

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL



MAESTRÍA EN INGENIERÍA
DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

**SISTEMA DE GRANDES
ACUEDUCTOS DE LA PROVINCIA
DE SANTA FE. EFECTOS DEL
CAMBIO DE FUENTE EN LAS
AGUAS SUBTERRÁNEAS**

Alba Teresa Bermúdez Rojas

FICH

FACULTAD DE INGENIERIA
Y CIENCIAS HIDRICAS

Tesis de Maestría 2022

Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos

Título de la obra:

SISTEMA DE GRANDES ACUEDUCTOS DE LA PROVINCIA DE SANTA FE. EFECTOS DEL CAMBIO DE FUENTE EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Autora: Alba Teresa Bermúdez Rojas

Lugar: Santa Fe, Argentina

Palabras Claves:

Aguas subterráneas

Hidrogeología

MODFLOW

Modelo numérico

Gestión de los recursos hídricos



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas

**SISTEMA DE GRANDES ACUEDUCTOS DE LA
PROVINCIA DE SANTA FE. EFECTOS DEL CAMBIO DE
FUENTE EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS**

Alba Teresa Bermúdez Rojas

Tesis remitida al Comité Académico de la Maestría
como parte de los requisitos para la obtención
del grado de
MAGÍSTER EN INGENIERÍA
DE LOS RECURSOS HÍDRICOS
de la
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

2022



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas

**SISTEMA DE GRANDES ACUEDUCTOS DE LA
PROVINCIA DE SANTA FE. EFECTOS DEL CAMBIO DE
FUENTE EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS**

Alba Teresa Bermúdez Rojas

Lugar de Trabajo:

Grupo de Investigaciones Geohidrológicas (GIG)
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH)
Universidad Nacional del Litoral

Director:

Dra. Marta Paris

Universidad Nacional del Litoral

Co-director:

Dra. Marcela Pérez

Universidad Nacional del Litoral

Jurado Evaluador:

Dr. Héctor Enrique Massone

Universidad Nacional de Mar del Plata

Dra. Edel Mara Matteoda

Universidad Nacional de Río Cuarto

Dr. Orlando Mauricio Quiroz

Universidad Nacional de Mar del Plata



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas

Santa Fe, 14 de junio de 2022.

Como miembros del Jurado Evaluador de la Tesis de Maestría titulada *“Sistema de grandes acueductos de la Provincia de Santa Fe. Efectos del cambio de fuente en las aguas subterráneas”*, desarrollada por la Ing. Alba Teresa BERMÚDEZ ROJAS, certificamos que hemos evaluado la Tesis y recomendamos que sea aceptada como parte de los requisitos para la obtención del título de Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos. La aprobación final de esta disertación está condicionada a la presentación de dos copias encuadernadas de la versión final de la Tesis ante el Comité Académico de la Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos.

Dra. Edel Matteoda

Dr. Héctor Enrique Massone

Dr. Orlando Mauricio Quiróz
Londoño

Santa Fe, 14 de junio de 2022.

Certifico haber leído esta Tesis preparada bajo mi dirección y recomiendo que sea aceptada como parte de los requisitos para la obtención del título de Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos.

Dra. Marcela Pérez
Codirectora de Tesis

Dra. Marta del Carmen Paris
Directora de Tesis



Dr. JOSÉ LUIS MACOR
SECRETARIO DE POSGRADO
Facultad de Ingeniería y Cs. Hídricas

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería y
Ciencias Hídricas

Secretaría de Posgrado

Ciudad Universitaria
C.C. 217
Ruta Nacional N° 168 - Km. 472,4
(3000) Santa Fe
Tel: (54) (0342) 4575 229
Fax: (54) (0342) 4575 224
E-mail: posgrado@fich.unl.edu.ar

DECLARACIÓN LEGAL DE LA AUTORA

Certifico que el trabajo incluido en esta tesis es el resultado de tareas de investigación originales y que no han sido presentadas para optar a un título de posgrado en ninguna otra Universidad o Institución.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Alba Teresa Bermúdez Rojas', written over a horizontal line.

Alba Teresa Bermúdez Rojas

AGRADECIMIENTOS

A mi Madre, por apoyarme en todo momento y haberme dado la oportunidad de tener una excelente educación todo el transcurso de mi vida.

A la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral, junto a su cuerpo de docentes, por contribuir a mi continuo desarrollo académico, mil gracias.

A mi directora; la Dr. Marta Paris, y codirectora; la Dr. Marcela Pérez, por servirme de guía y aportarme todas las nociones necesarias para llevar a cabo este trabajo, así como también, sus valiosas sugerencias al discutir los resultados y la redacción del manuscrito final.

Al Grupo de Investigaciones Geohidrológicas (GIG) por brindarme toda la información necesaria para alcanzar los objetivos planteados de la investigación.

A las personas que me brindaron su amistad y apoyo incondicional a lo largo de mis estudios de posgrado en la ciudad de Santa Fe.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	I
ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABLAS	V
RESUMEN	VI
ABSTRACT.....	VII
<i>CAPÍTULO 1</i>	1
1.1. Justificación y Planteamiento del problema	4
1.2. Objetivo General.....	6
1.3. Contenido de la Tesis.....	6
<i>CAPÍTULO 2</i>	8
2.1. Ubicación	8
2.2. Clima.....	9
2.3. Vegetación y tipo de suelo.....	10
2.4. Relieve y Red hidrográfica	14
2.5. Sistema de abastecimiento actual	19
2.6. Sistema de acueductos proyectados	22
<i>CAPÍTULO 3</i>	26
3.1. Estudios previos.....	26
3.2. Hidrodinámica antecedente.....	30
3.3. Parámetros Hidráulicos Formacionales	32
3.4. Hidrogeoquímica	33
3.5. Recarga.....	35
3.6. Balance anual de agua.....	37
<i>CAPÍTULO 4</i>	41
4.1. Geología y lito-estratigrafía local	42
4.2. Hidrogeología local.....	48
4.3. Determinación de la geometría de las unidades hidro-estratigráficas	51
4.4. Estimación de parámetros hidráulicos formacionales	54
4.5. Evolución potenciométrica del sistema acuífero	59

4.6.	Evaluación de la recarga urbana	63
4.7.	Modelo Conceptual.....	70
<i>CAPÍTULO 5</i>		72
5.1.	Selección del código numérico	73
5.2.	Hipótesis del modelo	73
5.3.	Implementación del modelo.....	74
5.4.	Proceso de Calibración del modelo	82
5.5.	Verificación del modelo en régimen transitorio	87
5.6.	Escenarios propuestos.....	89
<i>CAPÍTULO 6</i>		91
6.1.	Escenario 1: Régimen de extracciones actual.....	91
6.2.	Escenario 2: Cese total del bombeo	93
6.3.	Escenario 3: Cese parcial del bombeo	95
6.4.	Gestión sostenible del recurso hídrico	98
<i>CAPÍTULO 7</i>		101
7.1	Conclusiones.....	101
7.2	Recomendaciones	104
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		108

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Ubicación del área de estudio.</i>	9
<i>Figura 2. Precipitación y temperatura promedio anual del área de estudio. Barras: pp, Línea: temp.</i>	10
<i>Figura 3. Mapa de cultivos del área de estudio. Digitalizado de (INTA, 2019).</i>	11
<i>Figura 4. Ocupación de los cultivos encontrados en la zona de estudio.</i>	12
<i>Figura 5. Tipo de suelo del área de estudio, digitalizado de INTA (1991).</i>	13
<i>Figura 6. Modelo digital de elevación (MDE) del área de estudio.</i>	14
<i>Figura 7. Año húmedo 2002-2003.</i>	15
<i>Figura 8. Año seco 2008-2009.</i>	16
<i>Figura 9. Red hidrográfica del área de estudio (Imagen Landsat 8, octubre 2017).</i>	17
<i>Figura 10. Crecida del río salado para el mes de marzo 2015.</i>	18
<i>Figura 11. Procedencia del agua a los hogares en Esperanza. (INDEC, 2010)</i>	20
<i>Figura 12. Acueducto Esperanza-Rafaela.</i>	21
<i>Figura 13. Ubicación de los pozos de bombeo del área de estudio. Modificado de (Paris M. , 2010).</i>	22
<i>Figura 14. Sistema provincial de Acueductos de la provincia de Santa Fe.</i>	23
<i>Figura 15. Sistema de Acueducto Desvío Arijón.</i>	25
<i>Figura 16. Esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área de estudio (Paris et al., 2014).</i>	28
<i>Figura 17. Mapa de curvas isofreáticas marzo-abril 2011. Tomado de (D'Elia, et al., 2017).</i>	31
<i>Figura 18. Piezometría del año 1994. Tomado de (Tujchneider O. , et al., 2005)</i>	32
<i>Figura 19. Distribución de la conductividad eléctrica en la zona urbana de la ciudad de Esperanza. Tomado de (Paris M. , et al., 1998).</i>	34
<i>Figura 20. Recarga promedio anual en hm³ del acuífero libre según distintas metodologías. Elaborado a partir de (D'Elia, et al., 2018)</i>	37
<i>Figura 21. Relación entre la contribución de agua de la superficie freática y la precipitación efectiva. Tomado de (Dardanelli & Collino, 2002)</i>	38
<i>Figura 22. Evapotranspiración MOD16 del Satélite MODIS y las precipitaciones para el periodo seco 2008-2009.</i>	39
<i>Figura 23. Ubicación de las perforaciones y la sección geológica A-B.</i>	45
<i>Figura 24. Correlación lito-estratigráfica del área de estudio.</i>	46
<i>Figura 25. Modelo tridimensional de las unidades hidro-estratigráficas.</i>	50
<i>Figura 26. Secciones Transversales.</i>	50
<i>Figura 27. Validación cruzada para cada método de interpolación.</i>	52
<i>Figura 28. Mapa Isopáquico Sedimentos pampeanos (Miembro Superior). Acuífero libre. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.</i>	53
<i>Figura 29. Mapa Isopáquico Sedimentos pampeanos (Miembro inferior) Acuitardo. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.</i>	53
<i>Figura 30. Mapa Isopáquico Formación Ituzaingó. Acuífero semiconfinado. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.</i>	54
<i>Figura 31. Ubicación pozos de monitoreo.</i>	59

<i>Figura 32. Niveles freáticos y piezométricos en los pozos de monitoreo. Tomado de (Tujchneider, et al., 2013).</i>	60
<i>Figura 33. Profundidades de agua subterránea vs precipitaciones mensuales.</i>	62
<i>Figura 34. Mapa de curvas piezométricas y líneas de flujo, acuífero semiconfinado (marzo-abril, 2011). ...</i>	63
<i>Figura 35. Esquema de entradas y salidas del sistema acuífero en un área urbana. Modificado de (Foster, Lawrence, & Morris, 2001).</i>	64
<i>Figura 36. Mapa de cobertura de agua potable. Modificado de (Aguas Santafesinas S.A., n.d.)</i>	66
<i>Figura 37. Mapa de cobertura de red cloacal. Modificado de (Aguas Santafesinas S.A., n.d.)</i>	69
<i>Figura 38. Modelo conceptual de funcionamiento (Exageración vertical x100).</i>	71
<i>Figura 39. Flujograma de las etapas del modelo</i>	72
<i>Figura 40. Discretización del dominio modelado.</i>	75
<i>Figura 41. Malla 3D del área modelada (Exageración vertical x100).</i>	76
<i>Figura 42. Carga hidráulica inicial de los pozos de monitoreo (Exageración Vertical x80).</i>	78
<i>Figura 43. Zonas de recarga (Zona 1 = Azul; Zona 2 = Rojo).</i>	80
<i>Figura 44. Pozos de bombeo destinados al abastecimiento público.</i>	82
<i>Figura 45. Niveles Observados vs Calculados en régimen estacionario.</i>	84
<i>Figura 46. Cargas hidráulicas obtenidas en la simulación estacionaria.</i>	86
<i>Figura 47. Niveles calculados vs observados en régimen transitorio para todos los tiempos.</i>	88
<i>Figura 48. Cargas hidráulicas del escenario 1 para el año 2013.</i>	92
<i>Figura 49. Cargas hidráulicas del escenario 1 para el año 2030.</i>	93
<i>Figura 50. Superficie piezométrica para el primer año de simulación.</i>	94
<i>Figura 51. Superficie piezométrica hipotética al cese total del bombeo (2030).</i>	95
<i>Figura 52. Pozos de explotación establecidos para el escenario 3.</i>	96
<i>Figura 53. Cargas hidráulicas del Escenario 3 al 5to año de simulación.</i>	97
<i>Figura 54. Cargas hidráulicas del escenario 3 para el último año de simulación.</i>	98
<i>Figura 55. Balance de agua simplificado después de la importación de agua potable.</i>	99

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Secuencia estratigráfica regional del área de estudio (Tujchneider O. , et al., 2005).....</i>	<i>26</i>
<i>Tabla 2. Entradas y salidas del sistema acuífero. Tomado de (D'Elia, et al., 2018).</i>	<i>40</i>
<i>Tabla 3. Descripción general de las perforaciones. Modificada de (Paris M. , 2010).....</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 4. Conductividad hidráulica para rangos de tamaño de grano individuales.</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 5. Conductividad hidráulica calculada a partir del análisis del tamaño de grano utilizando la fórmula de Hazen.</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 6. Rango de valores de los parámetros hidráulicos para cada capa acuífera.</i>	<i>58</i>
<i>Tabla 7. Descripción de los pozos de monitoreo.</i>	<i>59</i>
<i>Tabla 8. Parámetros hidráulicos de entrada para el modelo.</i>	<i>78</i>
<i>Tabla 9. Caudal de bombeo de los pozos con fines de abastecimiento público.....</i>	<i>81</i>
<i>Tabla 10. Parámetros hidráulicos calibrados.</i>	<i>83</i>
<i>Tabla 11. Balance de masas del modelo.....</i>	<i>85</i>
<i>Tabla 12. Análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo.</i>	<i>86</i>
<i>Tabla 13. Balance de masas obtenido en régimen transitorio.....</i>	<i>88</i>
<i>Tabla 14. Balance de agua de los principales componentes del sistema.....</i>	<i>100</i>

RESUMEN

En la actualidad, el recurso hídrico subterráneo es la principal fuente de abastecimiento en la ciudad de Esperanza (Provincia de Santa Fe, Argentina), la que alcanza a dar suministro a más del 98% de la población (49.201 habitantes). El agua es extraída de un campo de pozos de bombeo ubicados en el área rural al oeste de la ciudad para ser trasladada y almacenada en una cisterna de almacenamiento previo a su posterior distribución. Asimismo, una parte de esta agua es transportada a la ciudad Rafaela, ubicada a unos 50 km al oeste de Esperanza, para suplir su demanda. La misma es proporcionada por un acuífero semiconfinado de buen rendimiento y calidad. Sin embargo, la tasa creciente de extracción ocurrida en los últimos años ha causado el ascenso de agua salada alojada en el acuífero subyacente (de origen marino) deteriorando su calidad.

Para afrontar el incremento en la demanda de agua, y dotar de agua segura a su población, el Gobierno Provincial ha puesto en marcha el Proyecto de Sistemas de Acueductos que importará agua superficial del río Paraná y/o sus afluentes, a todas las localidades de la provincia.

Considerando que el acuífero que suministra el agua a la ciudad de Esperanza ha sido sometido a un bombeo continuo durante más de 40 años, y que a mediano plazo la ciudad estaría recibiendo el aporte de agua superficial importada, se consideró relevante evaluar el efecto que produciría el cese o disminución del bombeo en esta localidad sobre los niveles de agua subterránea ante esta nueva situación. A esto se suma el posible incremento del nivel freático debido a la recarga por uso de agua importada, en el caso de que no tengan sistema de cloacas o que este sea insuficiente.

Para lograr este objetivo, se implementó un modelo numérico de flujo de agua subterránea en diferencias finitas que permitió evaluar la respuesta del sistema bajo diferentes escenarios. Como resultado de la simulación, se evidencia que el agua importada tendría impactos significativos en la hidrodinámica del sistema acuífero, incluyendo problemas de anegamientos con niveles freáticos que alcanzarían la superficie del terreno.

Es por ello, que se plantearon y simularon distintas estrategias de gestión del recurso hídrico. La que se consideró con una mayor factibilidad de ser llevada a la práctica es la que integra el beneficio de proporcionar un mantenimiento mínimo de algunos pozos, preservándolos para su uso, lo que se traduciría en un uso conjunto agua superficial y agua subterránea.

ABSTRACT

Currently, groundwater is the main water supply in the city of Esperanza (Province of Santa Fe, Argentina), which supplies more than 98% of its population (49,201 inhabitants). Water is captured by a field of pumping wells located in the rural area westward from the city and then transported and stored in a storage tank for later distribution. Likewise, part of this water is transported to the city of Rafaela, located 50 km west of Esperanza, to supply its demand. The water is extracted from a semi-confined aquifer of good yield and quality. However, the increasing rate of extraction that has occurred in recent years has caused the rise of saltwater stored in the underlying aquifer (origin marine), deteriorating the quality of the water.

To cope with the increase in water demand, and provide its population with safe water, the Provincial Government has launched a Project of Aqueduct Systems that will import surface water from the Paraná River or its tributaries, to all the towns in the province.

Considering that the aquifer which supplies water to the city of Esperanza has been subjected to continuous pumping for more than 40 years, and that in the medium term the city would be receiving the contribution of imported surface water, it was considered relevant to evaluate the effect that the cessation or reduction of pumping in this city would produce on the groundwater levels faced with this new situation.

To achieve this objective, a finite-difference numerical groundwater flow model was implemented to evaluate the response of the system under different scenarios. As a result of the simulation, it is evident that the imported water will have significant impacts on the aquifer system's hydrodynamics, including flooding problems with groundwater levels that would reach the ground surface.

Thus, different water resource management strategies were proposed and simulated. The one that was considered more feasible to be put into practice is the one that integrates the benefit of providing a minimum maintenance of some wells, preserving them for use, which would translate into a joint use of surface water and groundwater.

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN

El cambio climático y las actividades de los seres humanos, en especial aquellas destinadas a incrementar la disponibilidad de agua para el abastecimiento en áreas urbanas, pueden generar cambios significativos en el régimen hidrológico de una región. Ello incluye la interrelación entre aguas superficiales y aguas subterráneas y, en particular, las modificaciones en la recarga neta por recarga artificial, cosecha de agua de lluvia, importación de agua y/o cese del bombeo. Aunque estas prácticas de manejo se hacen generalmente con buenos propósitos (como el abastecimiento de agua a la población), muchas veces no tienen en cuenta el impacto o los eventuales cambios en el sistema hidrológico de la región.

En la provincia de Santa Fe el 60% de la población distribuida en 15 localidades, se abastece del servicio de agua que brinda la empresa Aguas Santafesinas S.A. (ASSA). El 40% restante (347 localidades) se divide en otro tipo de prestadores que pueden ser municipalidades, comunas, cooperativas o prestadores privados. Según datos del Ente Regulador de Servicios Sanitarios (ENRESS), en 2017, en la provincia de Santa Fe había un total de 423 servicios de agua potable, de los cuales el 93% prestaba el servicio a través de fuentes subterráneas. Las demás localidades se abastecen mediante fuentes superficiales. Este es el caso de ciudades como Rosario, Santa Fe y Reconquista que, al encontrarse ubicadas sobre el sistema fluvial del río Paraná, captan el agua de dicho río o de alguno de sus tributarios, la tratan en plantas potabilizadoras y la distribuyen a su población.

Teniendo en cuenta los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, específicamente el sexto objetivo: “Garantizar la disponibilidad de agua potable y su gestión sostenible” el gobierno de la provincia diseña el Programa de Grandes Acueductos. Este programa tiene como meta brindar una solución a la problemática del abastecimiento y la calidad del agua para todas las localidades del territorio santafesino.

A partir de lo expuesto, el gobierno provincial ha proyectado la construcción de 11 acueductos a los efectos de importar agua desde el río Paraná o algunos de sus afluentes y

distribuir el agua potabilizada en 153 localidades, entre las cuales se encuentra la ciudad de Esperanza, área de estudio de esta tesis.

La importación de agua conllevaría el consiguiente cese del bombeo en la localidad abastecida con agua subterránea. A este cese del bombeo se le debe adicionar las variaciones naturales de la recarga al acuífero y el excedente resultante de la importación. De acuerdo con la bibliografía internacional, el efecto directo de la importación de agua es el ascenso de los niveles freáticos (NF) pudiendo los mismos alcanzar, incluso, la superficie del terreno.

La bibliografía consultada documenta los resultados de estas prácticas en numerosos lugares; algunos de los cuales se comentan a continuación:

(Campos, et al., 2008) realizaron una evaluación preliminar del ascenso de los niveles freáticos en el área arqueológica de Chan Chan (Perú), asociado al trasvase de las aguas del Río Santa realizado por el Proyecto Chavimochic, que tiene por finalidad asegurar el abastecimiento para la población y para riego en la región. Debido a las aguas aportadas por la obra, se han dejado de explotar las aguas subterráneas ocasionando un ascenso del nivel freático debido al cese del bombeo. Los resultados obtenidos por la investigación evidenciaron dicho ascenso de los niveles de agua ocasionado por diversos factores como la recarga preferencial por pérdidas de canales de riego y lagunas de tratamiento de líquidos, cese de bombeo de aguas subterráneas y eventos de precipitaciones extremas.

(Hernández & González, 1997) evaluaron el impacto del aumento de los niveles piezométricos en Ciudad Autónoma de Buenos Aires debido al cambio parcial de la infraestructura de los servicios de agua. Dicho cambio fue debido a los efectos ocasionados por una explotación intensiva del acuífero que generó grandes conos de abatimientos, infiltración salina y fuga de agua del acuífero libre superior a través del acuitardo al acuífero semiconfinado de donde se extraía el agua, contaminando el mismo. Como consecuencia del aumento de la demanda del recurso y el cierre de los pozos de producción contaminados, se comenzó a importar agua del río de La Plata. La recuperación piezométrica de los niveles ocasionó que los niveles freáticos aumentaran, generando serios impactos en la infraestructura urbana.

(Vives, et al., 2012), en el marco del proyecto de aguas subterráneas en la cuenca Matanza-Riachuelo de la provincia de Buenos Aires (Argentina), desarrollaron un modelo

numérico de flujo subterráneo mediante el código TRANSIN (Medina, et al., 1996) Evaluaron 3 escenarios con los cuales obtuvieron resultados satisfactorios, calibrados correctamente con los datos observados. Identificaron la dirección predominante del flujo subterráneo regional y su relación con cuerpos de agua superficial. Si bien los autores lograron un avance significativo en el conocimiento del sistema de agua subterránea de la cuenca, recomiendan profundizar otros aspectos importantes que permitan aumentar la confiabilidad del modelo conceptual y del modelo numérico.

(Vázquez-Suñé, 2003) en su tesis doctoral realiza un estudio de la influencia de las aguas subterráneas en zonas urbanas (caso de estudio: Ciudad de Barcelona, España). El autor plantea que el ascenso del nivel freático se ha convertido en un problema para muchas estructuras subterráneas, principalmente playas de estacionamiento y la red de metro. Dicho ascenso se ha debido básicamente a la disminución en la explotación de las aguas subterráneas por una reducción significativa del consumo de agua para usos industriales.

(Tujchneider O. , et al., 2008) evaluaron el efecto que produciría el cese de bombeo debido a la importación de agua sobre los niveles piezométricos del sistema acuífero en la ciudad de Santo Tomé (Santa Fe, Argentina). La mala gestión y manejo del recurso subterráneo conllevaron a una situación progresiva del deterioro en la calidad del agua, evidenciado por los aumentos de residuos secos, cloruros y sulfatos. Ante dicha situación, las autoridades municipales de la ciudad decidieron evaluar la posibilidad de reemplazar el sistema de captación por pozos por uno de agua superficial. Las autoras definieron un modelo conceptual de funcionamiento e implementaron un modelo de flujo subterráneo tridimensional como herramienta matemática para la simulación y pronóstico del comportamiento del acuífero luego del cese del bombeo. El resultado de la simulación numérica que obtuvieron indicó que se produciría un paulatino aumento de los niveles de agua subterránea hasta anegar la superficie del terreno, transcurridos 5 años a partir del cese del bombeo.

