rango de variación entre 15 y 130 mg/L.

Para evaluar las concentraciones en función de la distancia del pozo respecto a posibles fuentes de contaminación locales, se tomó en cuenta el relevamiento realizado durante la visita al establecimiento.

De los 53 pozos relevados en establecimientos lecheros, 24 se clasificaron como cercanos, 23 como lejanos, y a 6 pozos no se les asoció ninguna fuente de contaminación local.

Por otro lado, de los establecimientos considerados como blancos, únicamente en un caso se constató una posible fuente de contaminación local. Se trata de un pozo negro, el cual se encuentra a menos de 50 metros de las perforaciones 43a y 43b.

Del análisis realizado, se obtuvo que, las perforaciones que se clasificaron como lejanas (23) presentaron un valor promedio de 42 mg/L, con un rango de variación entre 15 y 84 mg/L. Las perforaciones clasificadas como cercanas (26) presentaron una concentración promedio de 67 mg/L con valores que oscilaron entre 24 y 417 mg/L. Por último, las perforaciones a las cuales no se les asoció ninguna fuente de contaminación local (19) presentaron una concentración promedio de 49 mg/L, con un rango de variación entre 20 y 130 mg/L.

Vale destacar que, existe una relación entre estas dos características, si observamos las perforaciones clasificadas como lejanas (respecto a una posible fuente de contaminación local), se obtiene que el 83 % es de tipo semisurgente, en cambio, si consideramos las perforaciones clasificadas como cercanas, aproximadamente la mitad son pozos semisurgentes y la otra mitad pozos brocales.

Perdomo et al. (2001), observaron que los pozos cercanos tendrían mayor probabilidad de presentar problemas de contaminación por NO_3^- que los pozos lejanos, pero, sin embargo, no observaron un efecto significativo en cuanto al tipo de construcción de la perforación. En este sentido, coinciden de manera parcial con lo observado por Richards et al. (1996), quienes afirmaron que tanto la ubicación como el tipo de construcción del pozo afectan la probabilidad de que exista contaminación por nitratos.

Las elevadas concentraciones de nitrato en perforaciones que en principio no se encuentran cercanas a una fuente de contaminación local, podrían indicar la existencia de otras fuentes de contaminación, como, por ejemplo, la aplicación de fertilizantes inorgánicos en los suelos. Por este motivo, es importante determinar las fuentes de nitratos en el agua subterránea e identificar si la contaminación es puntual, difusa o una combinación de estas.

Una de las principales técnicas utilizadas para identificar el origen de la contaminación, consiste en determinar la relación entre los dos isótopos estables (^{14}N y ^{15}N) que tiene el nitrógeno. A partir de esta relación se podrían discriminar a los nitratos originados por desechos de animales de aquellos originados por otras fuentes. Se ha observado que los nitratos en suelos de corrales, granjas o campos de drenaje de tanques sépticos tienen una relación más alta que los nitratos en suelos correspondientes a campos fertilizados.

En Uruguay Bedmar et al. (2001), observaron a partir del contenido de ^{15}N y ^{18}O de los nitratos que el origen de estos era antropogénico, como resultado de las actividades de la zona, posiblemente proveniente de deyecciones de animales y aguas sépticas.

De los Santos et al. (2019), observaron a partir del análisis isotópico realizado en 4 pozos con altos contenidos de nitrato, una posible incidencia de fertilizantes agrícolas o efluentes lecheros y/o domésticos.

Gestión de los efluentes

Por último, para analizar las concentraciones de nitratos en función de la gestión de los efluentes en los establecimientos lecheros, se definió si el sistema de gestión cumple con los principales aspectos de la normativa ambiental, a su vez, se evaluaron las concentraciones de nitrato en función de la existencia de laguna/s de almacenamiento, aspecto que podría favorecer la infiltración hacia las aguas subterráneas si esta unidad no se encuentra adecuadamente impermeabilizada.

Del análisis realizado, se obtuvo que en total son 22 los establecimientos que presentan una unidad de almacenamiento y no cuentan con sistema de aplicación de los efluentes líquidos a terreno, en estos 22 establecimientos, se relevaron 30 perforaciones, las cuales presentaron un valor promedio de 49 mg/L, con un rango de variación entre 15 y 108 mg/L. Los establecimientos que presentan una unidad de almacenamiento y cuentan con un sistema de aplicación son 11, en estos, se relevaron 14 perforaciones, obteniendo un valor promedio de 47 mg/L con valores que oscilaron entre 28 y 83 mg/L. Por último, en los 5 establecimientos que no realizan ninguna gestión de los efluentes, se relevaron 8 pozos, presentaron una concentración promedio de 45 mg/L con valores que oscilaron entre 24 y 114 mg/L.

Variables continuas

Cuando se utiliza el coeficiente de correlación de Pearson para analizar los datos obtenidos y evaluar qué tan fuertes son las relaciones lineales entre dos variables, se obtienen valores para este coeficiente próximos a 0. Un coeficiente de correlación cercano a 0 indica que no existe correlación lineal entre estas variables, o de existir, la relación es débil. Los coeficientes de correlación de Pearson y los valores p obtenidos para todas las relaciones analizadas entre las distintas variables se muestran en las Tabla 2 y 3 (Anexo 2).

El coeficiente con valor absoluto de mayor magnitud (0.57) se obtuvo al correlacionar la profundidad del pozo con la profundidad del nivel estático. En este caso, de acuerdo con la magnitud y signo (+) del coeficiente, se puede decir que la relación es moderada y positiva.

Por otro lado, cuando se correlacionó la concentración de nitratos con el potencial redox, se obtuvo un valor de correlación (-0.47), indicando una relación moderada y negativa.

A su vez, vale destacar que el valor p obtenido para estas relaciones es menor al nivel de significancia de 0.05, lo cual, permite establecer una correlación estadísticamente significativa.

Por último, al correlacionar la concentración de nitratos con la profundidad de los pozos y la profundidad del nivel estático, se obtuvieron los siguientes valores de correlación 0.06 y 0.20 respectivamente, los cuales, indicarían que no existe una relación lineal entre estas variables.

En principio, estos resultados podrían no coincidir con la afirmación realizada por (Gelberg et al. 1999; Cepelcha et al. 2004; Herrero et al. 2005; Carbó et al. 2008), quienes afirmaron que pozos poco profundos, antiguos y localizados en suelos permeables o cercanos a campos fertilizados o en establecimientos de engorde a corral, son más vulnerables a la contaminación por nitratos. Pero vale la pena remarcar, que estos autores indican la relación entre más de un parámetro y la vulnerabilidad a ser contaminados por nitratos, mientras que en el presente proyecto se evalúa exclusivamente la relación entre la concentración de nitratos determinada en el agua del pozo y las profundidades del pozo y del nivel estático.

7 Conclusiones

Al comparar los resultados obtenidos de las profundidades de los niveles estáticos y el mapa de piezometría con los resultados de los antecedentes, se observa que los niveles no presentan cambios significativos respecto a estos.

La existencia de muestras con concentraciones elevadas de nitrato constituye una evidencia de procesos de contaminación en los pozos de abastecimiento.

Es evidente que en el pozo *43b*, en el cual se registró la concentración máxima de nitratos, existe un severo proceso de contaminación. Este pozo se encuentra junto a un pozo negro, siendo probablemente esta, la fuente de contaminación.

Los resultados obtenidos resultan preocupantes debido a que las concentraciones de nitratos observadas se encuentran por encima de los niveles recomendados para consumo humano en un elevado número de perforaciones utilizadas con este fin.

Las concentraciones de nitratos registradas en las perforaciones utilizadas para el consumo animal, en general, no representan un riesgo considerable para su salud, sin embargo, existen perforaciones con concentraciones que podrían representar un riesgo principalmente para las guacheras.

Cuando se comparan las concentraciones de nitratos en establecimientos lecheros y en establecimientos tomados como referencia, no se observaron diferencias significativas que indiquen claras evidencias de contaminación puntual en estos tambos.

Menos de la tercera parte de los establecimientos lecheros presentan un sistema de gestión de los efluentes que cumple con las exigencias normativas. De todas maneras, no se observaron diferencias en las concentraciones de nitratos en pozos de agua que pertenecen a establecimientos lecheros, independientemente del manejo de los efluentes. Esto se podría deber a que la

gestión de los efluentes es un aspecto relativamente reciente (el sistema de gestión de efluentes más antiguo no supera los 4 años).