Estos casos sirven de ejemplo para mostrar que es fundamental poder contar con estudios y herramientas que permitan valorar el efecto de la importación de agua superficial a una localidad y el consecuente cese del bombeo de modo de poder conocer el efecto de esta importación sobre los niveles de aguas subterráneas. A su vez, al analizar los resultados

se podrá sugerir la implementación de pautas de manejo y control que mitiguen esta incidencia, a través del planteamiento de diferentes escenarios.

Para ello, la implementación de un modelo matemático que represente el funcionamiento del sistema acuífero, la importación de agua y distintos esquemas de cese de bombeo permitirían evaluar la prognosis de evolución de los niveles de agua. El modelo correctamente calibrado y validado se constituirá en una herramienta para el análisis de escenarios que contribuyan a mejorar la seguridad hídrica de la población (Peña, 2016).

1.1. Justificación y Planteamiento del problema

En aquellos sitios donde no existen cursos de agua superficial apropiados para el abastecimiento a una población, el suministro es provisto, generalmente, por una fuente de agua subterránea. Esto ocurre tanto en áreas urbanas como rurales.

Los beneficios del agua subterránea sobre el agua superficial son bien conocidos y variados. Sin embargo, se pueden remarcar tres aspectos importantes. 1) Extensión: los volúmenes de almacenamiento son más grandes, opuesto al carácter lineal de los cursos de agua superficial, Lo que proporciona zonas del recurso no restringidas, 2) Regularidad: mayores flujos y reservas naturales, evitando la necesidad de trabajos de regulación, 3) Calidad: a pesar de que la persistencia de la contaminación sea a menudo extrema comparada al aspecto transitorio del curso superficial, se destaca que la calidad es más constante y generalmente más protegida contra los riesgos de polución. (Tuinof, et al., 2002-2006).

Sin embargo, las limitaciones que presenta el abastecimiento mediante agua subterránea están dadas, principalmente, por la calidad y cantidad para su consumo. Según (Auge M. , 2009) en general, el agua subterránea de la llanura Chaco-Pampeana aumenta su contenido salino en profundidad, debido a la presencia de los sedimentos arenosos y arcillosos de origen marino. Adicionalmente, investigaciones realizadas en el área de la ciudad de Esperanza identificaron un aumento de salinidad debido a la explotación no controlada, situación evidenciada por el aumento en los contenidos de cloruros y sulfatos en algunos pozos de abastecimiento (Tujchneider O. , et al., 2005). Asimismo, es de destacar que en varias de las localidades donde ASSA presta servicio mediante fuentes subterráneas debe tratarla con el proceso de ósmosis inversa.

Como se ha mencionado, la política de estado llevada a cabo por el Gobierno de la provincia de Santa Fe para el abastecimiento de agua segura a su población contempla el abastecimiento a partir de una fuente de agua superficial. Sin embargo, el gobierno provincial no ha contemplado los efectos que podría ocasionar el cambio de fuente, el consecuente cese del bombeo y las variaciones en la hidrodinámica del sistema acuífero derivados del ascenso del nivel de agua subterránea. Todo ello podría derivar en serios problemas para muchas estructuras y edificaciones por debajo de la superficie del terreno, como así también dar lugar a anegamientos en zonas rurales que condicionarían la producción agropecuaria que sustenta el desarrollo de la región.

De hecho, algunos sectores de la provincia donde se encuentran las localidades a abastecer presentan, naturalmente, frecuentes problemas de anegamientos con niveles freáticos próximos a la superficie. La incorporación de agua externa podría generar una tasa mayor de recarga al acuífero; lo que sumado a las pérdidas en las redes de distribución y alcantarillado darían lugar al ascenso del nivel freático. Este ascenso podría ser aún mayor al tomar en cuenta las recargas locales por agua de lluvia y la insuficiente extensión de la red cloacal.

Actualmente, el recurso hídrico subterráneo es el principal suministro de agua en la ciudad de Esperanza. El aumento en el desarrollo de la agricultura y las industrias, principales actividades que se desarrollan en la región, exigen una mayor demanda del recurso, añadiendo además el agua necesaria para consumo humano. Durante los últimos años, dicho suministro ha sido realizado mediante el bombeo de un campo de pozos ubicado en la zona rural y próximo a la zona urbana. Este campo incluye, además, un número de perforaciones que exporta agua a la ciudad de Rafaela.

Considerando un régimen de extracción de agua para cada perforación del campo de bombeo no mayor a $1200 \text{ m}^3/20\text{h/día}$ (Tujchneider, et al., 2002), las relaciones hidráulicas en el sistema acuífero se mantienen en un equilibrio relativo con los caudales de explotación y bajo condiciones climáticas normales (sin eventos extremos). No obstante, se debe tener en cuenta además que, la variación de los niveles freáticos está asociada al régimen de precipitación, lo que podría influir y llegar a ser un factor importante al evaluar el ascenso de los niveles, considerando que, en la actualidad, las lluvias son mucho más intensas en cortos periodos de tiempo.

Esta situación puede verse desmejorada si se incorpora el factor del cese de bombeo (debido al cambio de fuente de abastecimiento) y la rápida urbanización a la que está siendo sometida la ciudad, sin la adecuada construcción de obras hidráulicas de infraestructura (tanto para drenaje pluvial como cloacal).

Si se acepta que el ascenso de los niveles freáticos es consecuencia de la interacción de diversos factores; que algunos de éstos están asociados a causas naturales (como la precipitación) mientras que otros a causas antrópicas como la importación de agua superficial y el consiguiente cese del bombeo; que este último ha sido estudiado y señalado por causar efectos adversos en la hidrodinámica subterránea, resulta conveniente y relevante contar con herramientas que permitan la apropiada gestión del recurso hídrico y con ello mitigar y evitar futuras problemáticas, garantizando así la seguridad hídrica de la población.

1.2. Objetivo General

El objetivo general de este proyecto de tesis de maestría es evaluar el impacto que se produciría sobre las condiciones hidrodinámicas del sistema acuífero actualmente en explotación en la ciudad de Esperanza ante el cambio de fuente del abastecimiento público.

1.2.1. Objetivos Específicos

Para el logro de este objetivo general se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Implementar un modelo matemático hidrogeológico que represente el funcionamiento actual del sistema acuífero y permita evaluar distintos escenarios de manejo.
- Cuantificar las variaciones que se producen en la entrada neta de agua al acuífero como consecuencia del cambio de fuente y evaluar la respuesta del sistema acuífero en términos de las modificaciones de la piezometría de las capas acuíferas ante los distintos escenarios propuestos.
- Formular distintos escenarios de manejo de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, incluyendo la influencia que tendría el cese total de bombeo debido al cambio de fuente en el suministro de agua potable.

1.3. Contenido de la Tesis

La estructura del trabajo está definida por 7 capítulos, además del presente Capítulo 1, que contiene la introducción donde se expone el tema de estudio, algunos antecedentes,

la justificación, planteamiento del problema y los objetivos, el manuscrito de esta tesis se ha organizado en los siguientes capítulos:

Capítulo 2: Contiene la descripción de las características generales y particulares del área de estudio, realizada sobre la base de estudios antecedentes.

Capítulo 3: Presenta la descripción de la hidrogeología, elaborada a partir de la interpretación de datos e información recopilada de estudios realizados en el área. Se exponen el estado actual del conocimiento del sistema acuífero a través de la síntesis de los principales estudios llevados a cabo para la definición del modelo conceptual de funcionamiento del acuífero.

Capítulo 4: Comprende la evaluación de la hidrodinámica de las aguas subterráneas y las consideraciones referidas a las pérdidas en la red de distribución de agua y alcantarillado. Se muestra la ubicación de los pozos de bombeo, pozos de monitoreo y pluviómetros que serán utilizados posteriormente para la calibración del modelo.

Capítulo 5: Contiene la implementación y calibración del modelo numérico, análisis de sensibilidad, verificación del modelo numérico. Simulación en régimen estacionario y régimen transitorio. Planteo de escenarios.

Capítulo 6: Aplicación del modelo. Estudio de la respuesta del sistema en términos de las modificaciones en la piezometría para los distintos escenarios propuestos. Gestión sostenible del recurso hídrico y seguridad hídrica.

Capítulo 7: Conclusiones y recomendaciones.

En las Referencias Bibliográficas se señalan los trabajos y obras que han sido consultadas para la elaboración de este manuscrito de tesis.

Capítulo 2

Descripción del área de estudio

En este Capítulo se presentan las particularidades del área de estudio sobre la base de investigaciones antecedentes como un apoyo en la elaboración e interpretación de las características climáticas, fisiográficas e hidrológicas. La descripción climática abarca un análisis general de las precipitaciones y temperaturas, considerando la primera, como variable fundamental para la estimación de la recarga al acuífero. Asimismo, se incorpora una interpretación y representación de la vegetación, tipo de suelo, relieve y red hidrográfica. Finalmente, se señala el sistema de abastecimiento actual y el proyectado, donde se consideran las dotaciones de agua actuales y futuras a la población.

2.1. Ubicación

La zona de estudio comprende la ciudad de Esperanza y sus alrededores. Esta ciudad se encuentra ubicada en el Departamento Las Colonias, en el centro de la Provincia de Santa Fe, Argentina, a unos 40 km de la capital provincial, la ciudad de Santa Fe, con coordenadas geográficas 31°20' y 31°30' latitud sur y 61°05' y 61°45' longitud oeste. Ocupa un área aproximada de 240 km² y posee una altitud media de 38 m.s.n.m. (Figura 1). Según el censo realizado en el año 2010 por el Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina (INDEC, 2010), la localidad tiene una población de 42.082 habitantes. No obstante, y dada la tasa de crecimiento, su población para el año 2019 se estima en 50.780 habitantes¹.

En el área de estudio se presenta una importante actividad agrícola (dedicada principalmente a la producción de maíz, soja y hortalizas) y ganadera, en particular para la producción de lácteos. Además, existe una variedad de establecimientos industriales y actividades comerciales y de servicios. Todas estas actividades se sustentan en el agua subterránea disponible en la región. El área urbana servida con agua potable por red por el prestador del servicio Aguas Santafesinas S.A. mediante fuentes subterráneas para el año 2019 es del 99% (Aguas Santafesinas S.A., n.d.).

¹ Obtenido de <http://www.estadisticasantafe.gob.ar/contenido/proyeccion-y-estimacion-de-la-poblacion/>

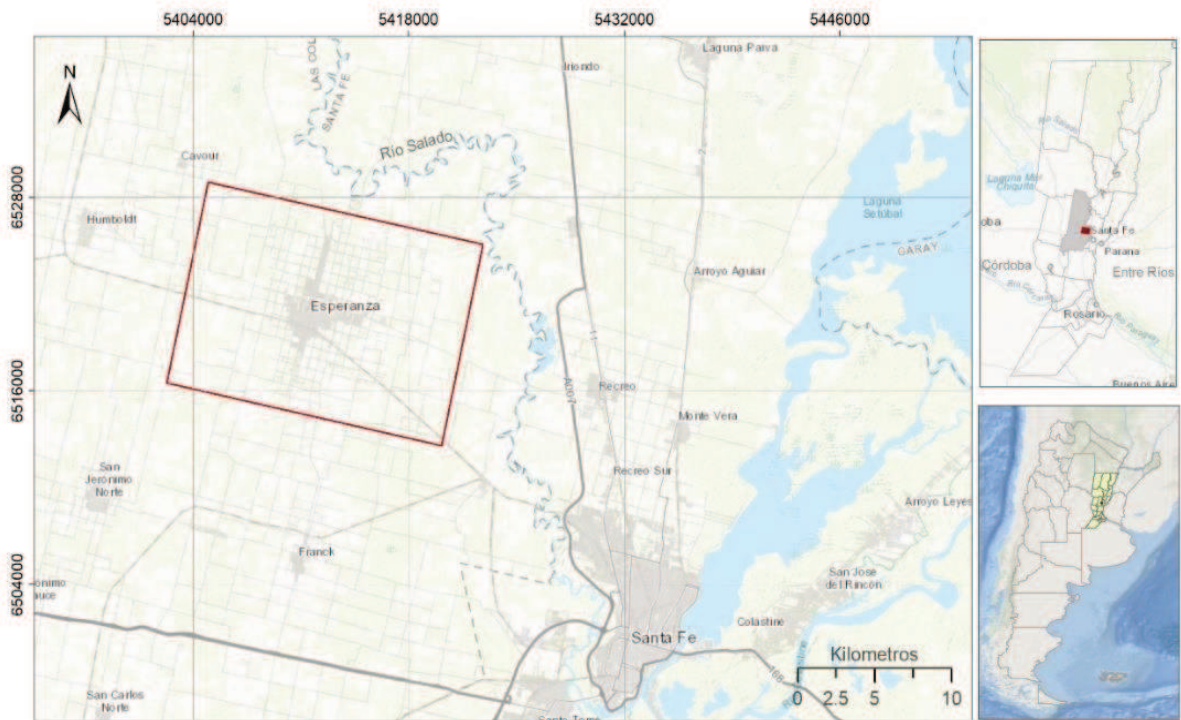


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

2.2. Clima

El clima del área es subhúmedo-húmedo, geotermal (Ribeiro, et al., 2012). La temperatura media anual es de 19°C, alcanzando las más altas en los meses de noviembre a marzo. Enero es el mes con las mayores temperaturas registradas (alrededor de 32°C) y las mínimas se presentan en los meses de junio y julio (aproximadamente 12°C). Para el período 2004-2018, según registros proporcionados por la estación agrometeorológica de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Litoral (FCA-UNL) ubicada en la ciudad de Esperanza, la precipitación media anual oscila entre 450 y 1.400 mm, con una media de 1.005 mm (Figura 2).

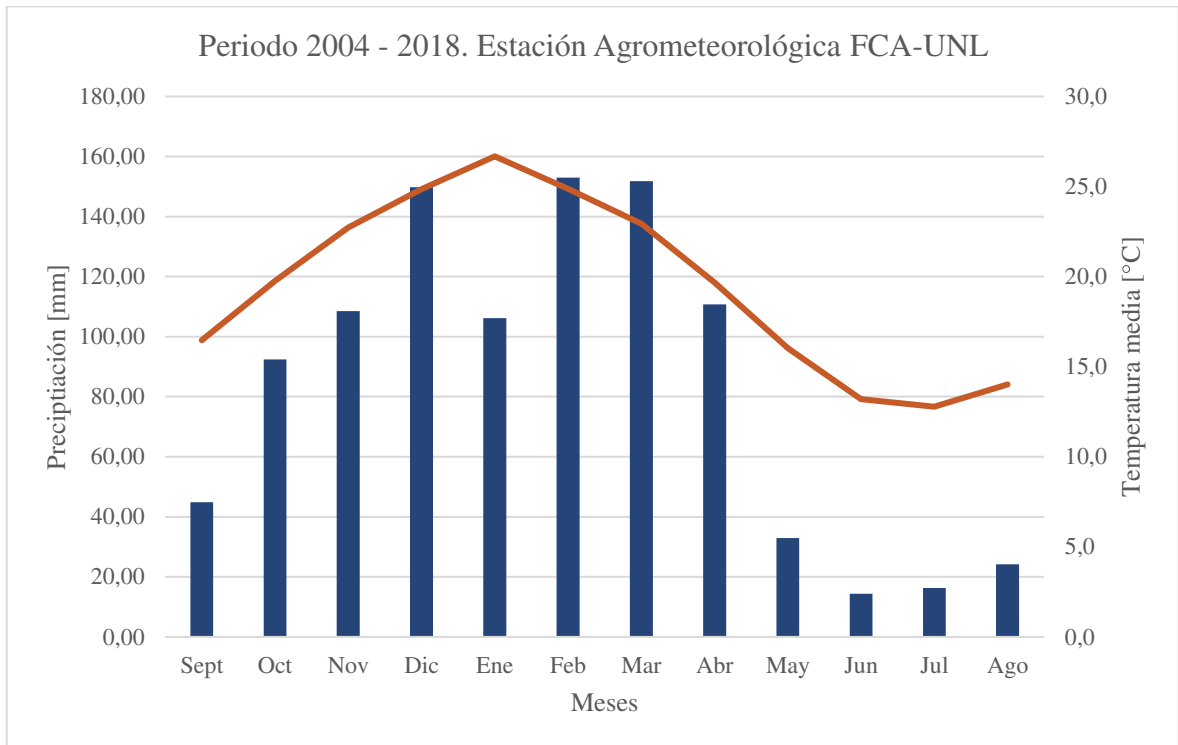


Figura 2. Precipitación y temperatura promedio anual del área de estudio. Barras: pp, Línea: temp.

Para el período 2000 – 2006, la evapotranspiración real promedio se encuentra en el orden de los 1.100 mm, siendo la precipitación media, para el mismo período, de 1.203 mm. Según estudios realizados por (D'Elia, et al., 2017), para el período 2002-2011, en el área se presenta una alternancia de períodos secos y húmedos cada 3 años y una precipitación promedio de 1.167 mm.

2.3. Vegetación y tipo de suelo

La vegetación del área de estudio es diversa, distinguiéndose en algunas áreas, bosque sucesional, sabana de *Prosopis* y *Geoffroea sp* (Exner, et al., 2004), con pastos halófilos hacia los márgenes del río Salado. En un sentido general, prácticamente no existe vegetación natural o comunidades no modificadas, debido a que la calidad de los suelos productivos ha generado la introducción de cultivos y pasturas.

Esta introducción de cultivos y pasturas en el área ha sido de gran importancia económica para la región. La producción agrícola argentina se ha incrementado en gran medida durante los últimos años, en especial con cultivos de soja, maíz y trigo. El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) desarrolló un mapa de tipos de cultivos para el área agrícola de Argentina a partir de clasificaciones supervisadas de índices obtenidos de

imágenes Landsat para la campaña agrícola 2018/2019. En la Figura 3, se muestra un mapa de cultivos del área de estudio realizado a partir de los datos disponibles en la página del INTA (Abelleyra, et al., 2019).

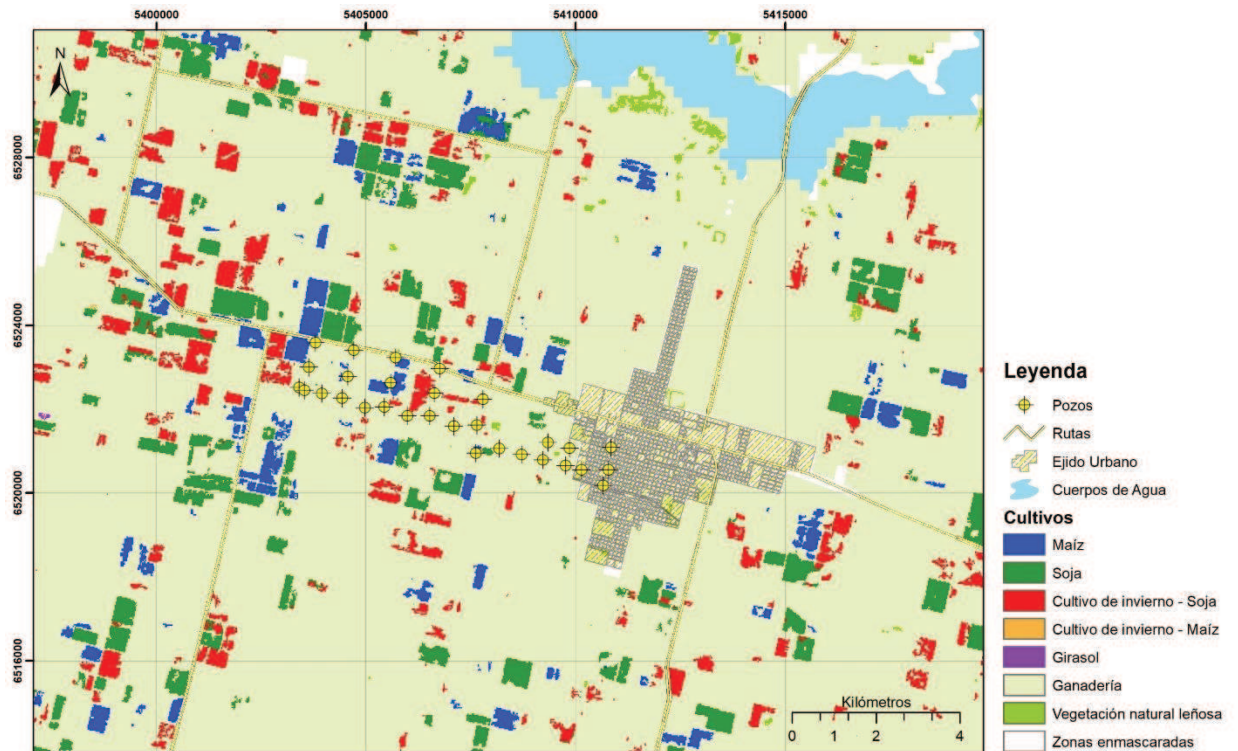


Figura 3. Mapa de cultivos del área de estudio. Digitalizado de (INTA, 2019).

En esta figura se visualiza que la predominancia de los cultivos corresponde a parcelas con fines ganaderos, como pasturas y pastizales naturales. Según los informes consultados de este organismo en su sitio web² para el departamento Las Colonias la alfalfa constituye el principal componente de la oferta forrajera; observándose también cultivos de soja y maíz. Durante los últimos años, se ha intensificado el uso de los suelos en la región, caracterizado principalmente por una agricultura continua bajo siembra directa con predominio de especies de ciclo primavero-estival, como la soja, en detrimento de áreas dedicadas al maíz o pasturas (INTA, 2019).

En la Figura 4 se representa el porcentaje de área ocupado por los distintos cultivos en hectáreas considerando solamente la zona de estudio.

² Obtenido de <https://inta.gov.ar/documentos/listado-informes-información-productiva-del-area-de-influencia-inta-rafaela>

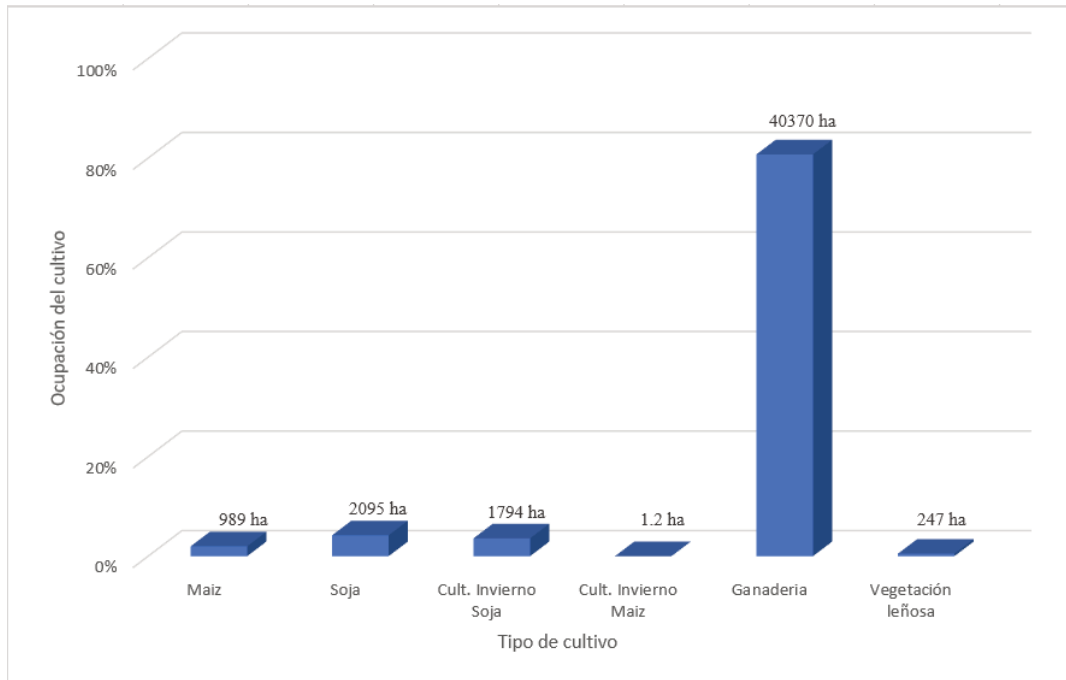


Figura 4. Ocupación de los cultivos encontrados en la zona de estudio.

Desde una perspectiva edáfica, se reconocen dos grandes complejos de suelos con cierta diferencia en sus capacidades de uso. Estos son el Argiudol típico y el Albacualf típico. Estos son afectados por los desbordes periódicos del río Salado, cuyas aguas ingresan al área de estudio por el sector NE.