Se logró determinar la importancia de la ubicación de la perforación y la distancia respecto a posibles fuentes de contaminación, debido a que las perforaciones que se clasificaron como lejanas presentaron un valor promedio de concentración de nitratos considerablemente inferior al de las perforaciones clasificadas como cercanas.

Se constataron perforaciones contaminadas a las cuales no fue posible asociar una posible fuente de contaminación puntual. Esto podría indicar la existencia de otras fuentes de contaminación, como, por ejemplo, la aplicación de fertilizantes inorgánicos en los suelos.

El promedio de concentraciones de nitratos en perforaciones que se encuentran emplazadas en el sector de comportamiento libre del acuífero (36 mg/L) resultaron menores que en las perforaciones en las cuales el acuífero se encuentra confinado (54 mg/L). Esto se podría deber a que, a pesar de que en las zonas donde se encuentra la Formación Raigón aflorando la recarga se produce de manera directa, estas zonas se asocian usualmente a cursos de agua superficiales, hacia los cuales se produce la descarga del acuífero a través de flujos locales.

Las concentraciones de nitrato varían de forma aleatoria en el espacio, se observaron perforaciones relativamente cercanas con concentraciones muy diferentes. Por otro lado, considerando que las mediciones en cada pozo se realizaron en una única oportunidad, no fue posible determinar si existen variaciones o fluctuaciones estacionales.

Los resultados de los diferentes análisis estadísticos no brindan suficientes elementos para determinar los procesos que influyen en la presencia y distribución de los nitratos en el agua. Se recomienda profundizar en este análisis utilizando nuevas herramientas.

8 Bibliografía

- AROCENTA, R., et al. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. **VII Congreso de Medio Ambiente**. P-38. 2013.
- AUGE, M. Agua subterránea, deterioro de calidad y reserva. **Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Cátedra de Hidrogeología**. Buenos Aires. 2006.
- AVILA, J.; SANSORES, A. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. **Ingeniería**. V. 7, n2, pp. 47-54. 2003.
- BEDMAR, A., et al. Hidrología isotópica e Hidroquímica del Acuífero Raigón, Uruguay. **Proyecto URU/8/012, IAEA, Viena**. P-59. 2001.
- BOSSI, J. Geología del Uruguay. **Colección Ciencias, 2. Universidad de la República. Departamento de Publicaciones**. P-164. 1966.
- BOSSI, J.; NAVARRO, R. Geología del Uruguay. **Universidad de la República, Montevideo**. P-970. 1991.
- CARBALLO, E. Estudio Acuífero Raigón. **Informe elaborado por INYPSA para PRENADER (Programa de Manejo de Recursos Naturales y Desarrollo del Riego)**. 1995.
- COLLAZO, P.; MONTAÑO, J. Manual de agua subterránea. P-34. 2012.
- CORREA, C.; REZZANO, N.; GARCÍA, F. Manual para la Gestión Ambiental de Tambos. **Montevideo: MVOTMA**. 2016.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. Hidrología Subterránea. **Barcelona, Ediciones Omega**. 1983.
- De la Canal, J. J. Código Alimentario Argentino. **Tomo I, Capítulo XII, Artículo 982, Ed. De la Canal y Asociados, Buenos Aires, Argentina**. P-331. 1994.
- DE LOS SANTOS, J., et al. Gestión Ambiental del Sistema Acuífero Raigón. **Proyecto FPTA-INIA 78**. 2019.

Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP). Datos Preliminares basados en la Declaración Jurada de Existencias DICOSE-SNIG. 2021.

Dirección Nacional de Minería y Geología (DINAMIGE). Memoria explicativa de la Carta Hidrogeológica del Uruguay a escala 1:2.000.000. 1986.

FORD, S.; GREGORIO, J. Determinación de propiedades hidráulicas en la Formación Raigón. 2018.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. Groundwater. **Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey**. P-604. 1979.

GIMÉNEZ, M.; OLEGGINI, G. Gestión de Efluentes. **Ficha técnica N°13 - Conaprole**. (2018).

GOSO, H. El Cenozoico en el Uruguay: Montevideo. **Instituto Geológico de Uruguay, Informe interno**. 1965.

GOSO, H.; BOSSI, J. Cenozoico. Geología del Uruguay. Universidad de la República, Montevideo. Pp. 259-305. 1966.

HEINZEN, W., et al. Carta Hidrogeológica del Uruguay. Escala 1:2.000.000. **DINAMIGE, Montevideo, Uruguay**. 1986.

HEINZEN, W., et al. Mapa Hidrogeológico del Uruguay. Escala 1:1.000.000. **DINAMIGE, Montevideo, Uruguay**. 2003.

HERRERO, M. A. Aguas para consumo animal. Cap. 5, pp. 53-87. 1996.

HERRERO, M. A., et al. Distribución de la Calidad de Agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses, I1–Condiciones de manejo y grado de contaminación. **Revista Argentina de Producción Animal**. Vol. 20, N° 3-4, pp. 237-252. 2000.

HERRERO, M. A., et al. Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca lechera de Abasto Sur, Buenos Aires, Argentina. **Revista Argentina de Producción Animal**. Vol. 22, N°1, pp. 61-70. 2002.

LOUREIRO, J., et al. Mapa Geológico del Uruguay a escala 1:500.000. 2017.
http://visualizadorgeominero.dinamige.gub.uy/DINAMIGE_mvc2/

MARTINEZ, S.; GAUCHER, C. Paleoecología y sedimentología de la Formación Camacho en el Departamento de Colonia (Mioceno Medio-Superior, Uruguay). **Paleociencias del Uruguay**. Vol. 2, pp. 21-24. 1994.

MARTÍNEZ, S.; UBILLA, M. El cuaternario en Uruguay. En Veroslavsky, G., Ubilla, M. y Martínez, S., Eds. Cuencas sedimentarias de Uruguay, Cenozoico. **Ediciones DIRAC, Facultad de Ciencias, Montevideo**. Pp. 195-227. 2004.

MONTAÑO, J.; GAGLIARDI, S.; MONTAÑO, M. Recursos hídricos subterráneos del Uruguay. **Boletín Geológico y Minero**. Vol. 117, pp. 201-222. 2006.

LARRECHART, M. Manual para la habilitación y refrendación de establecimientos productores de leche y queserías artesanales. **Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca – Proyecto de Producción Responsable (MGAP - PPR)**. 2010.

OORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). Guías para la calidad del agua de consumo humano. **Cuarta edición que incorpora la primera adenda**. 2018.

PERDOMO, C. H.; CASANOVA, O. N.; CIGANDA, V. S. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. **Agrociencia-Sitio en Reparación**. Vol. 5, N°1, pp. 10-22. 2001.

PEREA, D.; MARTÍNEZ, S. Estratigrafía del Mioceno-Pleistoceno en el litoral sur-oeste de Uruguay. En Veroslavsky, G., Ubilla, M. y Martínez, S., Eds. Cuencas sedimentarias de Uruguay, Cenozoico. **Ediciones DIRAC, Facultad de Ciencias, Montevideo**. Pp. 105–124. 2004.

POSTIGLIONE, M., et al. Gestión sostenible del acuífero Raigón, Uruguay. **IAEA, Estudios de hidrología isotópica en América Latina**. Pp. 195-218. 2009.

PRECIOZZI, F., et al. Carta geológica del Uruguay a escala 1:500.000. **Dirección Nacional de Geología y Minería, Montevideo**. 1985.

RICHARDS, R. P.; BAKER, D. B.; CREAMER, N. L.; KRAMER, J. W.; EWING, D. E.; MERRYFIELD, B. J.; & WALLRABENSTEIN, L. K. Well water quality, well vulnerability, and agricultural contamination in the Midwestern United States. **Journal of Environmental Quality**, **25 (3)**, 389-402. 1996.

SPOTURNO, J.; OYHANTÇABAL, P. Mapas geológicos y de recursos minerales del Departamento de Montevideo a escala 1/50.000 y de Canelones y San José a escala 1/100.000. **Ministerio de Educación y Cultura- CONICyT, Montevideo**. 2004.