Como se observa en la Figura 5, la mayor extensión del suelo encontrado en la zona es Argiudol típico, caracterizado por arcillas finas, térmicas (mineralogía no determinada), con drenaje de bueno a moderado. La textura del horizonte superficial es franco-arcillo-limoso. “Este suelo bien a moderadamente bien drenado se encuentra en las áreas más elevadas y divisorias de aguas. Son profundos y tienen una ligera limitación en los perfiles desarrollados en paisajes más planos, donde incrementa el contenido de arcilla del horizonte Bt, disminuyendo ligeramente la permeabilidad. Presenta un horizonte A de aproximadamente 27 cm de espesor, seguido de un BA de aproximadamente 13 cm, donde se incrementa gradualmente el contenido de arcilla, pero sin llegar a valores demasiado elevados. Estos horizontes están bien estructurados, con buenos contenidos de materia orgánica que le confieren buenas condiciones de fertilidad que frecuentemente pueden ser perdidas cuando son roturados excesivamente sin prácticas conservacionistas. El horizonte Bt que continúa es arcillo limoso pesado a arcilloso y presenta algunas características de

agrietado y de inclinación de las estructuras, propias de los suelos con altos contenidos de arcillas expandibles” (INTA, 1991)

Adicionalmente, también se puede reconocer un tipo de suelo que correspondería a las denominadas lagunas temporarias, caracterizado por ser pobremente drenado y ubicado en las cubetas de planicies extendidas del área donde se deposita el agua de lluvia. Es un suelo Albacualf típico, “tienen los horizontes superiores muy lixiviados que son descriptos generalmente como dos horizontes E, sobre un horizonte Bt muy desarrollado y enriquecido en arcilla y materiales coloidales depositados en las caras de los agregados. Por su ubicación más baja que la del área circundante normalmente en el primer horizonte superior tienen una mayor proporción y cantidad de arcilla arrastrada por el agua de lluvia. Representan una superficie menor aún en las áreas con mayor proporción de lagunas, especialmente en los sectores muy planos y de pendientes poco definidas. Son características en los “bajos dulces” cuya limitación principal es el drenaje, siendo éste tan marcado que prácticamente los hace muy difíciles de cultivar” (INTA, 1991).

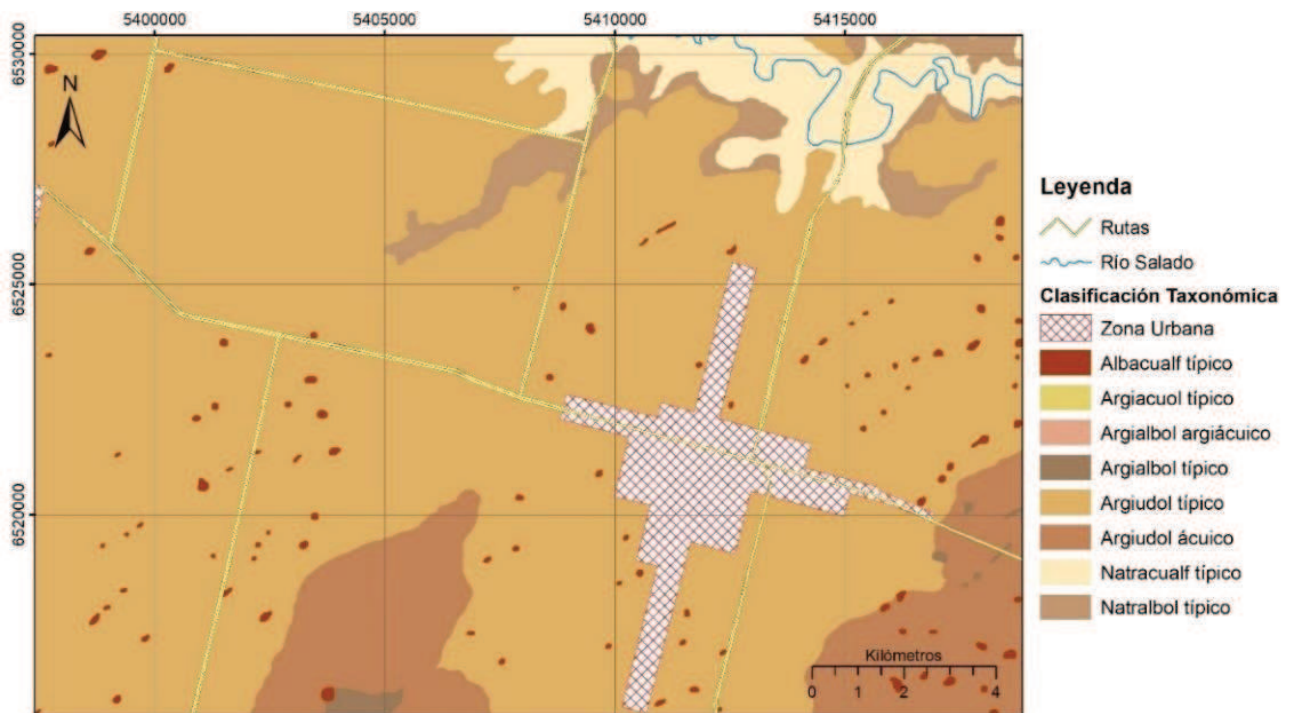


Figura 5. Tipo de suelo del área de estudio, digitalizado de INTA (1991).

2.4. Relieve y Red hidrográfica

El área de estudio presenta un relieve suavizado, con sectores ondulados y otros muy planos, característico de una región de llanura, con redes de drenaje natural poco definidas y pendientes muy bajas, inferiores al 0,2%, con alturas que van desde los 20 a los 60 m.s.n.m. Como se observa en el Modelo Digital de Elevación (MDE), elaborado con el software ArcGIS, a partir de las capas disponibles en el portal web del Instituto Geográfico Nacional (IGN), la pendiente general del terreno tiene sentido oeste-este (Figura 6).

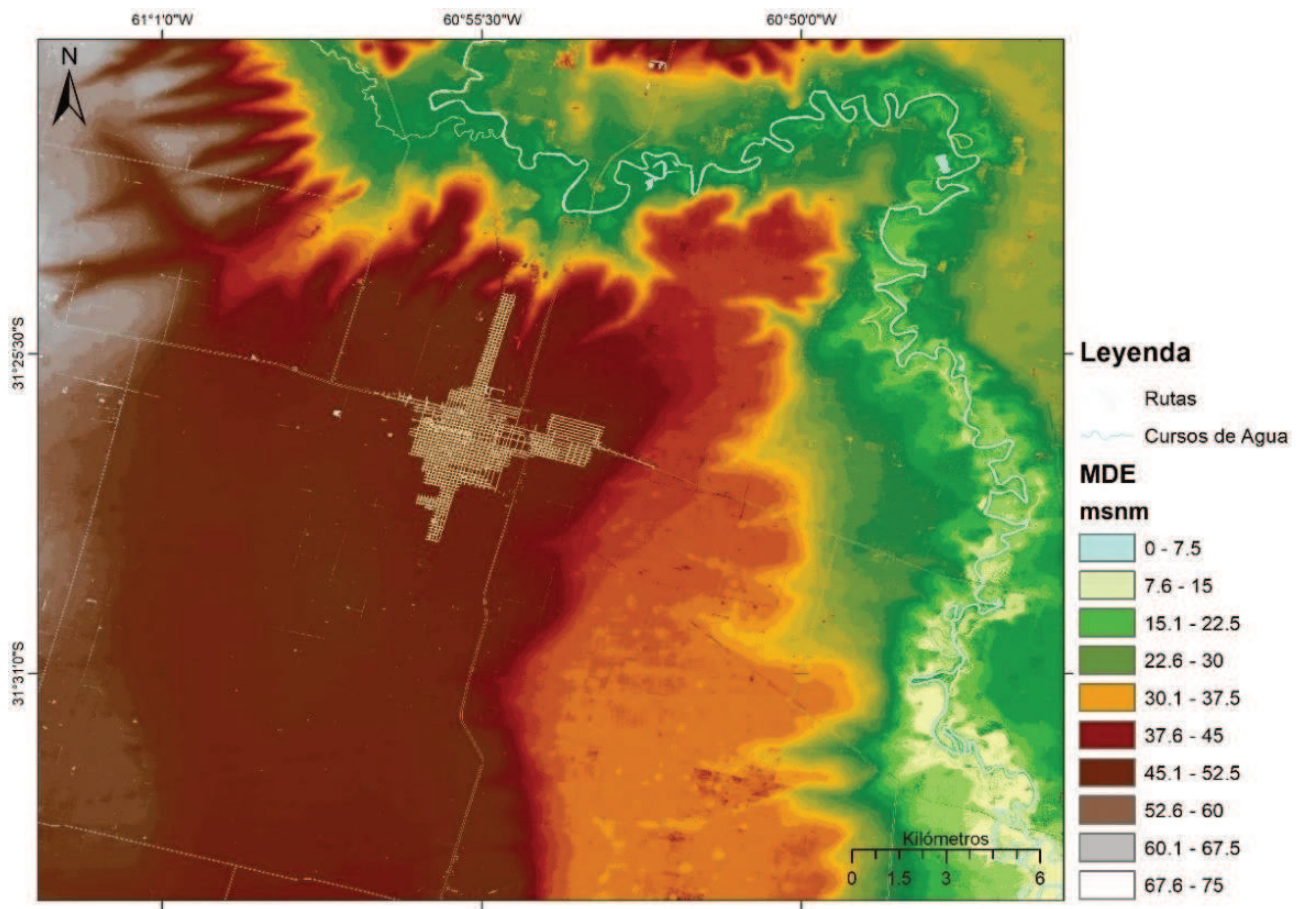


Figura 6. Modelo digital de elevación (MDE) del área de estudio.

Se observa también que, prácticamente, no hay elementos geomorfológicos visibles. Sólo pueden distinguirse algunas pequeñas cañadas, que se evidencian más en épocas de abundantes precipitaciones, y que se encuentran orientadas hacia el río Salado. Por otro lado, es común encontrar en las áreas más llanas hoyas de deflación generadas por el ambiente eólico característico de la región, que en épocas de lluvia se transforman en lagunas temporarias (Iriondo M. , 1987).

Para analizar el impacto que produce un año húmedo y un año seco en el área de estudio se procesaron una serie de imágenes satelitales Landsat 7 (combinación de bandas 543, que permiten una diferenciación entre el suelo y el agua) con la plataforma *Google Earth Engine* (Gorelick, et al., 2017). Para el período húmedo (Figura 7) se resalta un incremento en el cauce del río Salado, así como también mayor acumulación de agua en las zonas caracterizadas por la dificultad de drenaje debido a factores como el tipo de suelo y la pendiente.

Combinación de Bandas LANDSAT 7 (5,4,3)

R ■ = Banda 5: Infrarrojo de Onda Corta (1.55 - 1.75 μm); Discrimina el contenido de humedad del suelo y la vegetación.

G ■ = Banda 4: Infrarrojo Cercano (0.77 - 0.90 μm); Enfatiza el contenido de biomasa y las costas.

B ■ = Banda 3; Rojo (0.63 - 0.69 μm); Áreas urbanas y uso del suelo.

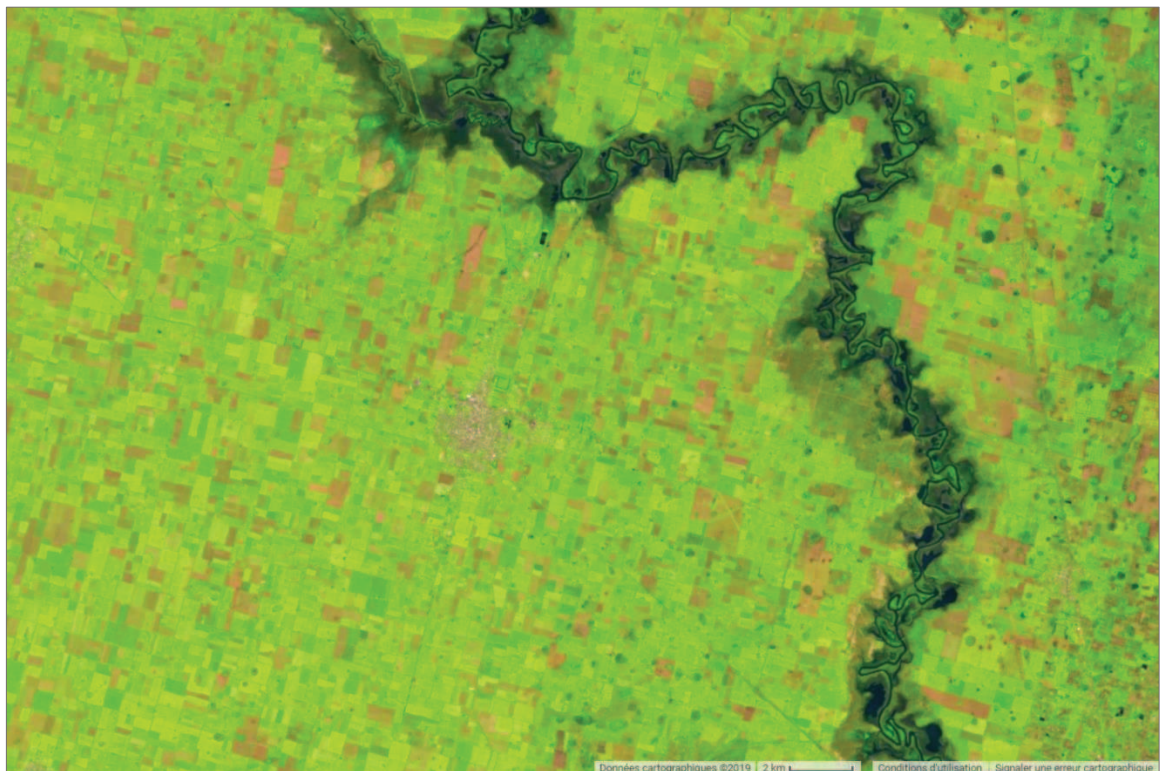


Figura 7. Año húmedo 2002-2003.

Mientras que para el período seco (Figura 8) se observan un déficit hídrico caracterizado en algunos sectores con suelo desnudo con escasa o nula humedad, así como

también un gran descenso en el caudal transportado por el río. Este escenario es producto de la escasez de precipitaciones encontradas para dicho periodo con valores muy inferiores a la media anual de un año húmedo.

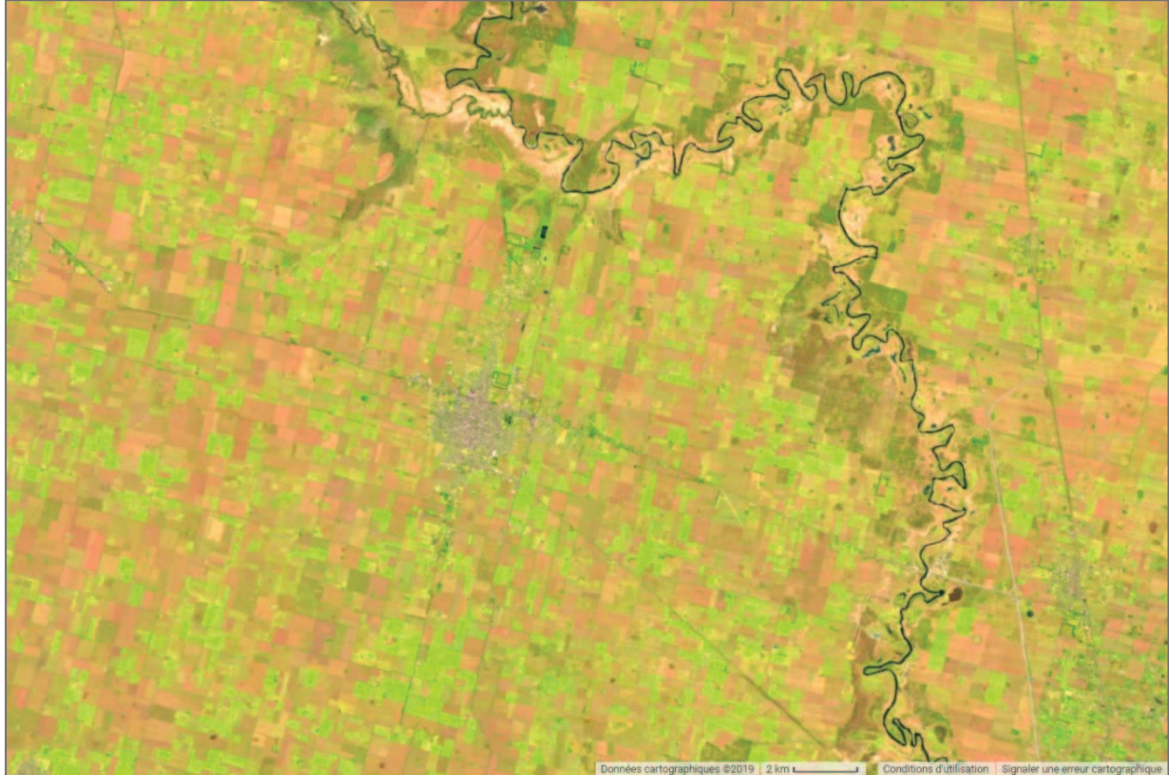


Figura 8. Año seco 2008-2009

Desde el punto de vista hidrográfico, el área forma parte de la cuenca baja del río Salado. Al noroeste de la ciudad se ubica la desembocadura del arroyo Cululú, afluente del río Salado, además de otras pequeñas contribuciones laterales de menor magnitud. Este tramo del río Salado posee un marcado control estructural, con una dirección dominante norte-sur, y un brusco cambio de dirección en un ángulo prácticamente recto, debido al desplazamiento de rumbo ejercido por fallas transversales en sentido oeste-este. En la Figura 9 se han bosquejado las trazas de estas fallas transversales, también descritas por (Iriondo M. , 1987).

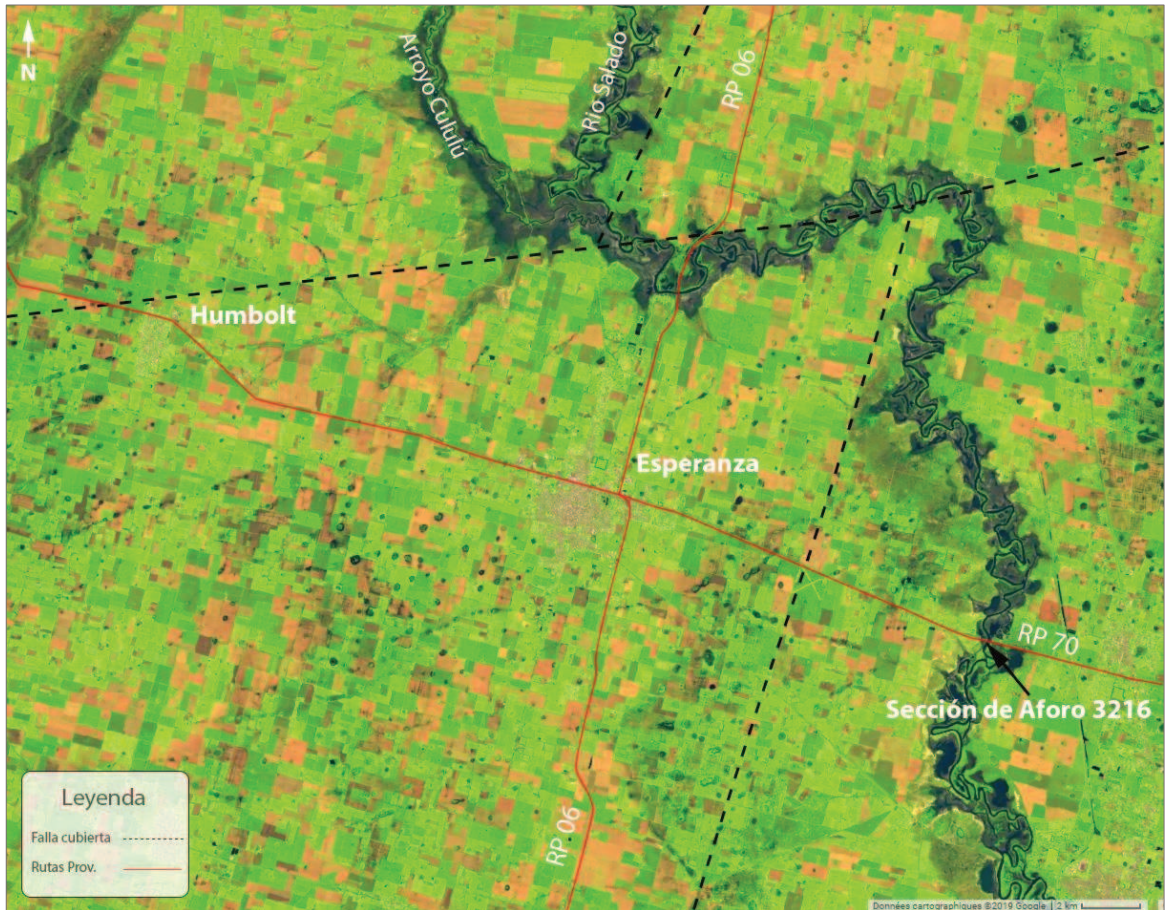


Figura 9. Red hidrográfica del área de estudio (Imagen Landsat 8, octubre 2017).

Este sector del río Salado recibe numerosos aportes de efluentes industriales y domiciliarios provenientes en su mayoría de la cuenca del arroyo Cululú, asiento de una gran actividad agrícola e industrial (Palman, et al., 2017).

De la información registrada en la estación Salado-Ruta Provincial N° 70 (RP70) perteneciente a la Base de Datos Hidrológica Nacional (Subsecretaría de Recursos Hídricos, n.d.), para el periodo 1997-2017, el caudal medio mensual del río Salado fue de 165 m³/s, logrando alcanzar caudales máximos superiores a los 1.000 m³/s en los meses de verano de los años 1998, 2003 y 2015, causando grandes inundaciones en el área. La altura promedio del río para el período considerado es de 2,16 m, encontrándose las máximas por encima de los 7 m en épocas de grandes crecidas. Según los resultados de un estudio de simulación hidrodinámica realizada por (Palman, et al., 2017) en el río Salado, el caudal medio obtenido durante las mediciones de campo del 6 de mayo de 2015 fue del orden de los 202 m³/s. El escenario hidrológico de la campaña realizada por los autores tuvo lugar durante el periodo de recesión del río, que duró más de cuatro meses, luego de la crecida extraordinaria de

marzo del mismo año, en la que el caudal máximo en RP70 alcanzó los 1.300 m³/s. La Figura 10 muestra la situación de esta porción de la cuenca baja del río Salado para el mes de marzo de 2015.

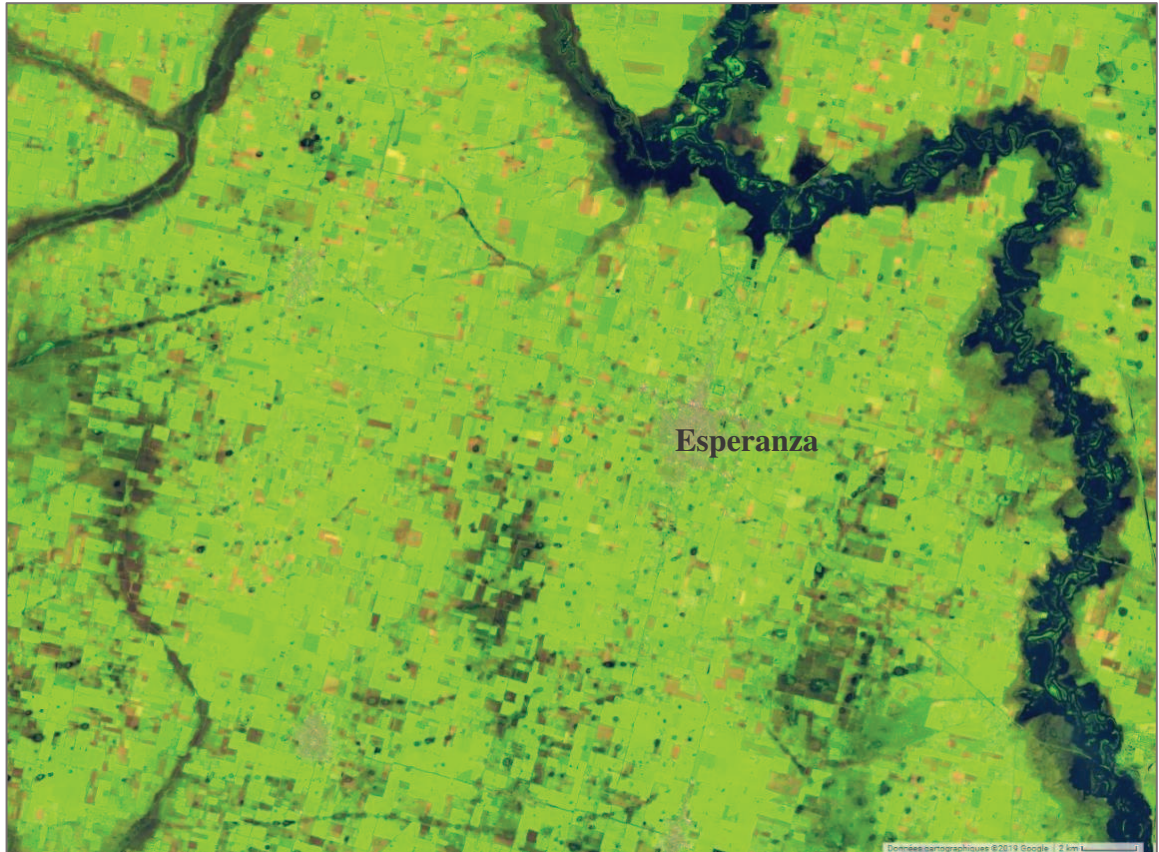


Figura 10. Crecida del río salado para el mes de marzo 2015.