SPRECHMANN, P.; MARTÍNEZ, S.; GAUCHER, C. Paleoecología y sedimentología de la Formación Camacho en el Departamento de Colonia (Mioceno Medio – Superior, Uruguay). **I Jornada de Paleontología del Uruguay “Prof. Dr. Rodolfo Méndez Alzola”, Montevideo, Paleociencias del Uruguay, 2: 21-24**. 1994.

UBILLA, M. La Formación Fray Bentos (Oligoceno tardío) y los mamíferos más antiguos de Uruguay. En Veroslavsky, G., Ubilla, M. y Martínez, S., Eds. Cuencas sedimentarias de Uruguay, Cenozoico. **Ediciones DIRAC, Facultad de Ciencias, Montevideo**. Pp. 83-104. 2004.

UGALDE, R. A. Petrografía, quimioestratigrafía y proveniencia sedimentaria de la Formación Camacho (Mioceno), Uruguay. **Tesis de Maestría, PEDECIBA Geociencias, Facultad de Ciencias, Montevideo**. 2019.

VASSALLO, C. Manual para el manejo de efluentes de tambo. **Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Uruguay**. Pp. 25-35. 2008.

VEROSLAVSKY, G.; DE SANTA ANA, H.; ROSSELLO, E. Depósitos del jurásico y cretácico temprano de la región meridional de Uruguay: el lineamiento Santa Lucía-Aiguá-Merín. En Veroslavsky, G., Ubilla, M. y Martínez, S., Eds. Cuencas sedimentarias de Uruguay, Cenozoico. **Ediciones DIRAC, Facultad de Ciencias, Montevideo**. Pp. 115-140. 2003.

9 Anexo 1. Normas nacionales.

- Ley N° 14859. “Código de Aguas” (1979).
<https://www.impo.com.uy/bases/codigo-aguas/14859-1978>
- Ley N° 18610. “Política Nacional de Aguas” (2009).
<https://www.impo.com.uy/bases/leyes/18610-2009>
- Decreto 253/979 y modificativos. “Normas reglamentarias para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas”. <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>
- Decreto 86/004. “Norma técnica de construcción de pozos perforados para captación de agua subterránea”.
<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/86-2004>
- Instituto Uruguayo de Normas Técnicas. Norma UNIT 833:2008. Norma de calidad de agua potable. Administración de Obras Sanitarias del Estado (OSE).
www.ose.com.uy/descargas/reclutamiento/norma_interna_de_calidad_aqua_potable_de_OSE.pdf

10 Anexo 2. Tablas

Tabla 2: Coeficiente de Pearson para cada uno de los pares de parámetros y/o características analizadas

Coeficiente de Pearson	Temperatura	pH	Conductividad eléctrica	Potencial redox	Nitratos	Nivel estático	Profundidad del pozo
Temperatura	1.00						
pH	0.05	1.00					
Conductividad eléctrica	0.26	0.14	1.00				
Potencial redox	0.01	-0.46	0.01	1.00			
Nitratos	0.12	0.19	0.38	-0.47	1.00		
Nivel estático	0.08	0.27	0.22	-0.16	0.20	1.00	
Profundidad del pozo	0.07	0.51	0.27	-0.03	0.06	0.57	1.00

Tabla 3: Valor p para cada uno de los pares de parámetros y/o características analizadas

Valor P	Temperatura	pH	Conductividad eléctrica	Potencial redox	Nitratos	Nivel estático	Profundidad del pozo
Temperatura	1.00						
pH	0.77	1.00					
Conductividad eléctrica	0.04	0.33	1.00				
Potencial redox	0.91	0.00	0.91	1.00			
Nitratos	0.33	0.14	0.00	0.00	1.00		
Nivel estático	0.58	0.04	0.09	0.22	0.14	1.00	
Profundidad del pozo	0.65	0.00	0.07	0.86	0.67	0.00	1.00

Tabla 4: Concentración de nitratos y usos de los pozos

Id Tambo	Id Pozo	Nitratos (mg/L)	¿Consumo humano?	¿Consumo animal?	¿Limpieza tambo?	¿Riego?	Id Tambo	Id Pozo	Nitratos	¿Consumo humano?	¿Consumo animal?	¿Limpieza tambo?	¿Riego?
Tambo 1	01a	29.2	Si	Si	Si	No	Tambo 25	25a	113.6	Si	Si	Si	No
Tambo 2	02a	42.7	Si	Si	Si	No	Tambo 25	25b	50.5	Si	Si	Si	No
Tambo 3	03a	33.6	Si	Si	Si	No	Tambo 26	26a	54.9	Si	Si	Si	Si
Tambo 4	04a	46.0	Si	Si	Si	No	Tambo 26	26b	52.2	Si	Si	Si	No
Tambo 5	05a	42.5	Si	Si	Si	No	Tambo 27	27a	44.3	Si	Si	Si	Si
Tambo 6	06a	28.3	Si	Si	No	No	Tambo 28	28a	49.4	Si	Si	Si	Si
Tambo 6	06b	32.3	Si	Si	No	No	Tambo 29	29a	64.6	Si	Si	Si	No
Tambo 6	06c	33.6	Si	Si	Si	No	Tambo 30	30a	41.2	No	Si	Si	No
Tambo 7	07a	32.3	Si	Si	Si	No	Tambo 30	30b	58.4	Si	No	Si	No
Tambo 7	07b	59.8	Si	Si	Si	No	Tambo 31	31a	27.9	Si	Si	Si	No
Tambo 8	08a	24.3	No	Si	Si	No	Tambo 32	32a	31.0	Si	Si	Si	No
Tambo 8	08b	26.1	No	No	No	Si	Tambo 32	32b	35.0	Si	Si	Si	No
Tambo 9	09a	36.3	Si	Si	Si	No	Tambo 33	33a	43.8	Si	Si	Si	No
Tambo 9	09b	31.0	No	Si	No	Si	Tambo 34	34a	83.2	Si	Si	Si	No
Tambo 10	10a	41.6	Si	Si	Si	No	Tambo 35	35a	72.2	Si	Si	Si	No
Tambo 11	11a	32.8	Si	Si	Si	Si	Tambo 36	36a	41.2	Si	Si	No	No
Tambo 12	12a	107.6	Si	Si	Si	No	Tambo 37	37a	60.9	Si	Si	Si	No
Tambo 13	13a	42.5	Si	Si	Si	No	Tambo 38	38a	65.3	Si	Si	Si	No
Tambo 14	14a	78.4	Si	Si	Si	No	Tambo 38	38b	62.6	No	Si	No	No
Tambo 14	14b	15.1	Si	No	No	No	Blanco 39	39a	38.3	No	Si	No	Si
Tambo 14	14c	28.3	No	Si	No	No	Blanco 40	40a	49.1	No	Si	No	Si
Tambo 15	15a	53.6	Si	Si	Si	No	Blanco 41	41a	46.5	Si	Si	No	No
Tambo 16	16a	34.5	Si	Si	Si	No	Blanco 42	42a	19.9	Si	No	No	No
Tambo 16	16b	55.3	Si	Si	No	No	Blanco 43	42b	47.6	Si	Si	No	No
Tambo 17	17a	24.8	No	Si	Si	No	Blanco 44	43a	56.0	Si	Si	No	No
Tambo 17	17b	32.8	Si	Si	No	No	Blanco 45	43b	417.0	No	Si	No	Si
Tambo 18	18a	68.2	Si	Si	Si	No	Blanco 46	44a	41.8	Si	Si	No	No
Tambo 19	19a	43.4	Si	Si	Si	No	Blanco 47	45a	34.3	Si	No	No	Si
Tambo 20	20a	50.9	Si	Si	Si	No	Blanco 48	46a	130.2	Si	Si	No	No
Tambo 21	21a	83.7	No	Si	Si	No	Blanco 49	47a	51.8	Si	Si	No	Si
Tambo 22	22a	27.9	Si	Si	Si	No	Blanco 50	47b	52.9	Si	No	No	No
Tambo 23	23a	43.8	Si	Si	Si	No	Blanco 51	48a	34.5	Si	No	No	No
Tambo 24	24a	77.0	Si	Si	Si	No	Blanco 52	49a	45.6	Si	Si	No	No
Tambo 24	24b	74.6	No	Si	No	No	Blanco 53	50a	97.0	Si	Si	No	No