Cabe mencionar que, para eventos de precipitaciones extremas, el escurrimiento hacia una red de drenaje no es típico en un relieve de llanura, lo que genera desbordes de canales y anegamientos en campos (Scioli, 2009). Esto se evidencia en la Figura 10, donde se resalta una condición de humedad del suelo en las áreas ubicadas al SW y SE del ejido urbano de la ciudad de Esperanza. En dichas áreas, el tipo de suelo es Argiudol ácuico, que se caracteriza por ser imperfectamente drenado, y donde el agua es eliminada con lentitud permaneciendo completamente saturado durante periodos considerables de tiempo. Pueden verse afectados por la capa freática cuando ésta se encuentra próxima a la superficie del terreno (Barsky & Bearzotti, 1991). Es importante destacar que, a pesar de que ambas áreas presentan el mismo tipo de suelo, se encuentran en sectores con distinta elevación y pendiente.

Tomando el MDE como referencia, el área anegada se evidencia hacia el SE mientras que, hacia el SW, cerca del campo de bombeo el terreno es más elevado. Aun así, el área presenta esta notable condición de humedad del suelo, pudiéndose considerar una influencia de los niveles freáticos.

2.5. Sistema de abastecimiento actual

La ciudad de Esperanza es abastecida de agua potable por ASSA mediante una fuente de origen subterráneo que explota el acuífero semiconfinado que subyace al área (Ver Capítulo 3).

El campo de bombeo está compuesto por un total de 33 perforaciones, de las cuales 10 abastecen a la ciudad de Esperanza y los 23 restantes al acueducto Esperanza – Rafaela, que transporta el agua a Rafaela, ciudad vecina ubicada a 50 km al oeste de Esperanza, para suplir su demanda (Paris M. , et al., 2014). Es de público conocimiento que el acuífero semiconfinado también se explota para uso industrial. Para uso agrícola y ganadero, se utiliza el acuífero libre que sobreyace al semiconfinado. No se cuenta con registros de los caudales bombeados para estas actividades ya que las perforaciones utilizadas no están declaradas.

La información de caudales registrados en los pozos que integran el campo de bombeo fue proporcionada al Grupo de Investigaciones Geohidrológicas (GIG) de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH), Universidad Nacional del Litoral (UNL) -donde se desarrolla este trabajo de investigación de tesis- por la empresa Aguas Provinciales de Santa Fe (concesionaria del servicio entre 1994 y 2006) y la empresa ASSA (actual prestadora del servicio). Estos datos corresponden a valores mensuales de horas de bombeo, caudal medio en m³/h y volumen mensual en m³ para el periodo de 2004 – 2011. A partir del análisis de esta información, el caudal medio de explotación es del orden de 75 m³/h por pozo, con 20 horas de funcionamiento diario.

De acuerdo con el censo realizado por el INDEC en el 2010, el agua procede principalmente de la red pública. Existen algunos hogares con perforación con bomba a motor y menos del 1% de estos hogares se abastecen con perforaciones con bomba manual, pozos o agua de lluvia, río, canal, arroyo o acequia (Figura 11).

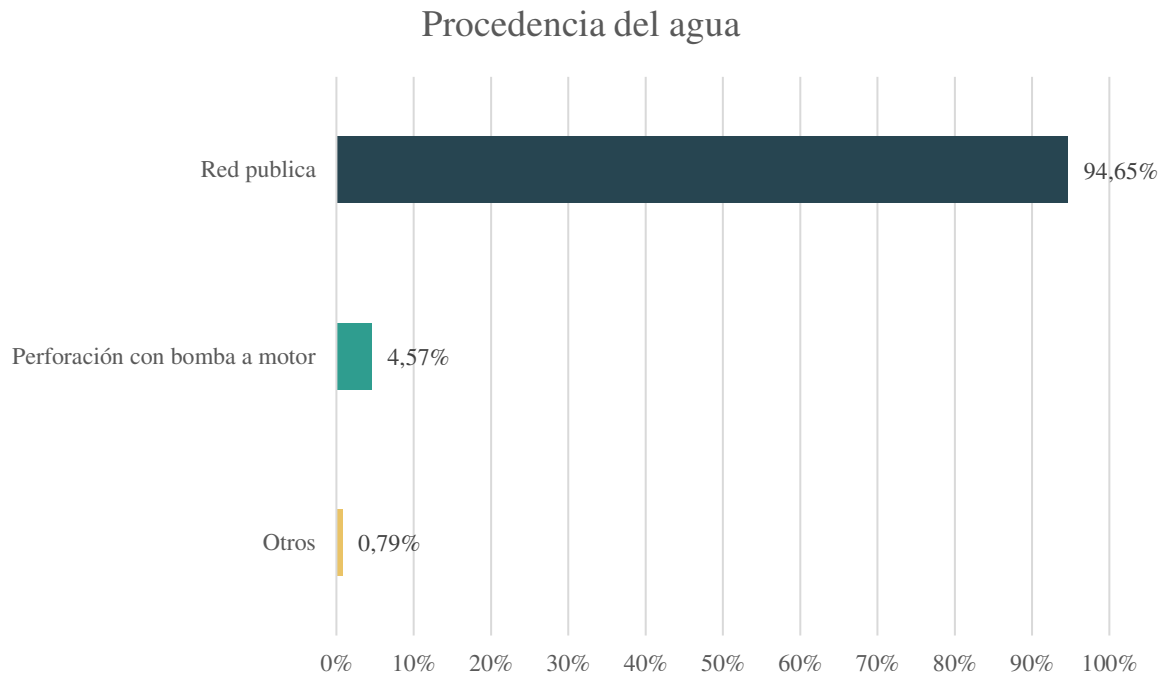


Figura 11. Procedencia del agua a los hogares en Esperanza. (INDEC, 2010)

De acuerdo con (Tujchneider, et al., 2002), en 1980 la explotación de agua subterránea se encontraba concentrada en dos sectores; uno comprendido por 9 pozos ubicados en el área urbana de la ciudad de Esperanza y otro conformado por 15 perforaciones ubicadas en la zona rural al oeste de la ciudad, siendo éstas últimas las que abastecen a la ciudad de Rafaela (Figura 12).

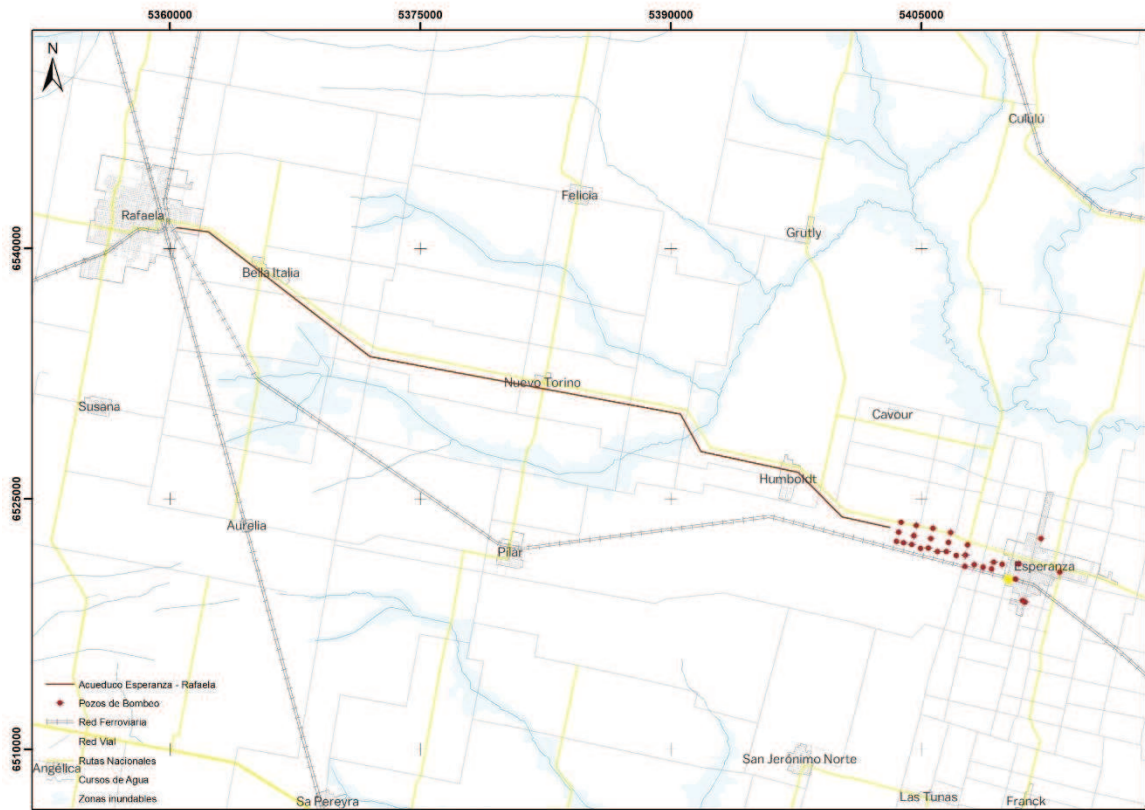


Figura 12. Acueducto Esperanza-Rafaela.

Según información publicada por el prestador del servicio de agua potable de la ciudad, el consumo de agua en la ciudad de Esperanza es de 300 litros/habitante/día, abarcando una población servida de 49.201 habitantes para el año 2018 (Aguas Santafesinas S.A., n.d.).

En la Figura 13 se observa la ubicación actual de los pozos de explotación que conforman el sistema de abastecimiento a las ciudades de Esperanza y Rafaela. El sistema que abastece a la ciudad de Esperanza está compuesto por una cisterna de almacenamiento de 1.250 m^3 , que es alimentada por 10 pozos cuyo caudal máximo de bombeo es $700 \text{ m}^3/\text{d}$ por pozo. El sistema que abastece a la ciudad de Rafaela está compuesto por tres cisternas de almacenamiento, localizadas en las localidades de Nuevo Torino (1.000 m^3), Bella Italia (1.000 m^3) y Rafaela (10.000 m^3) que es alimentada por 23 pozos de captación cuyo caudal máximo de bombeo es $1.200 \text{ m}^3/\text{d}$ por pozo. En ambos casos, el único tratamiento que se aplica es el de cloración con hipoclorito de sodio, previo a su distribución. De acuerdo a Pérez et al. (2014) el volumen estimado de agua extraída del campo de bombeo que abastece a ambas localidades para el año 2013 fue de $13,9 \text{ Mm}^3$.

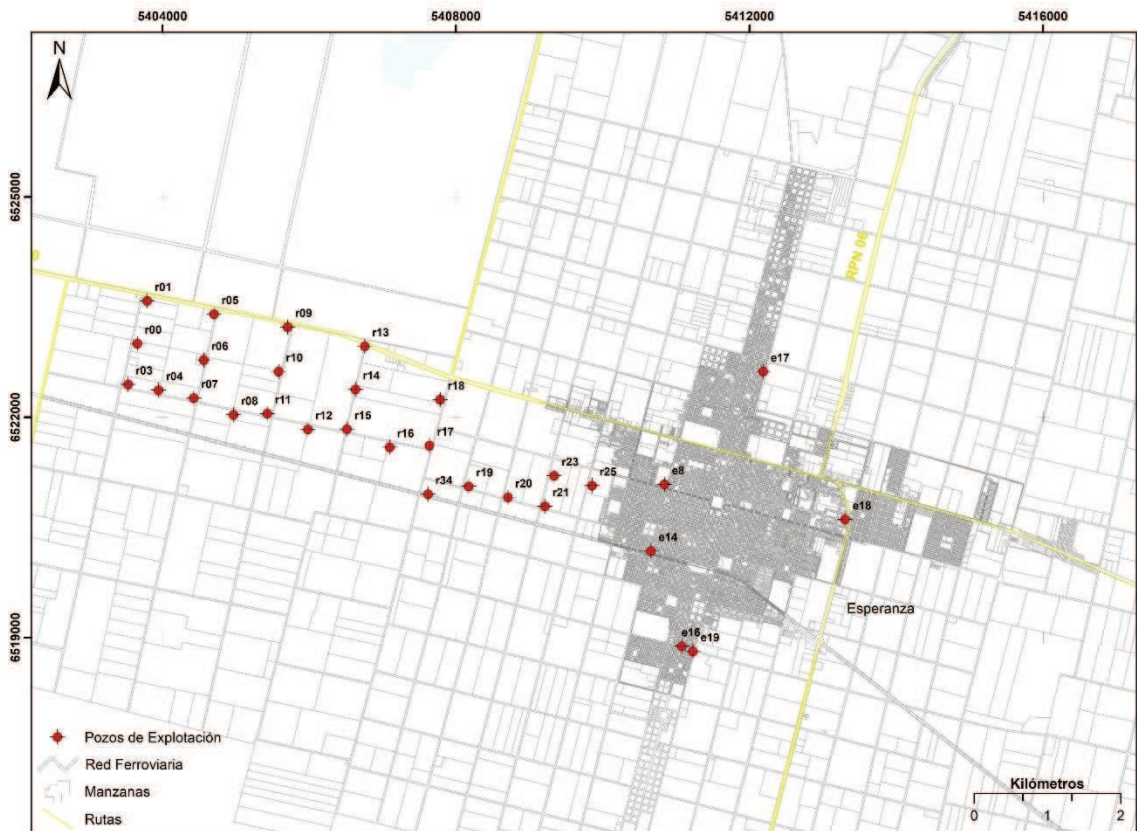


Figura 13. Ubicación de los pozos de bombeo del área de estudio. Modificado de (Paris M., 2010).

2.6. Sistema de acueductos proyectados

El Sistema Provincial de Acueductos proyectado por el Gobierno de la provincia de Santa Fe fue diseñado como una solución estratégica para garantizar el servicio de agua potable a las localidades de la provincia, sobre un horizonte de 30 años. Considera un agrupamiento de las localidades a abastecer que podría asociarse a tres subsistemas: Acueductos del Centro-Norte, Acueductos del Centro-Sur y Acueductos del Sur (Figura 14, izquierda). El área de estudio de esta tesis se encuentra ubicada dentro de las localidades que comprende uno de los acueductos del Centro-Norte, concretamente el Acueducto Desvío Arijón.

El proyecto del Acueducto Desvío Arijón contempla captar agua del río Coronda a partir de una toma tipo muelle sobre la margen derecha en las inmediaciones de la localidad que le da nombre a este acueducto (Figura 14, derecha). El agua cruda es conducida a una planta de tratamiento emplazada en las inmediaciones de la toma y a partir de allí es distribuida por un acueducto troncal y ramales secundarios. Este sistema está conformado por 502,5 km de conductos centrales y 839,5 km de ramales secundarios, con diámetros entre

160 y 1.100 mm. La dotación considerada en el proyecto es de 150 L/hab/día para las 153 localidades. Este valor resulta de adoptar 120 L/hab/día más un valor adicional de 30 L/hab/día con destino industrial. Esta dotación y cantidad de habitantes a servir es proyectada hasta el año 2030. Según el estudio de la factibilidad de los acueductos proyectados para la Provincia de Santa Fe realizado por el Instituto Nacional del Agua (INA, 2002) el caudal estimado para la localidad de Esperanza para el año 2000 es de 4.943 m³/día y de 7.069 m³/día para el año 2030 con una población proyectada para ese año de 47.128 habitantes (cantidad de habitantes menor a la proyectada para el año 2019). No obstante, de acuerdo con el pliego de especificaciones técnicas³ esta proyección es de 57.249 habitantes y un caudal de 218,66 L/s para el año 2030⁴.

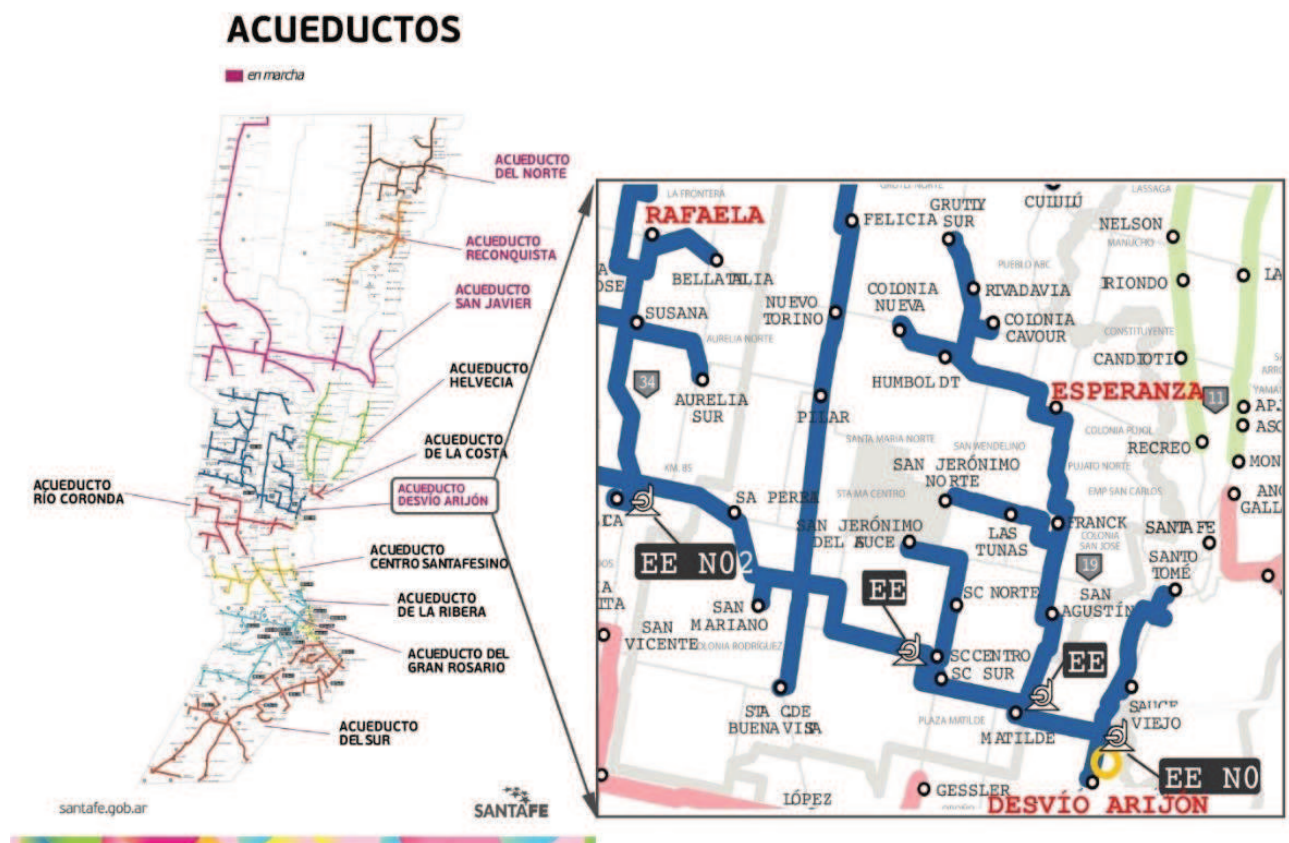


Figura 14. Sistema provincial de Acueductos de la provincia de Santa Fe (en la imagen de la derecha se puede observar la ubicación de la ciudad de Esperanza y la toma de captación en la localidad de Desvío Arijón).

³ Obtenido de <https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/216258?e=0&p=1>

⁴ Obtenido de https://www.santafe.gov.ar/documentos/Pliego_Ac.Desvio_Arijon_2da_Etapa.pdf

Sistema Provincial de Acueductos

El Sistema Provincial de Acueductos proyectado por el Gobierno Provincial ha tenido grandes avances a lo largo de los últimos años. El Acueducto Desvío Arijón que importará agua del río Coronda a la localidad de Esperanza se encuentra actualmente en ejecución. Sin embargo, las obras de este han sido planificadas en diferentes etapas constructivas (Figura 15). La primera etapa se encuentra finalizada y abastece las localidades de Santo Tomé, Sauce Viejo y Desvío Arijón. La segunda etapa se encuentra en ejecución y proveerá de agua potable a las localidades de Matilde, San Carlos, San Mariano, Sa Pereira, Angélica, Susana y Rafaela. Esta etapa fue dividida en 5 tramos comprendidos entre las estaciones de bombeo. La población de Esperanza ha sido incluida en la Etapa 3 con una población proyectada de 57.249 habitantes para el año 2030 y un caudal proyectado de 218,66 L/s para el mismo año.

Se desconocen las especificaciones de la Etapa 3 del acueducto. Sin embargo, se conoce que a la salida de la Estación de Bombeo N°2, ubicada en Matilde, se proveerá el espacio necesario para los elementos y superficies requeridos para el futuro ramal a Esperanza. El caudal requerido por este ramal a 30 años es de 438 L/s que se conducirá hacia el norte pasando por las localidades de San Agustín y Franck.

Además de los conductos troncales, para el abastecimiento de las diferentes localidades, incluyendo la ciudad de Esperanza, se realizarán diversas derivaciones hasta las cisternas de almacenamiento de cada localidad. Por lo tanto, se asume que el agua importada desde el río Coronda llegará a la cisterna de almacenamiento de la localidad de Esperanza, además de incluir una cisterna en la estación de bombeo cuyas especificaciones estarían desarrolladas durante la tercera etapa de construcción del acueducto. Se prevé que estos depósitos de agua sean parcialmente enterrados en el terreno natural, a los fines de equilibrar presiones.

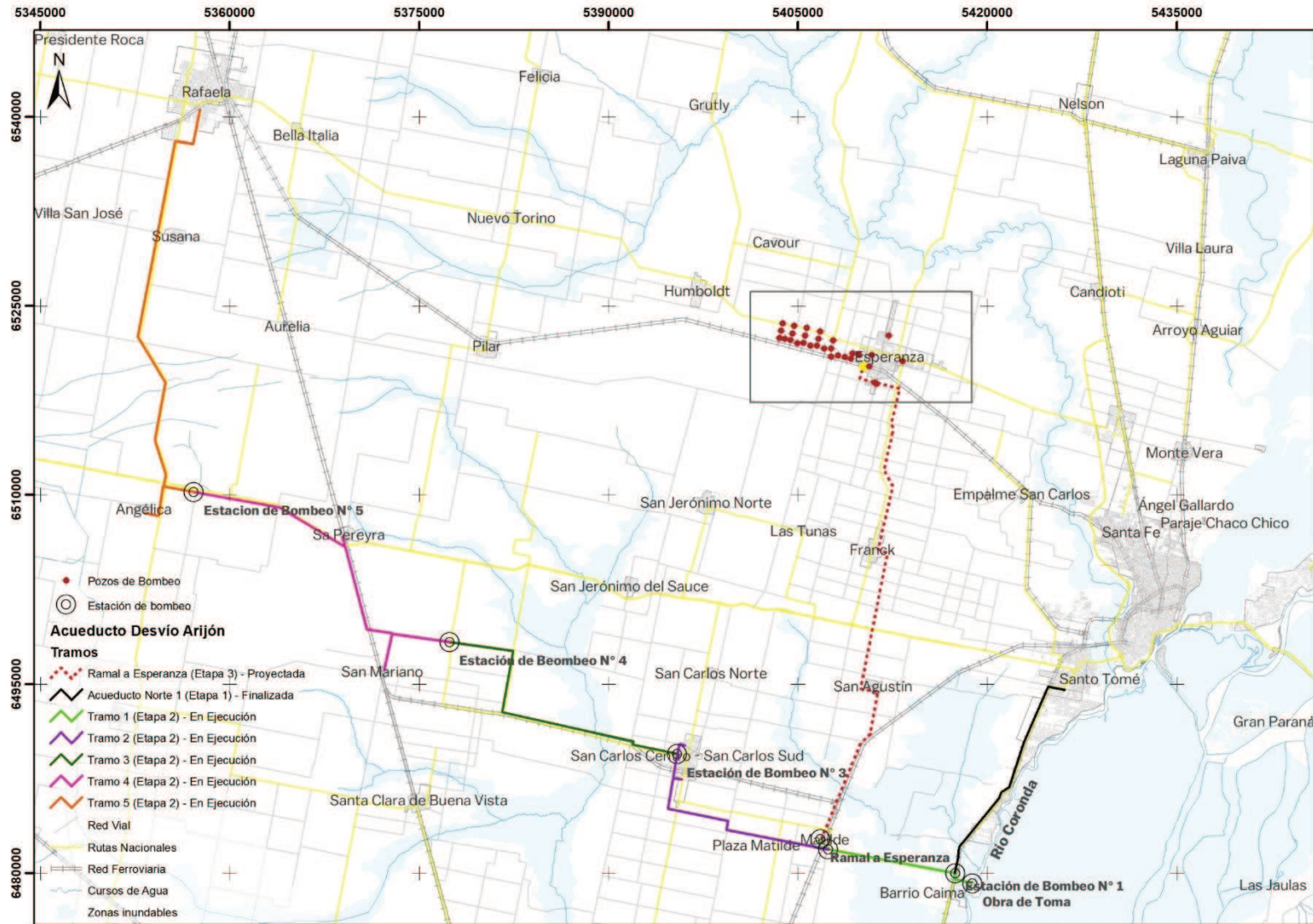


Figura 15. Sistema de Acueducto Desvío Arijón

Capítulo 3

Estado de Conocimiento del Sistema

En este capítulo se presenta el estado del conocimiento del sistema acuífero, donde se destacan los aspectos más relevantes de los estudios antecedentes recopilados. Estos describen el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero en estudio. En tal sentido, se resaltan las principales características como la geología, hidrogeología, la dinámica del flujo subterráneo, los parámetros hidráulicos que distintos autores han considerado para el modelo conceptual, así como los análisis hidrogeoquímicos realizados durante distintas investigaciones y la evaluación de la recarga a nivel local. Finalmente, se incorpora un análisis previo del balance de agua del sistema acuífero.

3.1. Estudios previos

Investigaciones realizadas por (Tujchneider O. , et al., 2005) presentan la secuencia estratigráfica regional que se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Secuencia estratigráfica regional del área de estudio (Tujchneider O. , et al., 2005).

Era	Período	Época	Formación	Litología	
Mesozoico		Holoceno	Depósitos Aluviales recientes y actuales indiferenciados	Arenas y limos arcillosos	
		Neógeno	Pleistoceno Superior	Grupo Pampa	Arcillas, limos y loess
			Pleistoceno Medio		
			Pleistoceno Inferior		
		Paleógeno	Plioceno Superior	Ituzaingó ("Puelches")	Arenas Cuarzosas ocráceas fluviales
			Mioceno Superior	Paraná	Arcillas verdes y arenas grises marinas
			Mioceno Inferior	Olivos / Fray	Arcillas rojizas, calcáreas y yesíferas
			Eoceno	Bentos	
		Cretácico	Paleoceno	Mariano Boedo /	Areniscas calcáreas
			Superior	Yerúa	Arcillitas
Inferior	Serra Geral		Basaltos y Areniscas cuarzosas		
Jurásico	Superior	Tacuarembó			

Paleozoico	Triásico	Superior	Buena Vista	Areniscas Curazosas
	Pérmico	Inferior	Chacabuco	Arcilitas y tufitas
	Carbonífero	Superior	Charata	Limolitas y areniscas
			Sachayoj	Arcilitas lutílicas y areniscas
Precámbrico		Basamento cristalino	Granitos-gabros y rocas metamórficas	

Con esta base del conocimiento geológico, otras conceptualizaciones antecedentes como las de (Filí, et al., 1999) y (Tujchneider, et al., 1998) y la interpretación de perfiles litológicos y estudios disponibles, (Paris M. , et al., 2014) elaboran el esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área de estudio que se presenta en la Figura 16 y se describe a continuación.

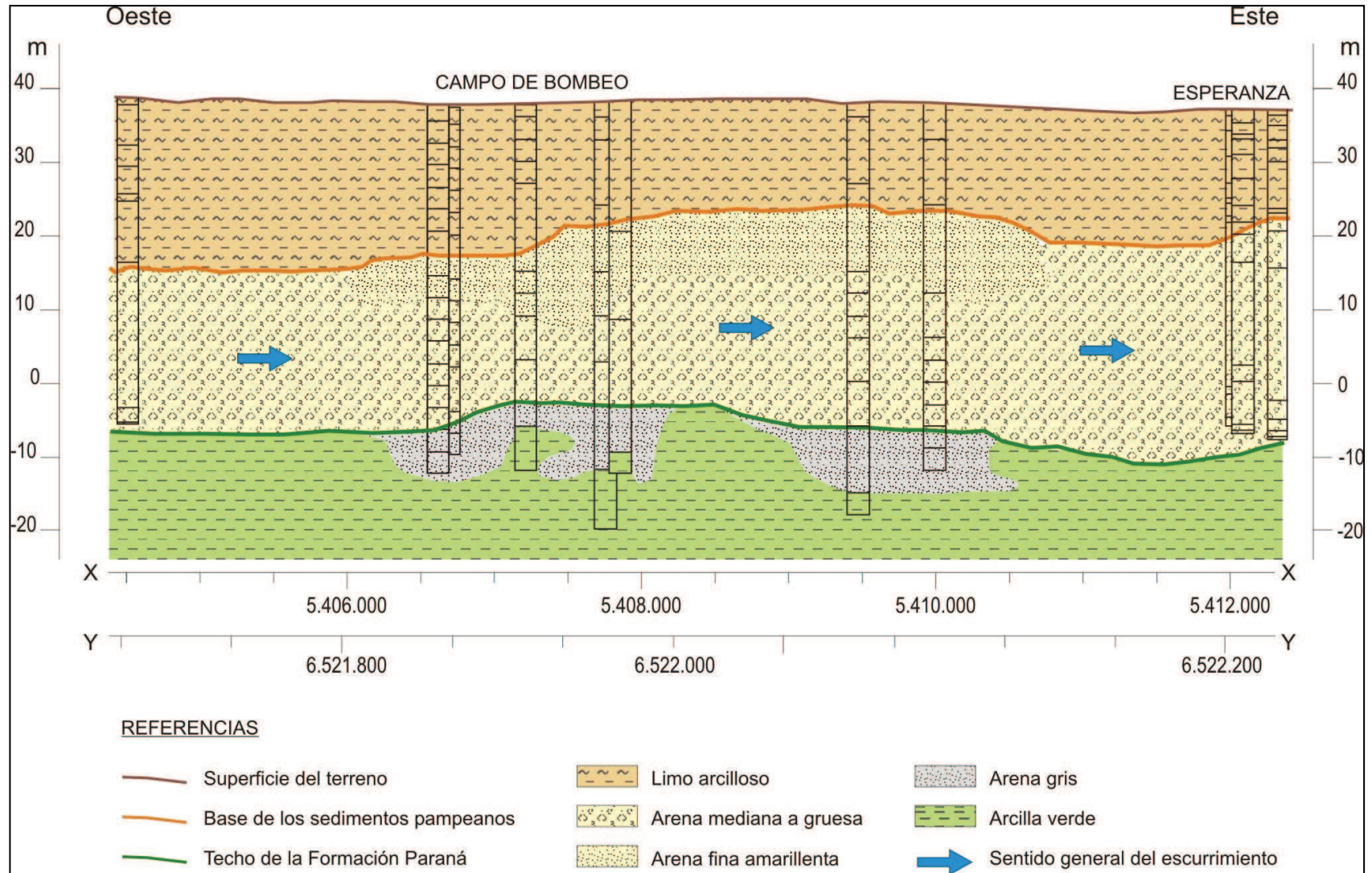


Figura 16. Esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área de estudio (Paris et al., 2014).

“El estrato superior, con un espesor variable entre 15 y 25 m, corresponde al *Grupo Pampa (sedimentos pampeanos)* (Pleistoceno lacustre-palustre-eólico), definido por Tujchneider (2001). Se trata de limos, arcillas y loess, pardos claros, oscuros, rojizos o grises, según el ambiente de depositación, con presencia de tosca en algunos niveles. Aloja un acuífero libre de bajo rendimiento y calidad variable. En la porción más profunda, donde los sedimentos son más arcillosos (2 a 3 m de espesor promedio) éstos se comportan como un manto acuitardo discontinuo (Filí et. al. 1999; Tujchneider et al., 1998; Dalla Costa et al., 2007). Inferiormente se localiza la *Formación Ituzaingó (“Arenas Puelches”)* (Plioceno fluvial) compuesta por arenas finas, medianas y gruesas amarillas, con recubrimiento limonítico. Espesor: 25-35 m; $T=600 \text{ m}^2/\text{día}$. Aloja un acuífero semiconfinado de buen rendimiento y calidad. Subyaciendo a ellas, la *Formación Paraná* (Mioceno marino): porción cuspidal, arenas grises, arcillas arenosas y arcillas verdes, agua de elevada salinidad; a una profundidad de entre 45 y 53 m” (Paris M. , et al., 2014).

Si bien la porción acuífera en explotación es la semiconfinada (Arenas Puelches), el comportamiento del sistema como multicapa (Tujchneider O. , et al., 2005) plantea la posibilidad de flujo descendente y/o ascendente a través del acuitardo, en función de las relaciones de carga hidráulica imperantes. La extracción de agua del acuífero semiconfinado puede inducir no sólo el flujo desde el acuífero libre suprayacente, sino también incrementar la afluencia lateral de agua del propio acuífero e inducir el ascenso de agua salada. “Como consecuencia del bombeo no controlado, la superficie piezométrica acusa en el año 1994 considerables descensos en el sector Este (Tujchneider, et al., 1998). Dos años más tarde, en 1996, estas líneas mostraron una considerable variación en su diseño, traducida en un descenso promedio de casi 2 m y una divisoria definida en la línea equipotencial de 29 m. Hacia 1999 se logra una recuperación paulatina de los niveles, producto del cambio en el esquema de explotación” (Paris M. , et al., 2014).

La porción semiconfinada recibe una afluencia lateral de agua con un gradiente hidráulico regional promedio de $2 \cdot 10^{-3}$ (D'Elia, et al., 2017) y, a partir de las precipitaciones locales que llegan a través del manto acuitardo, aproximadamente 18 mm/año. La recarga local por lluvias al primer nivel acuífero está en el orden de los 63 mm/año (D'Elia M. , et al., 2007). Esto indica que los ciclos climáticos secos implicarán un descenso de los niveles de agua, mientras que los húmedos traerán aparejado el ascenso.

El análisis de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el agua subterránea en relación con la recta meteórica del área muestra que la recarga proviene de la precipitación local, que ocurre en los meses de verano y otoño y no refleja procesos de evaporación significativos. Asimismo, los valores de tritio detectados indican que el tiempo de residencia del agua en el acuífero semiconfinado es mayor a 50 años y que en el acuífero libre resulta de una mezcla entre recarga submoderna y reciente. Particularmente, los contenidos de tritio detectados en uno de los pozos de monitoreo del acuífero semiconfinado sugieren la mezcla de agua de los dos niveles acuíferos. La presencia de nitrato estaría corroborando esta situación, favorecida además por la discontinuidad del manto acuitardo (D'Elía et al., 2007 y 2008).

“De acuerdo con las contribuciones antecedentes, las aguas son de tipo bicarbonatado sódico (Filí et al., 1999; Tujchneider et al., 1998; 2005). Sin embargo, desde mediados de la década del '90, en algunos pozos de la zona urbana se evidenciaron variaciones que derivaron en el cambio de tipo de agua bicarbonatada hacia el tipo clorurada sódica. En particular, en la ciudad de Esperanza, durante el período '94-'96 se pudo comprobar el efecto que la mayor extracción produjo en el descenso de niveles, como así también en el aumento de la salinidad del agua (expresada en términos de conductividad eléctrica)” (Paris et al., 2014).

3.2. Hidrodinámica antecedente

(D'Elia, et al., 2017) realizaron un análisis de las curvas isofreáticas para los meses de marzo-abril de 2011, se obtuvieron considerando una interpolación por Kriging, con un modelo de variograma lineal sin pepita, y trazadas con una equidistancia de 2,5 m (Figura 17). Los autores encontraron valores piezométricos entre 13 y 44 m de cota IGN. Determinaron un gradiente de la superficie potenciométrica del orden del 1% en las áreas planas y de 2% en las cercanías del río Salado.

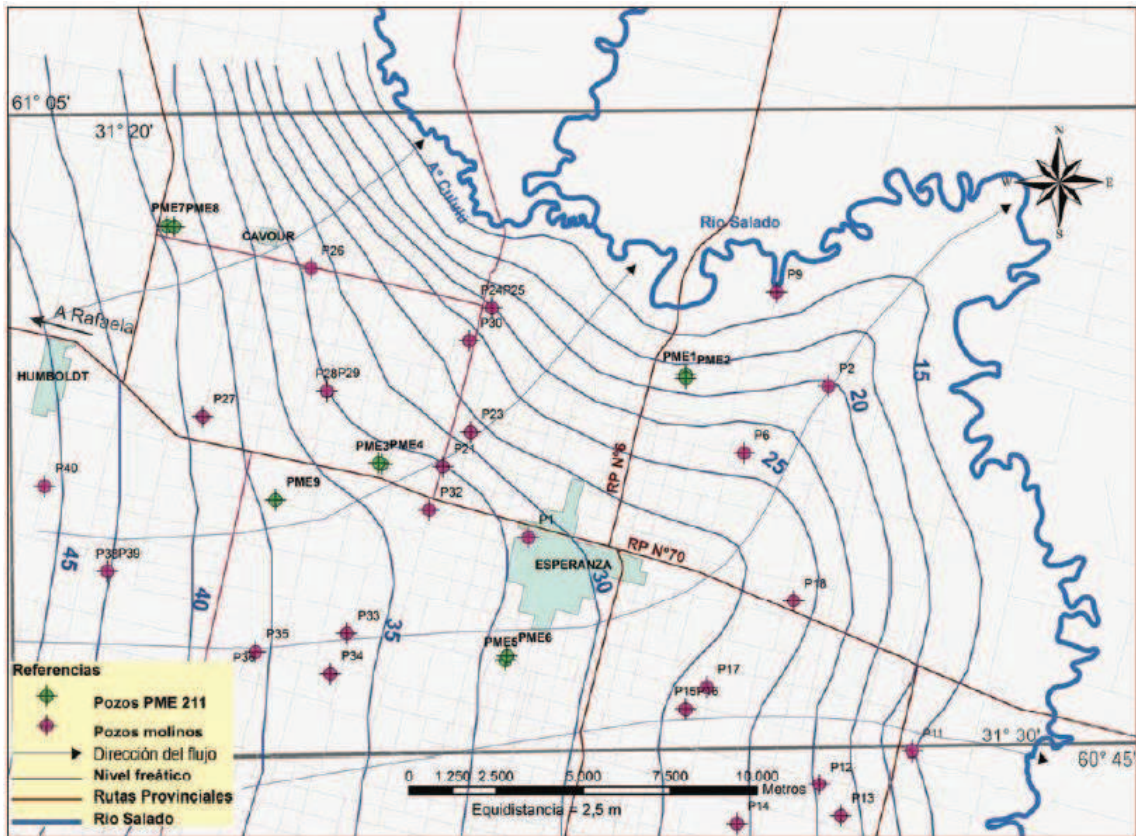


Figura 17. Mapa de curvas isofreáticas marzo-abril 2011. Tomado de (D'Elia, et al., 2017)

Como se puede observar en la Figura 17, la morfología freática muestra un escurrimiento subterráneo hacia el Río Salado, siguiendo la pendiente del terreno, con sentido oeste-este. De acuerdo con esto, se considera que para este sector existe una relación efluente del acuífero con el río Salado.

En los pozos de monitoreo ubicados en el área, se han observado profundidades del nivel de agua que van desde los 2 a los 12 m, las cuales están condicionadas por las precipitaciones. Las variaciones de los niveles freáticos son del orden de los 10 m en términos absolutos, y el retardo en la respuesta de este nivel con relación a las entradas por agua de lluvia es de aproximadamente un mes (D'Elia M. , et al., 2013).

Según distintas investigaciones realizadas en el área (Tujchneider, et al., 1998), (Paris M. , et al., 2010), (D'Elia M. , et al., 2014) existe una relación en el comportamiento de los niveles de agua del acuífero libre y el acuífero semiconfinado, estimándose la ocurrencia de flujos ascendentes y descendentes entre ambos. Las variaciones en los niveles de estos acuíferos suceden casi de manera simultánea. Para el periodo de medición de 2009 a 2015, los niveles del acuífero semiconfinado, por lo general, fueron mayores a los del acuífero libre, por lo que

existiría un flujo ascendente a través del manto acuitardo. No obstante, existen períodos en los que los valores de carga hidráulica de uno y otro acuífero se invierten, lo que evidencia la relación hidráulica bidireccional descendente - ascendente entre ambos acuíferos (Burgos, 2015).

La evolución de la hidrodinámica del área se puede reseñar desde los estudios realizados por (CAAAS, 1973) y posteriormente por (Tujchneider, et al., 1998) donde se observa una misma tendencia de la superficie piezométrica corroborando el flujo del agua subterránea en sentido oeste-este. (Paris M. , 2010) señala una influencia del campo de bombeo ubicado al Este, que abastecía a la ciudad de Esperanza y hacia el Oeste un escenario similar con el campo que abastece al acueducto de Esperanza-Rafaela. Esta influencia se ve evidenciada por pequeños conos de abatimiento, lo cual refleja que el acuífero ha estado sometido a una explotación intensiva con un descenso de los niveles piezométricos y una pérdida potenciométrica de todo el sistema para la fecha estudiada (Figura 18).

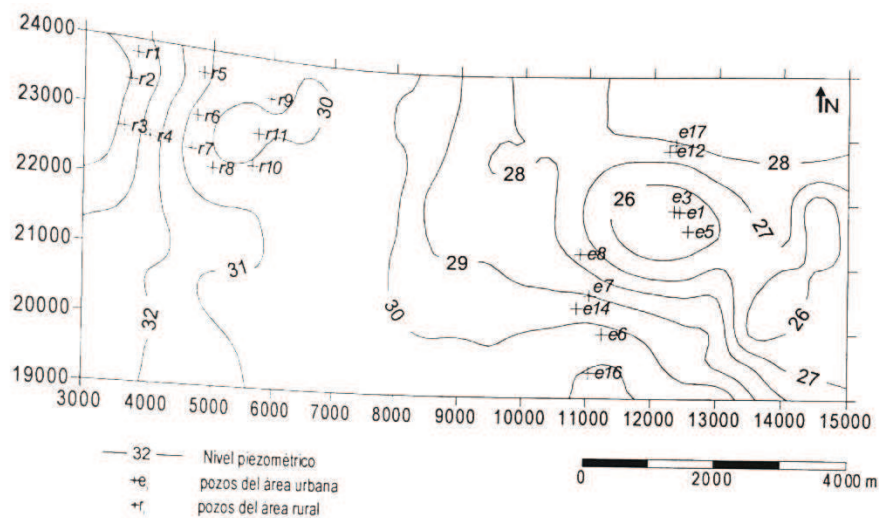


Figura 18. Piezometría del año 1994. Tomado de (Tujchneider O. , et al., 2005)

Hacia 1999 se logra una recuperación paulatina de los niveles, producto del cambio en el esquema de explotación debido al deterioro de la calidad del acuífero semiconfinado en el área urbana de la ciudad de Esperanza (Paris M. , et al., 2014).

3.3. Parámetros Hidráulicos Formacionales

Los datos disponibles en el área de estudio relativos a la cuantificación de los parámetros hidráulicos del acuífero libre y del acuífero semiconfinado corresponden a los reportados por (Tujchneider, et al., 1998). Para los sedimentos pampeanos que componen en acuífero libre, los

autores estimaron una transmisividad $T = 150 \text{ m}^2/\text{d}$ y un coeficiente de almacenamiento de $S = 0,05$. Este valor de T es indicativo de un rendimiento acuífero de medio a bajo. Para la capa acuitarda, que se encuentra alojada entre el acuífero libre y el acuífero en explotación (semiconfinado) estiman una $T = 1,5 \cdot 10^{-2}$ y $S = 0,006$. Para el acuífero semiconfinado calcularon una T de entre 600 y $950 \text{ m}^2/\text{d}$, indicativa de un acuífero con buen rendimiento y un S del orden de 10^{-4} . El espesor promedio considerado para el acuífero semiconfinado fue de 24 m .

(D'Elia M. , 2013), a partir del análisis de las curvas de agotamiento de los niveles freáticos estimó un coeficiente de almacenamiento de $0,021$, para el acuífero libre, el cual resulta más ajustado a las características locales del sistema hidrogeológico.

Los valores de conductividad hidráulica en los distintos informes realizados por el GIG-FICH-UNL son consistentes con el rango de valores que reportan diferentes autores que han estudiado los sedimentos que componen estas dos capas acuíferas en otros sitios de la llanura Chaco-Pampeana. Desde un aspecto más general, pueden encontrarse diversos estudios como los de (Filí, et al., 1999; Auge M. , 2002; Zabala, et al., 2006; Perdomo, et al., 2011; Di Martino, et al., 2015) que incluyen una evaluación de los parámetros hidráulicos en estos sedimentos. Todos estos autores coinciden en que los sedimentos pampeanos presentan un rendimiento pobre e indican que la conductividad hidráulica regional de los mismos no sobrepasaría los $0,5 \text{ m/d}$, aunque localmente podrían alcanzar máximos dentro del orden de 5 a 12 m/d . Con respecto al acuífero semiconfinado, los autores afirman que la conductividad hidráulica de los sedimentos que lo componen varía entre 20 y 30 m/d .

3.4. Hidrogeoquímica

El comportamiento químico de las aguas subterráneas del área ha sido estudiado por (Tujchneider O. , et al., 2005); (Filí, et al., 1999); (Paris M. , et al., 2014). El tipo de agua almacenada en el acuífero semiconfinado es bicarbonatada sódica con bajos contenidos de sales; Pero en determinadas épocas, dependiendo del régimen de explotación de los pozos, se han evidenciado variaciones en su composición química. Este es el caso de aquellos pozos que explotaban mayores caudales, donde el agua cambió al tipo clorurada sódica.

(Tujchneider O. , et al., 2005) estiman un balance iónico a partir de una base de datos de 323 registros, correspondientes a fuentes de información y a muestras de agua recolectadas

en tareas de relevamientos en pozos de bombeo ubicados tanto en el área urbana como en el área rural desde 1900 a 2003. De acuerdo a los análisis estadísticos mediante métodos de agrupamiento y determinaciones analíticas de Sólidos Disueltos Totales (TDS), bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), cloruro (Cl^-), nitrato (NO_3^-), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}) y sodio (Na^+), permitieron corroborar que existen características diferentes entre los dos sectores donde se realizan explotaciones, la zona rural (campo de bombeo hacia Rafaela) y la zona urbana y además, se relacionan con sus variaciones debido a los cambios en el régimen de explotación.

En la Figura 19 se puede observar el efecto de la mayor extracción mediante bombeo de pozos en la zona urbana durante el período comprendido entre 1994 y 1996, evidenciado tanto en la dirección del escurrimiento como también en la salinidad del agua expresada en términos de conductividad eléctrica (CE).