Tabla 5: Características de los pozos

Id Tambo	Id Pozo	Profundidad (m)	Profundidad del nivel estático (m)	Caudal (m3/h)	Profundidad de los filtros (m)	¿Muestra extraída directa del pozo?	¿El pozo había sido bombeado?	¿Presenta losa?	¿Semisurgente?
Tambo 1	01a	55	22.4	7	26a29/49a50	Si	Si	Si	Si
Tambo 2	02a	-	11.8	-	-	Si	No	Si	No
Tambo 3	03a	38	11.3	2.5	18a20/22a24/26a32	No	No	Si	Si
Tambo 4	04a	34	17.3	5	19a21/28a29	Si	No	No	Si
Tambo 5	05a	32	13.1	14	22a26	No	No	Si	Si
Tambo 6	06a	38	4.2	15	25a26/31a33	No	No	Si	Si
Tambo 6	06b	-	4.8	-	-	No	No	Si	No
Tambo 6	06c	-	8.3	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 7	07a	36	9	15	12a13/20a22/32a33	Si	No	No	Si
Tambo 7	07b	-	9.3	-	-	Si	No	Si	No
Tambo 8	08a	11	6.5	11	-	Si	No	Si	No
Tambo 8	08b	-	-	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 9	09a	33	12.5	2.5	14a15/22.5a23.5/27a28	Si	No	No	Si
Tambo 9	09b	33	-	12	-	Si	No	Si	Si
Tambo 10	10a	40	15.3	2.5	14-16/25-27/35-37	No	No	Si	Si
Tambo 11	11a	17	5.5	10	-	Si	No	Si	No
Tambo 12	12a	-	8.1	-	-	No	No	Si	No
Tambo 13	13a	27	8.1	25	-	No	No	Si	Si
Tambo 14	14a	20	3	-	13a15	No	No	No	Si
Tambo 14	14b	36	3.2	-	-	No	No	Si	Si
Tambo 14	14c	15	3.1	-	-	Si	No	No	Si
Tambo 15	15a	62	-	11	-	No	No	Si	Si
Tambo 16	16a	-	22.2	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 16	16b	-	33.9	-	-	No	No	Si	Si
Tambo 17	17a	-	11.9	-	-	Si	Si	Si	No
Tambo 17	17b	-	12.4	-	-	No	No	No	No
Tambo 18	18a	-	14.3	-	-	Si	Si	Si	No
Tambo 19	19a	-	11.5	-	-	Si	No	Si	No
Tambo 20	20a	-	18.2	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 21	21a	40	14.6	-	-	Si	Si	No	Si
Tambo 22	22a	36	8.4	10	-	Si	No	Si	Si
Tambo 23	23a	-	5.2	60	-	Si	Si	No	No
Tambo 24	24a	32	15.5	14	-	Si	No	Si	Si
Tambo 24	24b	32	-	2	-	Si	No	No	Si

Tambo 25	25a	19	17	-	-	Si	No	Si	No
Tambo 25	25b	41	18.7	-	29a30/35a38	Si	No	Si	Si
Tambo 26	26a	20	5.2	7	16a18	Si	No	Si	Si
Tambo 26	26b	14	4.9	2	-	No	No	No	No
Tambo 27	27a	24	6.1	-	-	Si	No	No	Si
Tambo 28	28a	16	6.5	16	-	Si	No	Si	Si
Tambo 29	29a	42	22.5	15	25a26/33a35/38a39	No	Si	Si	Si
Tambo 30	30a	42	14.8	40	20a22/36a38	Si	No	No	Si
Tambo 30	30b	25	15.6	10	-	No	No	No	No
Tambo 31	31a	18	11.1	3	-	Si	Si	Si	Si
Tambo 32	32a	-	-	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 32	32b	-	4.4	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 33	33a	26	10.2	6	-	Si	Si	Si	Si
Tambo 34	34a	-	8.4	-	-	Si	No	No	Si
Tambo 35	35a	43	16.6	-	-	Si	No	Si	Si
Tambo 36	36a	30	7.7	-	-	Si	No	No	Si
Tambo 37	37a	-	7.6	-	-	Si	No	No	No
Tambo 38	38a	27	-	20	-	No	No	Si	Si
Tambo 38	38b	38	22.3	2	-	Si	No	Si	Si
Blanco 39	39a	30	10.4	20	16a18/26a28	Si	No	Si	Si
Blanco 40	40a	26	18.8	8	-	Si	No	Si	Si
Blanco 41	41a	25	5.8	14	-	Si	No	Si	Si
Blanco 42	42a	12	3.9	-	-	No	No	No	No
Blanco 43	42b	20	17.2	-	-	Si	No	No	No
Blanco 44	43a	18	10.1	14	-	Si	No	No	Si
Blanco 45	43b	14	12	14	-	Si	No	Si	No
Blanco 46	44a	20	-	-	-	No	No	Si	No
Blanco 47	45a	42	18.1	45	22a24/27a29/40a41	Si	No	No	Si
Blanco 48	46a	36	9.7	18	15a16/18a19/24a25	Si	No	Si	Si
Blanco 49	47a	53	-	28	35a37/38a40/44a46	Si	No	Si	Si
Blanco 50	47b	25.5	-	28	-	Si	No	Si	No
Blanco 51	48a	-	-	1.5	-	Si	No	Si	Si
Blanco 52	49a	13	12	-	-	Si	No	No	No
Blanco 53	50a	-	16.1	-	-	No	No	No	Si