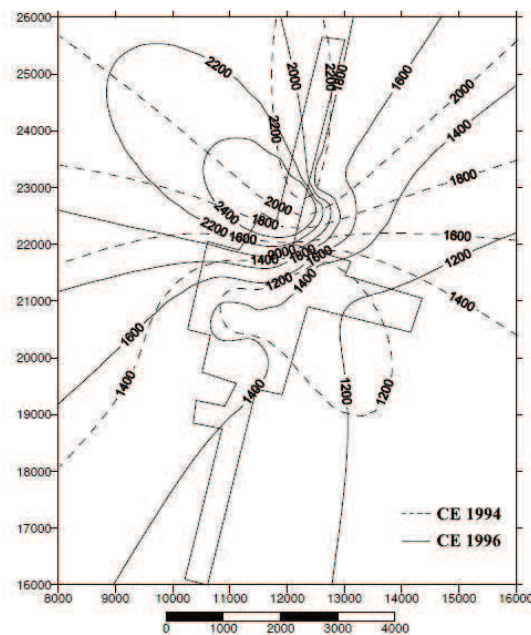


Figura 19. Distribución de la conductividad eléctrica en la zona urbana de la ciudad de Esperanza. Tomado de (Paris M. , et al., 1998).

De acuerdo con esta información, las aguas del acuífero en general tienen conductividades eléctricas que no superan los $2.500 \mu\text{S}/\text{cm}$, y se puede apreciar el aumento en las conductividades debido al flujo ascendente de la capa de origen marino, encontrándose máximos de $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ para 1994 y luego de $2.400 \mu\text{S}/\text{cm}$ para 1996. (Paris M. , et al., 2014) realizaron un análisis mediante métodos estadísticos multivariados para la revisión e identificación del ascenso de agua salada considerando aquellos pozos donde se constataron aumentos en valores de salinidad.

A pesar de que la conductividad eléctrica sea un indicador de salinidad, los autores interpretan que este ascenso se evidencia mejor al evaluar la relación $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ vs $\text{Na}^+ + \text{K}^+$. En dicha investigación, se pone en evidencia aportes del nivel acuífero superior (libre) y de cargas contaminantes manifestado por las variaciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} y NO_3^- .

3.5. Recarga

La recarga de los acuíferos es una magnitud muy importante en cualquier estudio hidrogeológico. Su conocimiento y evaluación constituye un problema extremadamente complejo que requiere identificar los mecanismos a través de los cuales tiene lugar dicho proceso, así como el tipo y distribución espacial de las diferentes fuentes de agua que intervienen en cada evento de recarga (Custodio, et al., 1997).

El área de estudio corresponde a un sistema hidrológico de llanura, donde predominan los procesos verticales sobre los procesos horizontales. Por este motivo, la precipitación como mecanismo de recarga del acuífero libre, que repone las reservas de agua subterránea a través de infiltración directa, tiene un mayor dominio que los movimientos horizontales.

Los procesos de recarga en acuíferos libres pueden ocurrir mediante dos mecanismos (Scanlon et al., 2002). El exceso de agua proveniente de la precipitación o irrigación que se infiltra hasta alcanzar al acuífero corresponde a una recarga directa. Por otro lado, el agua que percola desde el fondo de cuerpos de agua superficiales como lagos o ríos, o de fracturas de rocas corresponde a la recarga indirecta. En un sentido amplio, los acuíferos reciben ambos tipos de recarga, pero su importancia varía de región en región, e incluso de zona en zona en una misma región. En zonas húmedas, el tipo de recarga dominante es la recarga directa. A medida que aumenta el grado de aridez, la importancia de la recarga indirecta también comienza a incrementar.

En un sentido regional, así como también en el área de estudio, distintas investigaciones han evidenciado que el acuífero semiconfinado es recargado verticalmente en forma indirecta a través del acuífero libre. Este último se recarga por infiltración directa de la lluvia. (D'Elia M., et al., 2013).

El estudio más reciente que cuantifica la recarga del acuífero libre es el realizado por (D'Elia, et al., 2018) para el periodo 2002-2011 (Figura 20) con una precipitación media anual de 1160,7 mm. Los autores estimaron la recarga mediante tres metodologías:

1. *Método de balance de agua a nivel de suelo*, el cual estima una recarga potencial o en tránsito a partir del exceso de agua que logra alcanzar la zona saturada del acuífero. Los autores estimaron la evapotranspiración potencial (ETP) mediante el método de Thornthwaite & Mather (1955) y el método de FAO Penman-Monteith (FAO, 2006) y el escurrimiento superficial (ESC) mediante el método Curva Número (CN). A partir de este método obtuvieron un valor de recarga promedio anual de 101,9 mm (51 hm³) considerando la ETP obtenida por el método de Thornthwaite. Adicionalmente, obtuvieron un valor de recarga promedio anual de 47,6 mm (24 hm³) utilizando la ETP obtenida por FAO Penman-Monteith. Toman en cuenta este último valor como el más ajustado ya que el método considera los efectos de la velocidad del viento y la humedad relativa en el proceso de ETP, mientras que el primero solo considera la temperatura.
2. *Método de las fluctuaciones de los niveles freáticos*, el cual está basado en aceptar que los ascensos del nivel freático se deben a la recarga que llega al acuífero (Healy & Cook, 2002). Para ello se utilizaron valores de coeficiente de almacenamiento específico para el acuífero libre de 0,05 (Filí, et al., 1999); (Tujchneider O. , et al., 2005) y 0,021 (D'Elia M. , 2013). Para un $S_y = 0,05$, la recarga promedio anual real estimada fue de 98,9 mm (49,5 hm³) y de 41,5 mm (20,7 hm³) para un $S_y = 0,021$. Este último valor se considera como el más ajustado ya que representa de una mejor manera las características hidrogeológicas locales.
3. *Método de balance de cloruros*, el cual se basa en la comparación del aporte medio de cloruro atmosférico en la precipitación con respecto al contenido de cloruro que transporta la recarga al nivel freático, asumiendo que se está en régimen estacionario (Custodio & Llamas, 1983). Para la aplicación de este método, (D'Elia, et al., 2018) calcularon la concentración promedio de Cl⁻ de la precipitación con los datos del período 2000-2012. Consideraron que la concentración de Cl⁻ del ESC era la misma que la de la precipitación y estimaron la concentración promedio de Cl⁻ del agua subterránea sin tener en cuenta la correspondiente a las muestras de agua que presentaron concentraciones de NO₃⁻ superiores a 15 mg/L. Las investigaciones plantean que esto podría sugerir un inicio de contaminación

y una afectación en los valores naturales de distintos elementos en el agua subterránea. Los autores estimaron un valor de recarga anual promedio de 36,8 mm ($18,4 \text{ hm}^3$).

Según (D'Elia M. , 2013) el aporte del acuífero libre a través del acuitardo por filtración vertical descendente hacia el acuífero semiconfinado es del orden de 8 mm/año, lo que representa $4,2 \text{ hm}^3$ anuales. En la Figura 20 se puede apreciar la estimación de distintos volúmenes de recarga a partir de distintas metodologías y distintos valores de ETP.

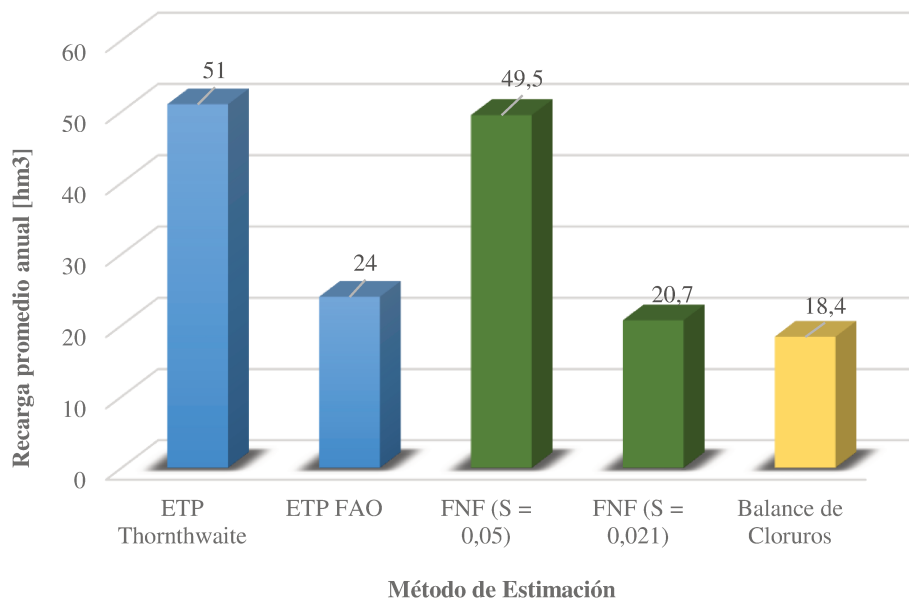


Figura 20. Recarga promedio anual en hm^3 del acuífero libre según distintas metodologías. Elaborado a partir de (D'Elia, et al., 2018)

3.6. Balance anual de agua

(D'Elia, et al., 2018) realizaron una síntesis de las entradas y salidas del sistema acuífero. Plantearon el balance anual de agua que se presenta resumido en la Tabla 2. A escala local, consideraron como entrada la recarga al acuífero libre mediante el método de las fluctuaciones de los niveles freáticos y la recarga a través de la capa acuitarda hacia el acuífero semiconfinado.

Como salida natural del sistema acuífero los autores mencionados estimaron el volumen de agua correspondiente al flujo base del río Salado (como descarga natural del sistema acuífero) considerando los caudales medios diarios en un período de aguas bajas (época de sequía), obteniendo un valor de $18,1 \text{ hm}^3$.

Como salida natural del acuífero libre también se debería considerar el volumen correspondiente a los requerimientos de agua de la vegetación freatófita, como por ejemplo la alfalfa para forraje. Pero dicho valor no se toma en cuenta ya que el consumo de agua aportado por el agua subterránea solo puede ser posible si las raíces de la planta logran alcanzar la superficie freática. (Dardanelli & Collino, 2002) estimaron que la contribución de la superficie freática a la cantidad de agua consumida durante todo el periodo de crecimiento de la alfalfa fluctúa entre un 15 y 25% sin encontrar relación con la profundidad del agua. Asimismo, lograron obtener una relación exponencial entre la precipitación efectiva y la contribución de la superficie freática (Figura 21). Cuando disminuye la precipitación efectiva, aumenta dicha contribución, evidenciado por el aumento de rendimiento de masa seca de la planta en las zonas donde las raíces lograban alcanzar la superficie freática. Por otro lado, no obtuvieron ninguna relación entre el consumo de agua y la evapotranspiración potencial del cultivo. Por lo tanto, se excluye la cuantificación de este valor ya que se considera que la demanda de agua de la vegetación freatófita se satisface por las precipitaciones en el área y se asume que existe una mayor contribución de la humedad del suelo que de la superficie freática.

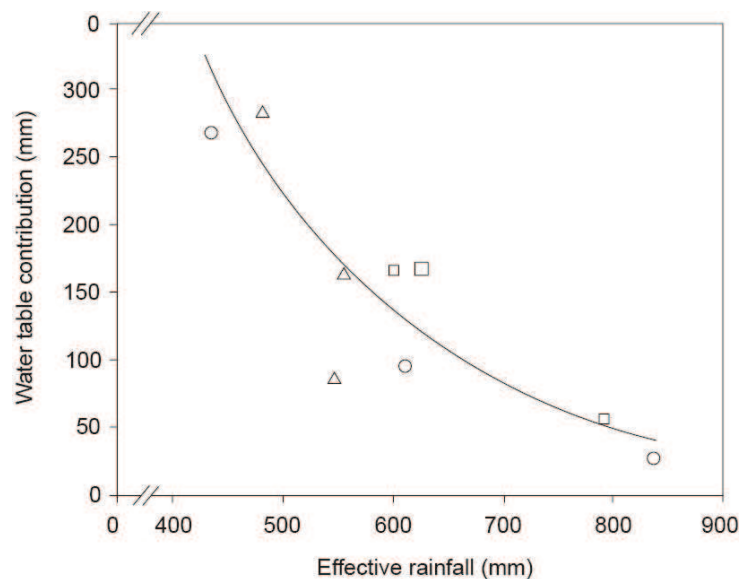


Figura 21. Relación entre la contribución de agua de la superficie freática y la precipitación efectiva. Tomado de (Dardanelli & Collino, 2002)

Como descargas artificiales se consideraron: el volumen de agua extraído del acuífero semiconfinado para consumo humano en las áreas urbanas, estimaciones previas del volumen extraído tanto del acuífero libre como del semiconfinado para abrevado de ganado en las áreas rurales. Las autoras destacan que no se cuenta con registros oficiales de volúmenes de agua

subterránea utilizada por las industrias ubicadas en la zona con fines de riego y procesos productivos.

No obstante, en función del tipo de cultivos en el área (maíz y soja principalmente), se puede estimar el volumen de agua extraído para riego.

El consumo de agua en la producción agrícola se establece en función de las necesidades de riego de los diferentes cultivos. Se considera que, en periodos húmedos, las precipitaciones alcanzan a cubrir dichas necesidades. Sin embargo, en épocas secas, se asume que existe el bombeo de agua subterránea para satisfacer los requerimientos hídricos de los cultivos.

Para un período seco, la demanda de agua se puede estimar a partir de la evapotranspiración del cultivo (ET_c) obtenida de los datos proporcionados por el satélite MOD16 (Figura 22). El resultado obtenido fue un valor del orden de 0,42 hm³. Para ello se consideraron solamente las áreas donde se encuentran dichos cultivos y un pozo cada 2.000 ha regadas que extrae un caudal medio de 95 m³/d. Sin embargo, no basta con relacionar el caudal medio del riego con las necesidades anuales por hectárea del cultivo ya que existen periodos donde pueden existir mayores consumos.

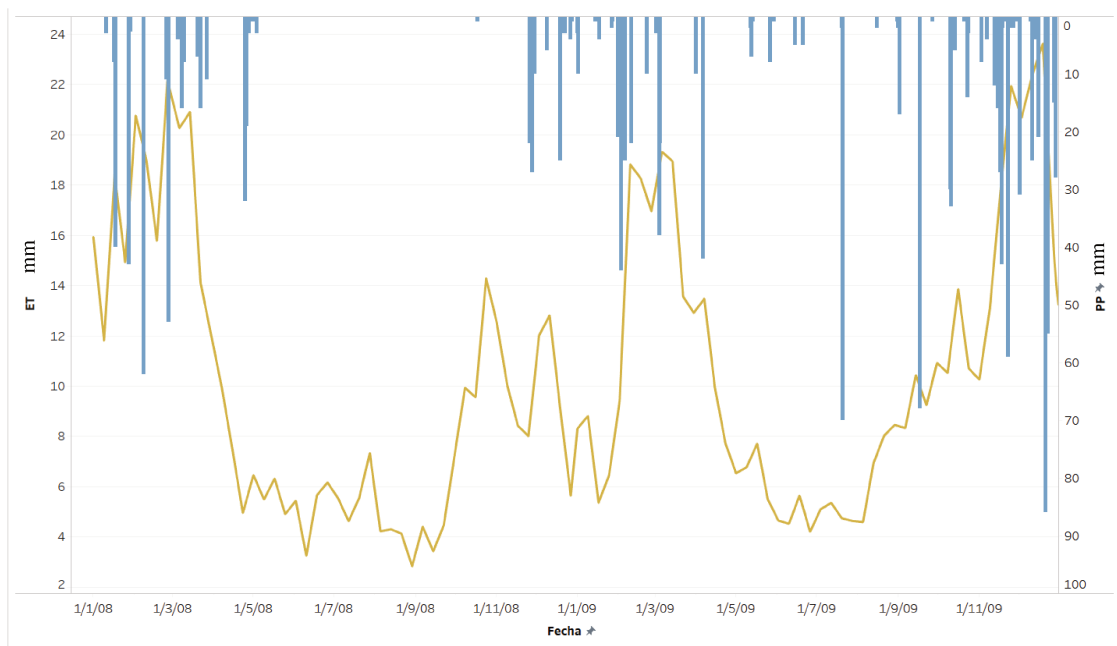


Figura 22. Evapotranspiración MOD16 del Satélite MODIS y las precipitaciones para el periodo seco 2008-2009.

Tabla 2. Entradas y salidas del sistema acuífero. Tomado de (D'Elia, et al., 2018).

	Acuífero Libre	Acuífero Semiconfinado
Entradas	Recarga Local = 20,7 hm ³	Recarga a través del acuitardo = 4,2 hm ³
		Recarga regional = sin estimar
Flujo base = 18,1 hm ³		
Menos efluentes industriales = 0,5 hm ³		
Salidas =	Agua para ganado = 1,6 hm ³	
Natural +	Consumo humano rural = sin datos	
Artificial	Vegetación freatófita = sin considerar	Consumo humano urbano = 13,9 hm ³
		Agua para riego = 0,42 hm ³
		Agua para industrias = sin datos

Capítulo 4

Hidrodinámica de las aguas subterráneas

El presente capítulo describe la hidrodinámica del sistema acuífero en el área de estudio. Para entender su comportamiento es fundamental conocer su evolución geológica e hidrogeológica. El procesamiento y análisis de la información antecedente permitió proponer la distribución tridimensional de la litología del subsuelo. Con esta información es posible estimar propiedades hidráulicas que no hayan sido medidas y que son esenciales para entender el comportamiento del sistema y lograr su representación numérica.

Toda la información procesada y analizada en este capítulo fue proporcionada por el Grupo de Investigaciones Geohidrológicas (GIG) de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH) - Universidad Nacional del Litoral (UNL), donde se realiza esta tesis de maestría.

Esta información incluye: perfiles estratigráficos, piezometría, ensayos de bombeo, análisis de muestras de agua, caudales de explotación y otros provenientes de empresas perforistas, consorcios locales de empresas y cooperativas interesadas en el recurso hídrico subterráneo, así como de trabajos de investigación previos realizados en el área. Asimismo, se dispuso de información hidrogeológica de la Subsecretaría de los Recursos Hídricos, del Gobierno Provincial e información generada por el GIG. La información topográfica del área de estudio se obtuvo a través del modelo digital de elevación elaborado por la Dirección de Geodesia del Instituto Geográfico Nacional, con una resolución espacial de 30 m.

Se realiza, en primer lugar, el análisis del marco geológico local y luego, a partir de los datos básicos e información disponible, se procede a identificar tridimensionalmente las unidades lito-estratigráficas que servirán de base para definir la geometría de las unidades hidrogeológicas que componen el sistema acuífero en el área de estudio. Se utilizará para ello el programa GEO5® 2019 y *Surfer*® 13 (Golden Software, LLC, 2015) Se obtienen de esta manera, mapas de espesores de los distintos estratos y se estiman los valores de parámetros hidráulicos formacionales en función de la litología y curvas granulométricas.

4.1. Geología y lito-estratigrafía local

Uno de los principales inconvenientes en la descripción geológica de las regiones de llanura en el país es el uso de diversos nombres formacionales para designar las distintas unidades estratigráficas neógenas. Consecuentemente, depósitos claramente equiparables reciben distintos nombres, según la provincia o los investigadores que los estudiaron. La falta de sistematización de la estratigrafía genera confusiones y dificultades para comprender e interpretar las formaciones geológicas estudiadas. En efecto, algunas de las formaciones definidas por algunos investigadores no cumplen con las mínimas exigencias del Comité Argentino de Estratigrafía (1992).

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, en el modelo geológico definido para los 100 m superiores del subsuelo del área de estudio se mantuvo la nomenclatura lito-estratigráfica más comúnmente aceptada.

El área de estudio está dominada por sedimentos de origen marino, fluvial y eólico, que van desde el Mioceno medio hasta la actualidad. Las bases fundamentales de la geología de la región pampeana fueron descritas por investigaciones que abordan particularidades estratigráficas, hidrogeológicas, geomorfológicas y paleontológicas. La región está caracterizada por la extrema escasez de afloramientos de edades mayores al Neógeno, por lo que normalmente sólo afloran sedimentos cuaternarios. Estos afloramientos se limitan a los sectores aledaños a los cursos fluviales. Por ello, el conocimiento del subsuelo en el área de estudio se basa en el análisis de la información lograda a través de perforaciones y de estudios de prospección geofísica como los llevados a cabo por (Iriondo M. , 1987); (Marengo, et al., 2002); (Dalla Costa, et al., 2007), entre otros.

4.1.1. Perforaciones utilizadas para definir la sección geológica

Las perforaciones del área de estudio recopiladas tienen profundidades promedio que varían entre los 30 y 40 m. La perforación más profunda alcanza, aproximadamente, los 60 m. En la Tabla 3 se resumen las características generales de las 32 perforaciones analizadas para la elaboración del perfil geológico Oeste - Este.

Tabla 3. Descripción general de las perforaciones. Modificada de (Paris M. , 2010).

	Pozo	Prof. [m]	Observación	Fecha
Pozos explotación Esperanza-Rafaela	r10	55.0	Litología, granulometría, prueba de funcionamiento (Martino Perforaciones SH)	2011
	r14	47.3	Litología, granulometría, diseño físico, ensayo de bombeo, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2002
	r15	50.3	Litología, granulometría, diseño físico, ensayo de bombeo, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2002
	r16	50.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r17	58.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r18	50.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r18sur	55.0	Litología, granulometría, prueba de funcionamiento (Martino Perforaciones SH)	2011
	r19	50.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r20	47.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r21	51.3	Litología, granulometría, diseño físico, ensayo de bombeo, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2002
	r23	56.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	r25	50.3	Litología, granulometría, diseño físico, ensayo de bombeo, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2002
	r34	44.3	Litología, granulometría, diseño físico, perfilaje (APSF, GEO 2000)	2001
	Perforaciones de control	PE1	39.5	Litología, niveles (OSN).
PE2		41.0	Litología, diseño físico, niveles (OSN).	1968
PE3		45.5	Litología, niveles (OSN).	1968
PE4		61.0	Litología, niveles (OSN).	1968
PE20		48.0	Litología, perfilaje (GEOSER)	1998
PE21		46	Litología, perfilaje (GEOSER)	1998
Perforaciones de monitoreo	e1	43.2	Litología, diseño físico, niveles (OSN)	1927
	e2	43.8	Litología, diseño físico, niveles (OSN)	1927
	e3	45.0	Litología, diseño físico, niveles (OSN).	1927
	e4	42.3	Litología, diseño físico, niveles (OSN)	1940
	e5	43.1	Litología, diseño físico, niveles (OSN).	1940
	e6	40.0	Litología, diseño físico, niveles (OSN).	1968

e7	50.0	Litología, diseño físico, niveles (OSN).	1974
e16	43.6	Litología, diseño físico, niveles (OSN)	1991
e17	41.8	Litología, diseño físico, niveles (OSN)	1991
e18	38.0	Litología, diseño físico, prueba de funcionamiento, perfilaje (APSF, GEO 2000)	1996
e19	38.0	Litología, diseño físico, prueba de funcionamiento, perfilaje (APSF, GEO 2000)	1996
PP200	40	Perforación particular. Litología, diseño físico, niveles (BAUZA)	1980
PP203	35.8	Perforación planta de tratamiento efluentes industriales. Litología, diseño físico, niveles	1996

Para la construcción del perfil geológico se empleó el software GEO5 (2019). La interpretación de la descripción de los perfiles geológicos de las perforaciones del área es compleja, ya que existe una mezcla y alternancia de diversos sedimentos cuaternarios y la subjetividad en la apreciación del perforista. No obstante, y en función de la ubicación y litología disponible para las perforaciones y su correlación con estudios previos, se elaboró un perfil geológico Oeste – Este para el área de estudio.

En la Figura 23 se presenta la ubicación de estas perforaciones y la traza de la sección geológica correlacionada

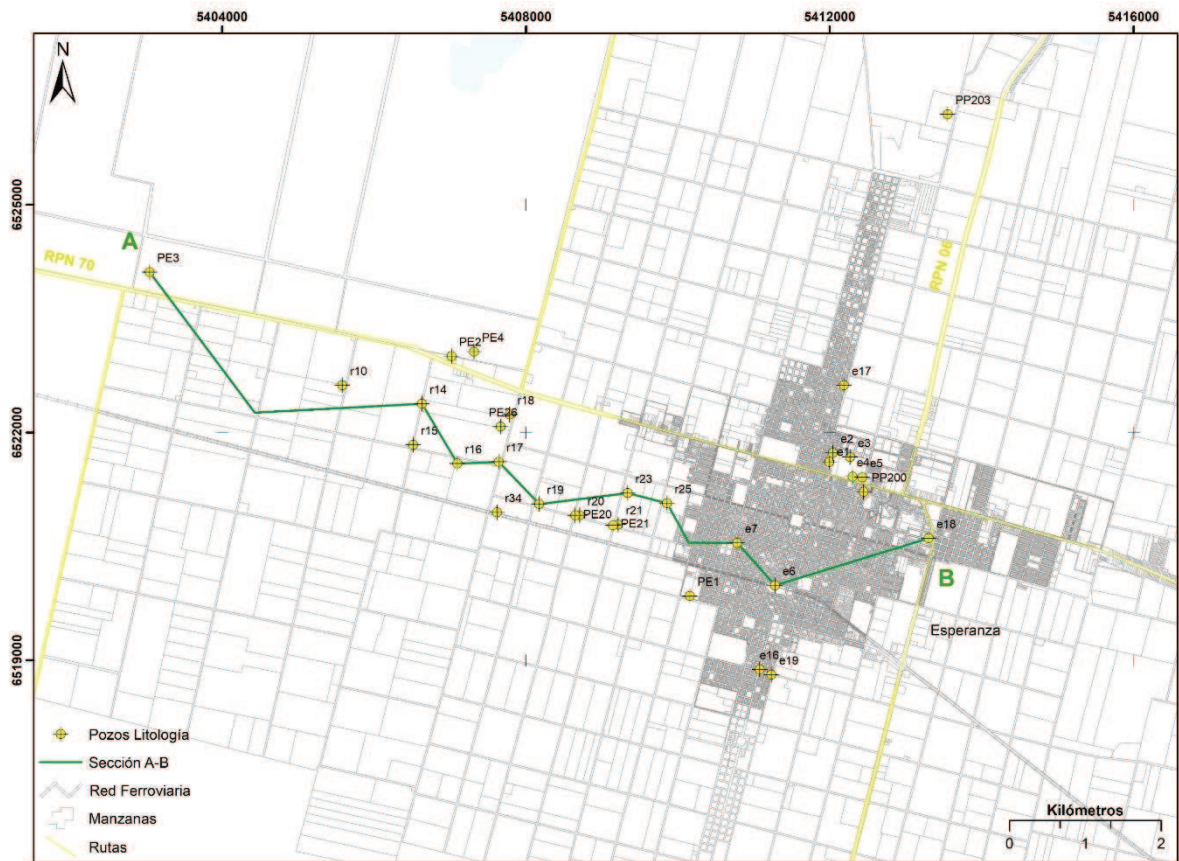
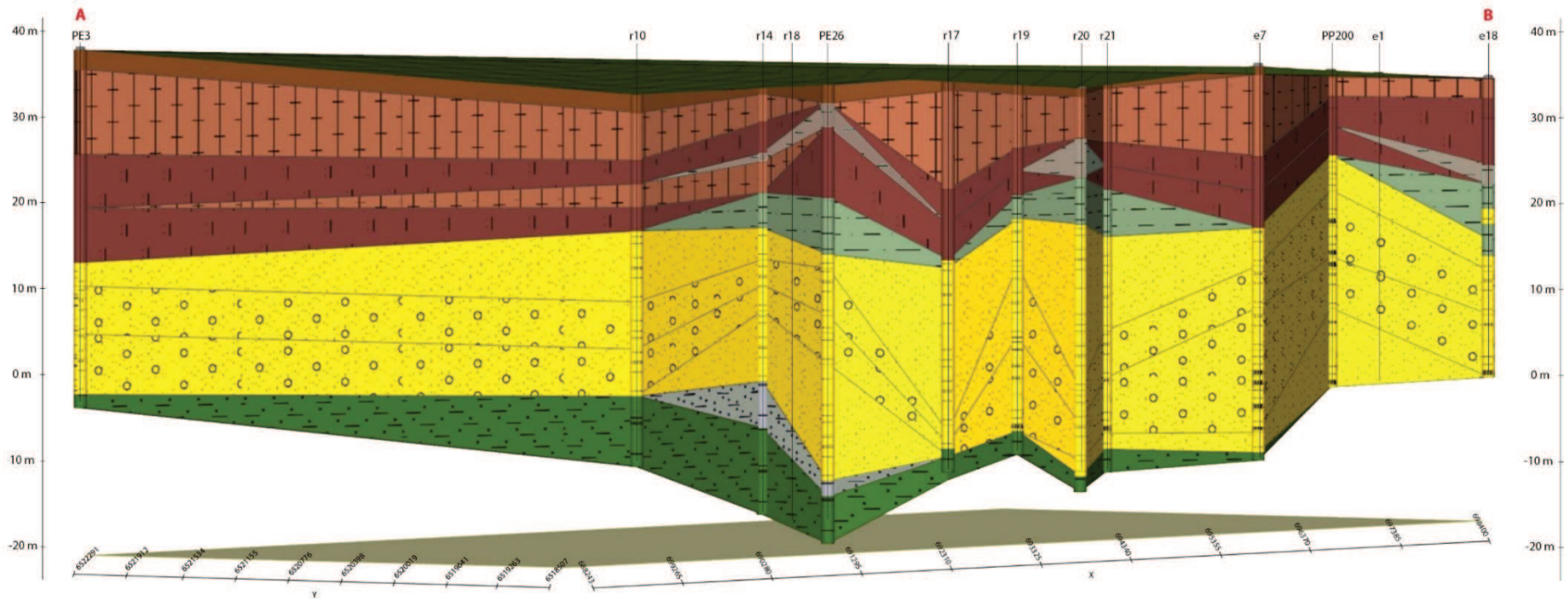


Figura 23. Ubicación de las perforaciones y la sección geológica A-B.

4.1.2. Correlación lito-estratigráfica

La descripción de la correlación lito-estratigráfica construida (Figura 24) comienza desde la superficie del terreno con la clásica secuencia estratigráfica del Cuaternario superior. Los primeros 10 m de sedimentos presentan una difícil identificación macroscópica que permita caracterizar los diferentes tipos de depósitos pampeanos. Sin embargo, de acuerdo con las descripciones litológicas de los pozos disponibles se pudieron diferenciar algunos estratos en el subsuelo del área.



REFERENCIAS

- | | | |
|--|--|--|
|  Suelo |  Arena fina amarillenta |  Arcilla limosa grisácea a verdosa |
|  Limo y arcilla castaño rojizo |  Arena fina a media amarillenta |  Arena arcillosa gris |
|  Loess, limo arcilloso castaño rojizo |  Arena media amarillenta |  Arcilla arenosa verdosa |
|  Limo arcilloso grisáceo a verdoso |  Arena media a gruesa amarillenta |  Superficie del terreno |



Figura 24. Correlación lito-estratigráfica del área de estudio.

Hacia el este del área de estudio se observan unos 5 m de limos y arcillas castaño rojiza a castaño claras. Éstos se pueden corresponder con depósitos recientes de posible origen fluvio-palustre debido a su contenido de materia orgánica. Hacia el centro de la sección, en los primeros metros, se observan arenas arcillosas y arenas limosas estratificadas castañas y grises que, en función de las correlaciones descritas en estudios previos (Auge M. , 2009); (Iriondo & Manavella, 1990); (Marengo G. , 2003) se pueden corresponder a sedimentos fluviales del río Salado. Estos sedimentos se ven intercalados con limos retrabajados en forma fluvial. Su origen es poco conocido, aunque (Marengo, et al., 2002) proponen un progresivo retrabajo del loess hacia el valle de este río, con una parcial remoción de los sedimentos finos y de las trizas por transporte laminar, con poco contenido de vidrio volcánico y características texturales intermedias entre las de los ambientes eólicos y fluviales. Adicionalmente, intercalados a éstos, se observan depósitos de arcillas y limos de color gris claro a verde oliva muy claro, formando lentes de poco espesor y larga longitud; suelen contener carbonato de calcio, como concreciones irregulares o delgadas venillas.

Infrayaciendo, se encuentran los depósitos loésicos constituidos por limos arcillosos con muy escasa arena, color castaño rojizo a amarillento, sin estratificación y friable. Poseen escasas a moderadas concreciones de tosca y concreciones de óxidos de hierro y manganeso. Se estiman con un espesor aproximado de 10 m o menos. (Marengo, et al., 2002) proponen un aporte eólico producido principalmente desde el oeste; su mineralogía y la preservación del vidrio volcánico alude a que el material detrítico fue aportado por el volcanismo andino contemporáneo con la sedimentación. A 15 m de profundidad, aproximadamente, se observa un aspecto más regular y poco accidentado, indicando un cambio gradual de los sedimentos pampeanos a la Formación Ituzaingó (“Arenas Puelches”) (Santa Cruz, 1970). Esta formación está constituida principalmente por arenas finas, medias y gruesas amarillentas, con un espesor variable entre 25 y 30 m. El techo de esta formación fue erosionado y cubierto por sedimentos continentales, caracterizados por un delgado espesor de limos y arcillas calcáreas castañas claras a oscuras, por sedimentos loésicos o por sedimentos fluviales recientes. La parte media de las Arenas Puelches está formada por arenas finas a medias muy friables, de tonalidades amarillentas a blancuzcas, con frecuente estratificación cruzada. En algunas perforaciones se observan delgadas intercalaciones pelíticas verdosas de unos pocos centímetros de espesor.

A unos 43 m de profundidad, subyacen, mediante una discordancia erosiva, las arcillas arenosas verdes correspondientes a la Formación Paraná, con un espesor indeterminado ya que

los pozos encontrados en la zona no la atraviesan en su totalidad. En algunas de las perforaciones se han encontrado escasos metros de arenas arcillosas grises intercaladas o superpuestas con los sedimentos arcillosos verdosos.

4.2. Hidrogeología local

En este apartado se evalúa la lito-estratigrafía descrita anteriormente desde un enfoque hidrogeológico; esto es, en cuanto a la capacidad de almacenar y transmitir el agua subterránea.

El sistema hidrogeológico local está conformado por medios porosos, ubicado en sedimentos del Plioceno superior-Pleistoceno, sobre una base acucluda de extensión regional (arcillas marinas de la Formación Paraná).

Debido a la dificultad para diferenciar correctamente las primeras capas y a la variedad de nomenclatura utilizada para estos depósitos -según la zona estudiada ha llevado a que se denominen “formaciones” a distintas facies- sus sedimentos se agruparán en “Sedimentos pampeanos”, ya que presentan características hidrogeológicas similares.

En consecuencia, y desde un punto de vista hidrogeológico, en la zona de estudio se distinguen 4 unidades:

Sedimentos pampeanos

También mencionados como Grupo Pampa en (Tujchneider O. , 2000). Están compuestos por un miembro superior y un miembro inferior:

Miembro superior: depósitos loésicos del Pleistoceno tardío – Holoceno Reciente. Caracterizados por limos, arcillas y loess, pardos claros, oscuros, rojizos o grises. Puede alojar un acuífero libre de bajo rendimiento y calidad variable.

Miembro inferior: depósitos loessoides del Pleistoceno temprano a medio. Constituidos por limos y arcillas calcáreas verdes claros a castañas, debido a su mayor abundancia de arcillas se comporta como un manto acuitardo discontinuo.

Formación Ituzaingó

Depósitos fluviales del Plioceno. Compuesta por arenas amarillentas que van de granos finos a gruesos, y se comportan como un acuífero semiconfinado de buen rendimiento y calidad.

Formación Paraná

Depósitos marinos del Mioceno medio – tardío. Constituida por arcillas verdes y arenas grises. Debido a sus características litológicas, puede considerarse un acuicludo, formando la base del sistema acuífero de las Arenas Puelches Debido a su origen deposicional marino, el agua salada es predominante.

4.2.1. Modelo hidro-estratigráfico tridimensional

La elaboración del modelo hidro-estratigráfico tridimensional se realizó considerando las formaciones descritas anteriormente y su correlación espacial en el área de estudio (Figura 25). Se elaboraron secciones transversales con la finalidad de representar e identificar la sucesión vertical de las capas que subyacen al área de estudio y así obtener sus espesores. Este procesamiento se llevó a cabo con el software GEO5 (2019).

En la Figura 25 se puede apreciar techo y base de cada una de las formaciones consideradas, así como su espesor y la distancia entre los pozos utilizados. La escala vertical ha sido exagerada para diferenciar mejor cada formación.

Las unidades acuíferas presentes en el área de estudio exceden sus límites, por lo que el flujo subterráneo se representa a través de un gradiente hidráulico. Por ello, en la Figura 26 se simbolizan las secciones transversales con el nivel freático de los pozos r18, e19, e18 y r10, al momento de su construcción, el cual fue extrapolado para toda la extensión del modelo hidro-estratigráfico a modo ilustrativo, y poder así visualizar el sentido general del escurrimiento subterráneo.

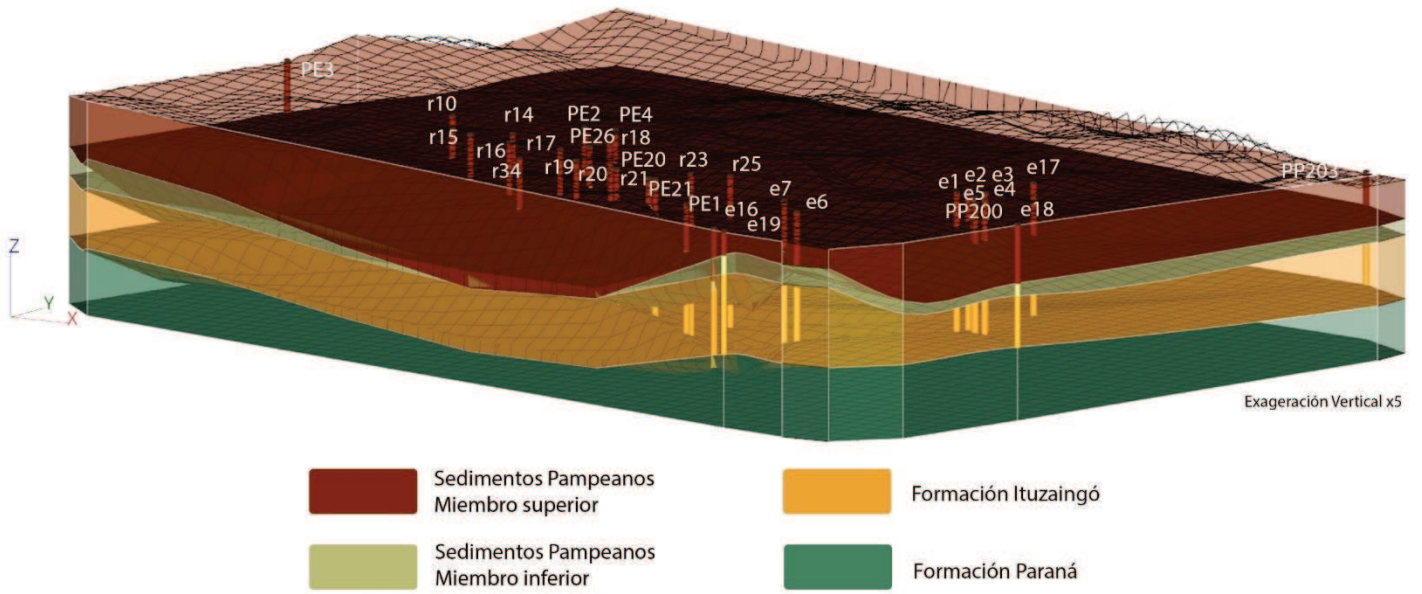


Figura 25. Modelo tridimensional de las unidades hidro-estratigráficas.

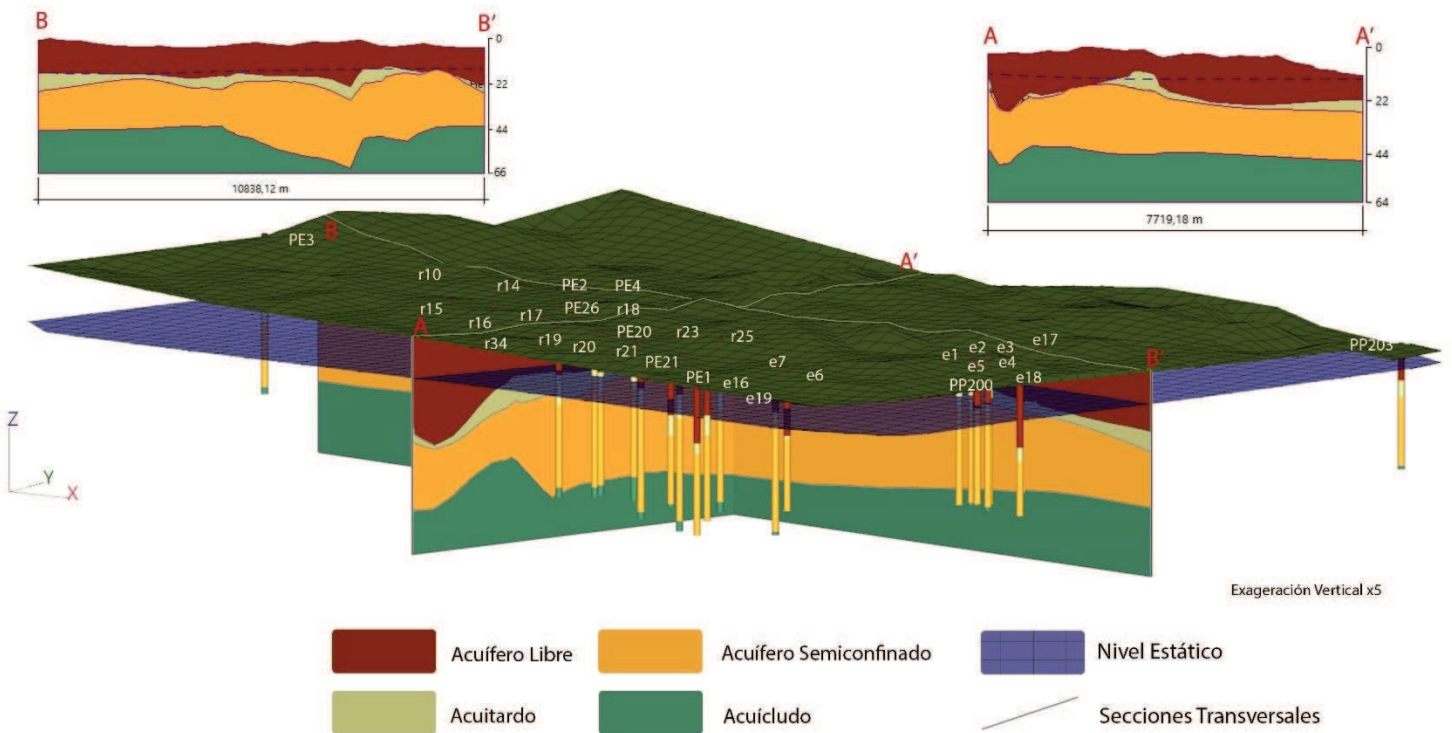


Figura 26. Secciones Transversales.

4.3. Determinación de la geometría de las unidades hidro-estratigráficas

La caracterización morfológica del sistema acuífero depende directamente de la correcta definición de las unidades hidro-estratigráficas que lo componen, sus espesores y variaciones. Para ello se han evaluado las distribuciones espaciales de techo y base de cada unidad y se han obtenido curvas isopacas para cada una de ellas aplicando técnicas geoestadísticas.

La aplicación de estas técnicas requirió analizar la información litológica disponible de las perforaciones y realizar el correspondiente análisis variográfico. Los variogramas del techo y base de cada una de las unidades hidro-estratigráficas se realizó con el programa *Surfer*® 16 (*Golden Software, LLC*).

Una vez calculado el variograma en todas las direcciones posibles, se seleccionaron los que reflejaron el mejor comportamiento de correlación espacial entre los sitios. Luego de la obtención del variograma y del análisis estructural se procedió a la estimación de los valores del techo y/o base de cada unidad hidro-estratigráfica. En función del tipo de variograma obtenido para cada unidad se pudieron aplicar métodos de estimación como Distancia Inversa Ponderada (IDW), Kriging y Mínima Curvatura.

4.3.1. Validación de los métodos de interpolación

Para evaluar la precisión de los métodos de interpolación, se aplicó la técnica de validación cruzada con el fin de observar el comportamiento con relación a datos reales. Esta técnica consiste en no considerar el valor de un punto conocido para restimarlo a partir de los restantes, aplicando el proceso a todos los puntos. La principal base de la validación fue el análisis de los errores residuales. El error calculado entre los valores estimados y medidos se expresa mediante la Raíz del Error Cuadrático Medio (*RMSE*).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{\varphi}_1 - \varphi_2)^2} \quad \text{Ec. 1}$$

Los métodos de interpolación (IDW, Kriging y Mínima Curvatura,) fueron aplicados para estimar los espesores de las 3 unidades lito-estratigráficas identificadas en el área de estudio. A partir de los resultados obtenidos, se analizaron los errores de cada método y se validaron a través del método de validación cruzada. Esta validación se llevó a cabo con el fin

de obtener una mejor estimación de las curvas isopacas, cuyos valores luego serán incorporados en el modelo numérico de flujo. Los resultados obtenidos se resumen en la Figura 27.

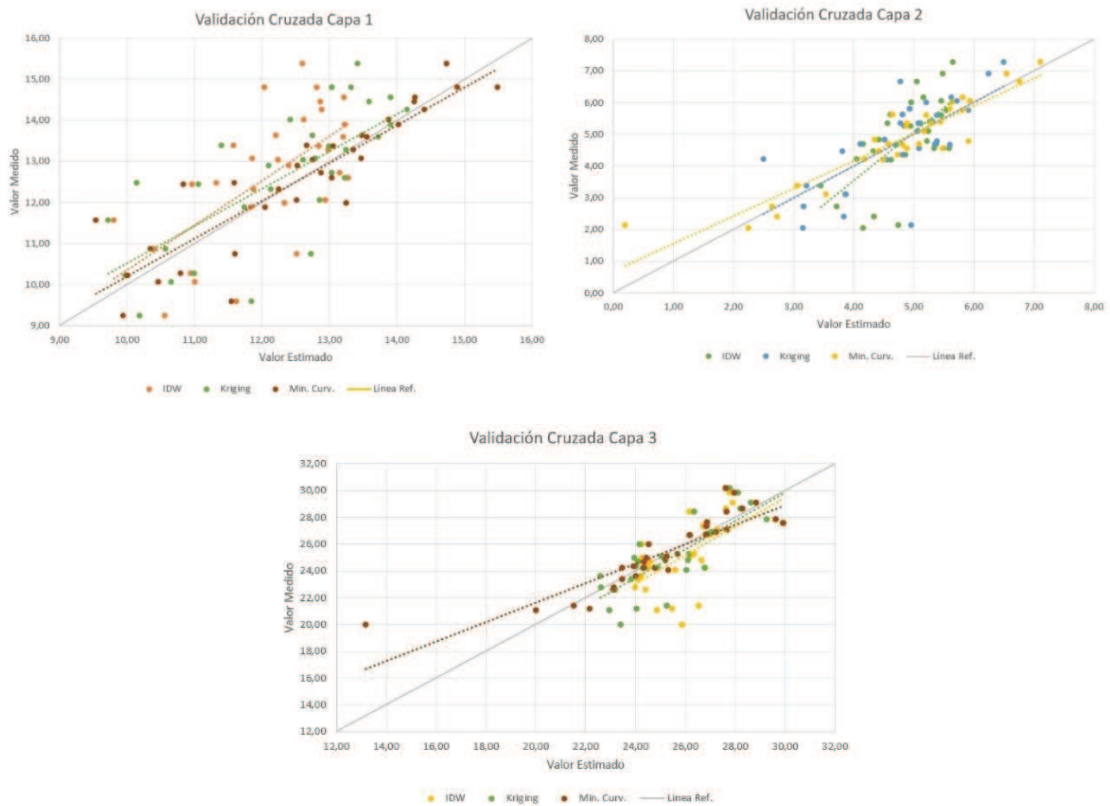


Figura 27. Validación cruzada para cada método de interpolación.