Tabla 6: Perfiles litológicos de los pozos

Id Tambo	Id Pozo	Perfil	Lito1	Hasta	Lito2	Hasta	Lito3	Hasta	Lito4	Hasta	Lito5	Hasta	Lito6	Hasta	Lito7	Hasta	Lito8	Hasta	Piso
Tambo 1	01a	No																	
Tambo 2	02a	No																	
Tambo 3	03a	Si	Sed. Arcilloso marrón	18	Sed. Arenoso	20	Sed. Arcilloso	22	Sed. Arenoso	24	Sed. Arcilloso	26	Sed. Arenoso	32	Sed. Arcilloso	38			
Tambo 4	04a	Si	Fm. Libertad	18	Sed. Arenoso	21	Sed. Arcilloso	28	Sed. Arenoso	29	Fm. Fray Bentos	34							Fray Bentos
Tambo 5	05a	Si	Fm. Libertad	13	Fm. Raigón	26	Fm. Fray Bentos	32											Fray Bentos
Tambo 6	06a	Si	Fm. Libertad	16	Fm. Raigón	37	Fm. Fray Bentos	38											Fray Bentos
Tambo 6	06b	No																	
Tambo 6	06c	No																	
Tambo 7	07a	Si	Fm. Libertad	3	Sed. Arenoso	6	Sed. Arcilloso	12	Sed. Arenoso	13	Sed. Arcilloso	20	Sed. Arenoso	22	Sed. Arcilloso	23	Fm. Fray Ben	36	Fray Bentos
Tambo 7	07b	No																	
Tambo 8	08a	Si	Fm. Raigón	11															
Tambo 8	08b	No																	
Tambo 9	09a	Si	Fm. Libertad	12	Fm. Raigón	17	Fm. Fray Bentos	33											Fray Bentos
Tambo 9	09b	No																	
Tambo 10	10a	Si	Fm. Libertad	3	Sed. Arenoso	5	Sed. Arcilloso	10	Sed. Arenoso	16	Fm. Fray Bentos	40							Fray Bentos
Tambo 11	11a	Si	Fm. Raigón	17															
Tambo 12	12a	No																	
Tambo 13	13a	Si	Fm. Libertad	8	Fm. Raigón	27													
Tambo 14	14a	Si	Fm. Dolores	3	Fm. Raigón	15	Fm. Fray Bentos	20											Fray Bentos
Tambo 14	14b	No																	
Tambo 14	14c	No	Fm. Raigón	15															
Tambo 15	15a	No																	
Tambo 16	16a	No																	
Tambo 16	16b	No																	
Tambo 17	17a	No																	
Tambo 17	17b	No																	
Tambo 18	18a	No																	
Tambo 19	19a	No																	
Tambo 20	20a	No																	
Tambo 21	21a	No																	
Tambo 22	22a	No																	
Tambo 23	23a	No																	
Tambo 24	24a	No																	
Tambo 24	24b	No																	