Se puede observar que, de los tres métodos considerados, el método de Mínima Curvatura es el que presenta los errores más bajos, encontrándose una predicción de R^2 más ajustada cercana a 1 para las 3 capas evaluadas. Además de un valor de $RMSE$ cercano a cero.

4.3.2. Mapas Isopáquicos

Los datos disponibles sirvieron de base para la elaboración de los mapas isopáquicos, los cuales fueron obtenidos mediante el procesamiento descrito en los ítems anteriores. La grilla de valores obtenida para la definición de las curvas se integrará luego al modelo numérico que permitirá representar el funcionamiento del sistema acuífero. En la Figura 28 se observan las curvas isopacas del miembro superior de los sedimentos pampeanos, con espesores que van de los 8 a los 20 m. En la Figura 29 se presenta el mapa isopáquico de la porción inferior de dichos sedimentos, con pequeños espesores que varían entre los 0,4 y 5,4 m. En la Figura 30 se contemplan los espesores variables entre los 5 y 31 m de la Formación Ituzaingó.

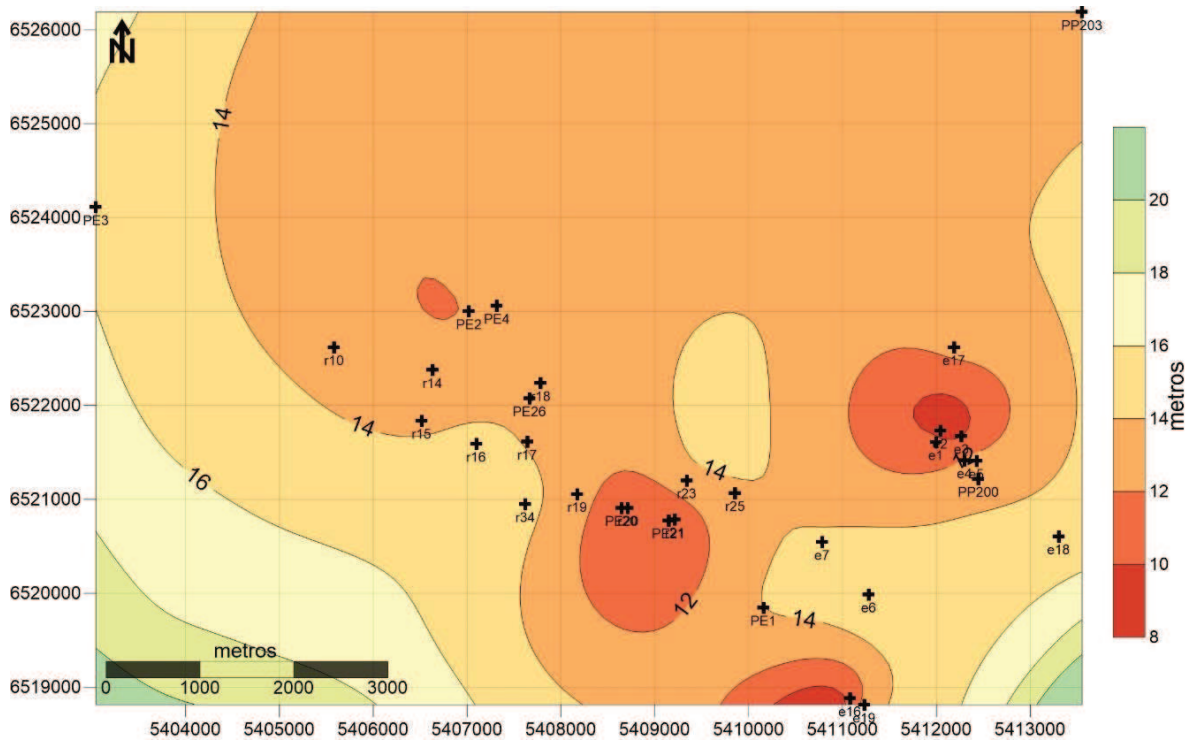


Figura 28. Mapa Isopáquico Sedimentos pampeanos (Miembro Superior). Acuífero libre. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.

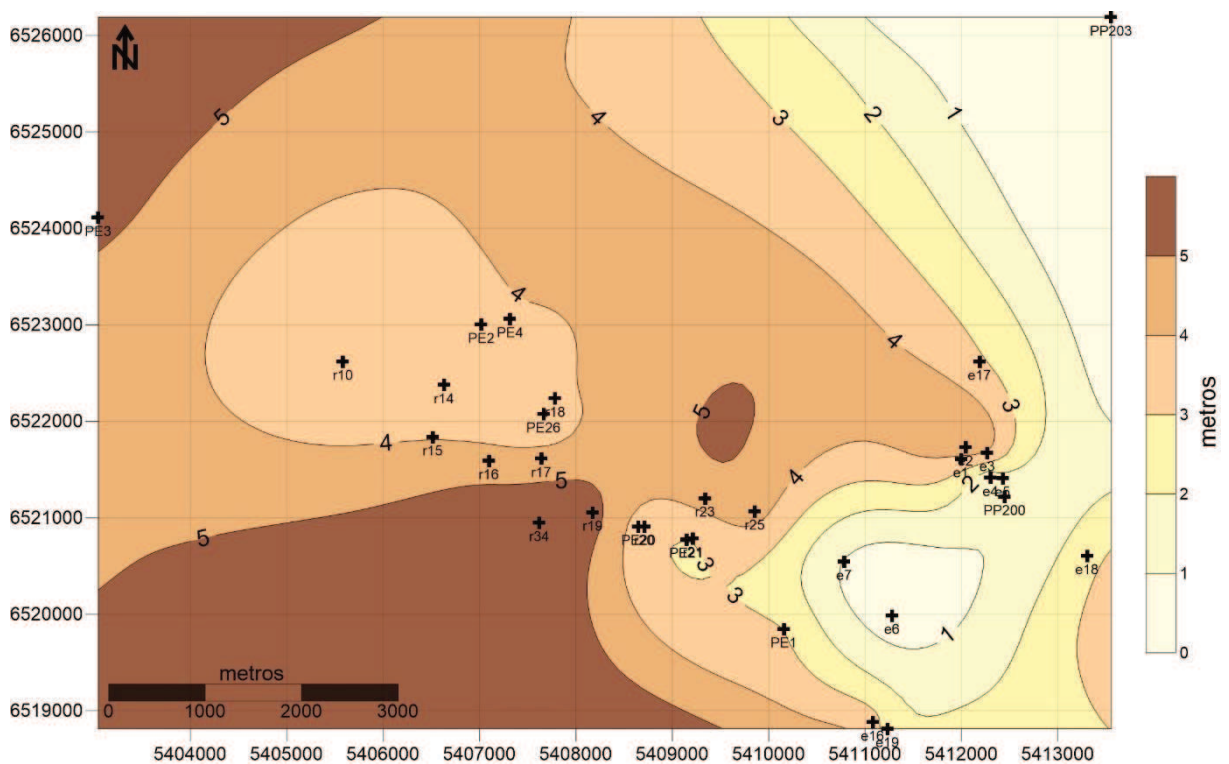


Figura 29. Mapa Isopáquico Sedimentos pampeanos (Miembro inferior) Acuitardo. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.

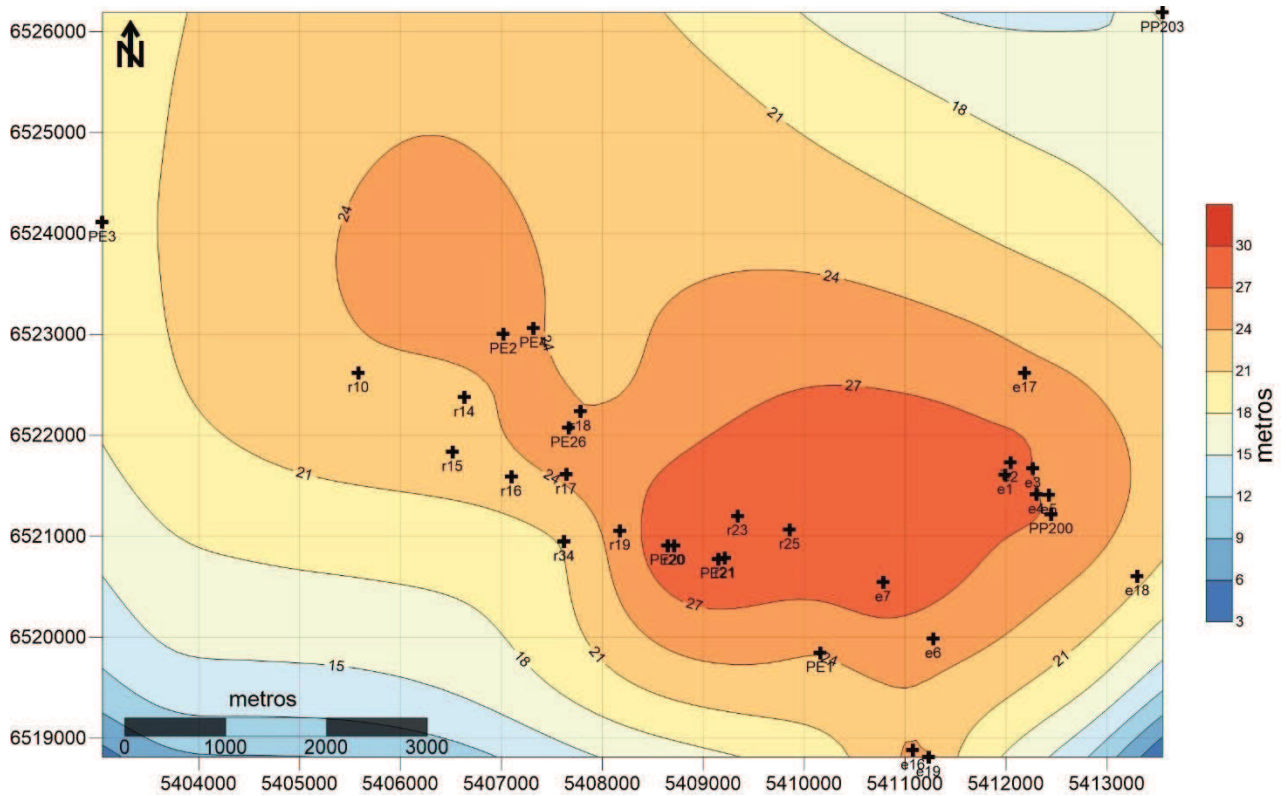


Figura 30. Mapa Isopáquico Formación Ituzaingó. Acuífero semiconfinado. Obtenido a partir del método de Mínima Curvatura.

En función de la distribución espacial de las perforaciones se hace notar que el extremo SO es el que puede contener los mayores errores de estimación.

4.4. Estimación de parámetros hidráulicos formacionales

4.4.1. Generalidades

El flujo de las aguas subterráneas en medios porosos saturados se describe por ecuaciones que gobiernan la distribución de las direcciones y tasas de flujo en un acuífero. Combina las ecuaciones que expresan la ley de conservación de masa y la Ley de Darcy.

Los acuíferos se caracterizan hidráulicamente por su capacidad de almacenar y transmitir agua, los cuales se cuantifican por su transmisividad, y conductividad hidráulica, y por su coeficiente de almacenamiento. Al no poseer valores de estos parámetros en el medio continuo del acuífero es necesario realizar una estimación de los mismos. Es por ello, que, en la búsqueda de métodos para estimar parámetros como la conductividad hidráulica, los métodos basados en el tamaño de grano tienen el atractivo de la simplicidad.

4.4.2. Estimación de la conductividad hidráulica a partir de curvas granulométricas

La mayoría de las técnicas desarrolladas para cuantificar la conductividad hidráulica, K , son modificaciones del experimento original de Darcy. Los métodos experimentales, pruebas de campo y mediciones de laboratorio permiten determinar la conductividad hidráulica al realizar ensayos de flujo bajo condiciones de contorno controladas. Sin embargo, no todos proporcionan un valor de K que sea lo suficientemente confiable, ya que en la naturaleza puede variar en las tres dimensiones aún en un mismo punto. Matemáticamente se lo representa como un tensor cuyas propiedades se pueden asumir teóricamente pero no son fáciles de probar (Chery & De Marsily, 2007). No obstante, las aplicaciones prácticas requieren muchas veces de herramientas sencillas para estimar K en función de la información disponible.

Una de estas herramientas son las diversas fórmulas empíricas que relacionan K con parámetros específicos, que se pueden obtener a partir de curvas granulométricas, siendo aplicados principalmente en acuíferos conformados por materiales no consolidados. Para obtener un valor representativo de K a partir de las curvas granulométricas se requiere una gran cantidad de muestras indisturbadas.

Si las muestras de sedimentos se obtienen al realizar la perforación, se debe tener en cuenta el material que se utiliza para la fabricación del lodo de perforación, ya que esto podría conducir a un enmascaramiento en el tamaño de grano del material acuífero (Hötling & Wilhelm, 2019).

La mayoría de las fórmulas empíricas para determinar K tienen en común que el tamaño efectivo (d_e) está elevado a una potencia y multiplicado por un coeficiente C . Este último es constante o varía con la clasificación del tamaño de grano u otros parámetros que tienen en cuenta, por ejemplo, la forma del grano y la temperatura del agua. No obstante, la mayoría de estos métodos son empleados principalmente para granulometrías con más del 50% pasante de gruesos ($> 2\text{mm}$) (Lambe & Whitman, 2008).

Debido a la limitación de información de laboratorio, se considerará la fórmula de Hazen (1911) para la estimación de la conductividad hidráulica. Ésta se desarrolló originalmente para determinar la conductividad hidráulica de arenas uniformemente graduadas. Sin embargo,

puede ser útil para un rango de arena fina a gruesa, siempre que el sedimento tenga un coeficiente de uniformidad (C_u) inferior a 5 y un tamaño de grano efectivo (d_e) entre 0,1 y 3 mm (Odong, 2007). Por lo tanto, se aplicará esta fórmula solamente para estimar la conductividad hidráulica del acuífero semiconfinado. Para el acuífero libre y el acuitardo se considerarán las conductividades hidráulicas de estimaciones previas elaboradas para el área de estudio comparadas con datos tabulados.

Partiendo de la formulación general descrita por (Vukovic & Soro, 1992):

$$K = \frac{g}{\nu} \cdot C \cdot f(n) \cdot d_e^2 \quad \text{Ec. 2}$$

donde:

K	conductividad hidráulica
g	aceleración de la gravedad
ν	viscosidad cinemática
C	coeficiente de clasificación
f(n)	función de la porosidad
d_e	tamaño de grano efectivo

Los valores de C, f(n) y d_e varían según cada uno de los métodos empíricos utilizados en el análisis del tamaño de grano. Según (Vukovic & Soro, 1992) la porosidad n puede derivarse de la relación empírica con el coeficiente de uniformidad de grano (C_u) como:

$$n = 0.255(1+0.83^{C_u})$$

Según Hazen se tiene:

g	9.81 m/s ²
ν	1.146 x 10 ⁻⁶ m ² /s (T=15°C)
C	6 x 10 ⁻⁴
f(n)	1 + 10 (n - 0.26)
d_e	d_{10} en mm

Los rangos para la conductividad hidráulica en rocas no consolidadas según DIN 18130-1 se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Conductividad hidráulica para rangos de tamaño de grano individuales. (Hötling & Wilhelm, 2019).

Roca no consolidada	Conductividad hidráulica
Grava pura	10^{-1} a 10^{-2} m/s
Arena gruesa	$\approx 10^{-3}$ m/s
Arena media	10^{-3} a 10^{-4} m/s
Arena fina	10^{-4} a 10^{-5} m/s
Arena limosa	10^{-5} a 10^{-6} m/s
Limo arcilloso	10^{-6} a 10^{-9} m/s
Arcilla	$< 10^{-9}$ m/s

A partir de los tamaños d_{10} y d_{60} tomados de las curvas granulométricas para algunos de los pozos de explotación y de monitoreo, se estimó la conductividad hidráulica con la fórmula de Hazen. Los resultados promedios obtenidos se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Conductividad hidráulica calculada a partir del análisis del tamaño de grano utilizando la fórmula de Hazen.

Pozo	d_{10} (mm)	d_{60} (mm)	Cu	K [m/d]
r14 BIS	0.1676	0.3581	2.13	33.21
r15	0.1151	0.2906	2.52	14.94
r15 BIS	0.0783	0.2531	3.23	6.38
r16	0.0662	0.3006	4.54	3.97
r17	0.1291	0.2693	2.08	19.84
r18	0.1406	0.3533	2.51	22.36
r19	0.0844	0.3022	3.58	7.14
r20	0.1331	0.2325	1.74	21.96
r21	0.1191	0.2093	1.75	17.57
r23	0.1566	0.5696	3.63	24.46
r25	0.0965	0.3009	3.11	9.81
r34	0.1343	0.3446	2.56	20.26
r34 BIS	0.0894	0.2985	3.33	8.22
PME	0.2467	0.9231	3.74	59.97
P. Soc. Rural	0.1439	0.2453	1.70	25.79
PME – Cement.	0.1490	0.2862	1.92	26.92

De la tabla anterior se puede observar que la fórmula de Hazen estima valores de K en un rango entre 4 y 60 m/d, valores que según Custodio y Llamas (1983) son característicos de un tipo de material como la arena limpia, grava y arena, arena fina, que pueden alojar un acuífero de regular a bueno. Esta variación en los valores ocurre debido a que el tamaño efectivo de grano en estos sitios es menor a 0,1 mm y, por lo tanto, se encuentran ligeramente por debajo del límite de validez inferior aplicable por la fórmula. No obstante, los valores se encuentran dentro del mismo orden de magnitud de K estimados por otros autores (Krüse, 2007); (Tujchneider, et al., 1998); (CAAAS, 1973).

En teoría, la conductividad hidráulica debería aumentar con el tamaño de grano efectivo y disminuir con la variabilidad del tamaño de grano. (Eggleston & Rojstaczer, 2001) encontraron que esto es cierto, pero señalan que la conductividad hidráulica es sensible a otros parámetros, como la estratificación de sedimentos, los sedimentos finos de bajo porcentaje de peso y la cementación.

No obstante, las limitaciones que presenta la expresión de Hazen, esta es muy utilizada para obtener un rango de magnitud de este parámetro.

4.4.3. Estimación de la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento

Tanto la transmisividad como el coeficiente de almacenamiento juegan un papel muy importante en la caracterización de acuíferos. Se puede estimar la transmisividad a partir de los mapas de espesores obtenidos en la sección 4.3 y de los valores de conductividad hidráulica presentados en la Tabla 5. En Tabla 6 se resumen los parámetros hidráulicos asumidos para cada capa acuífera.

Tabla 6. Rango de valores de los parámetros hidráulicos para cada capa acuífera.

Unidad	Conductividad hidráulica [m/d]	Transmisividad [m²/d]	Coficiente de almacenamiento
Acuífero libre	5 - 10	90 - 150	0,05
Acuitardo	$5 \cdot 10^{-2}$ - $5 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$ - $3 \cdot 10^{-2}$	0,006
Acuífero semiconfinado	15 - 30	350 - 800	10^{-3} - 10^{-4}

De la tabla anterior cabe resaltar que debido a la dificultad de estimar la conductividad hidráulica para el acuífero libre y el acuitardo así como el coeficiente de almacenamiento para

las tres unidades, éstos se han obtenido a partir de valores informados en estudios previos (Auge M. , 2002); (Filí, et al., 1999); (CAAAS, 1973); (Tujchneider O. , et al., 2005).

4.5. Evolución potenciométrica del sistema acuífero

La zona de estudio cuenta con pozos de monitoreo que alcanzan tanto al acuífero libre como al semiconfinado en los cuales, periódicamente, se registra la profundidad del nivel estático (Figura 31 y Tabla 7).

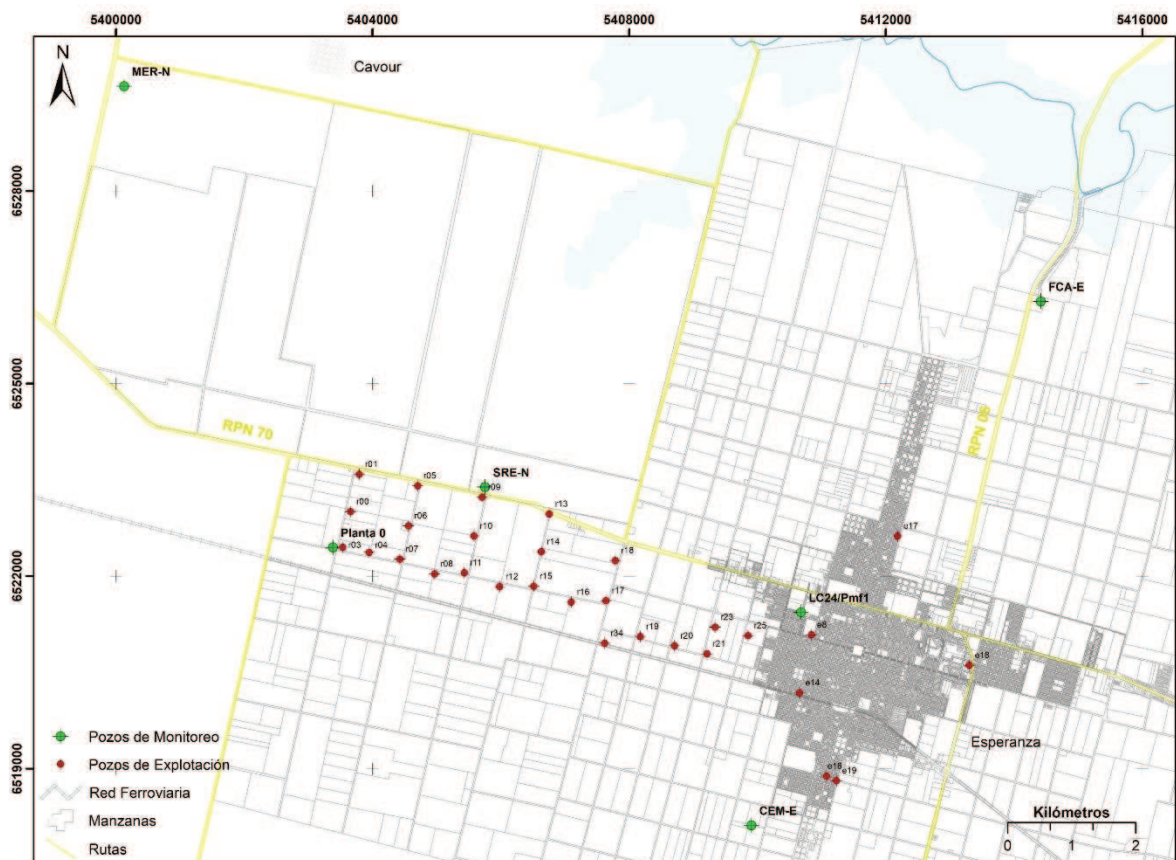


Figura 31. Ubicación pozos de monitoreo

Tabla 7. Descripción de los pozos de monitoreo.

Pozo	Cota [msnm]	Prof. del pozo [m]	Filtro en Acuífero
SRE-S	36.50	12.9	Libre
MER-S	48.25	19.59	Libre
FCA-O	29.00	11.13	Libre
CEM-O	37.70	16.32	Libre
SRE-N	36.50	36.42	Semiconfinado

MER-N	48.25	36.4	Semiconfinado
FCA-E	29	32.47	Semiconfinado
CEM-E	37.70	39.10	Semiconfinado
Planta 0	41.30	33.70	Semiconfinado
LC24/Pmf1	35.74	35.10	Semiconfinado

En la Figura 32 se representa la evolución de los niveles freáticos y piezométricos de los pozos PM5 (acuífero libre) y PM6 (acuífero semiconfinado) para el periodo 2002-2011. Se observa que existe una correlación en el comportamiento de ambos acuíferos, ocurriendo fluctuaciones casi en simultáneo. Las variaciones oscilan entre 3,82 y 9,72 m para el acuífero libre, y entre 4 y 9,71 m para el acuífero semiconfinado (Tujchneider, et al., 2013).

Como se ha dicho anteriormente, el acuífero libre está separado del acuífero semiconfinado por un manto acuitardo de espesor variable que permite flujos ascendentes y/o descendentes en función de las relaciones de carga hidráulica imperantes. Sin embargo, para los pozos y periodo indicado anteriormente prevalece el flujo descendente, lo cual indica que el acuífero libre recarga al acuífero semiconfinado.

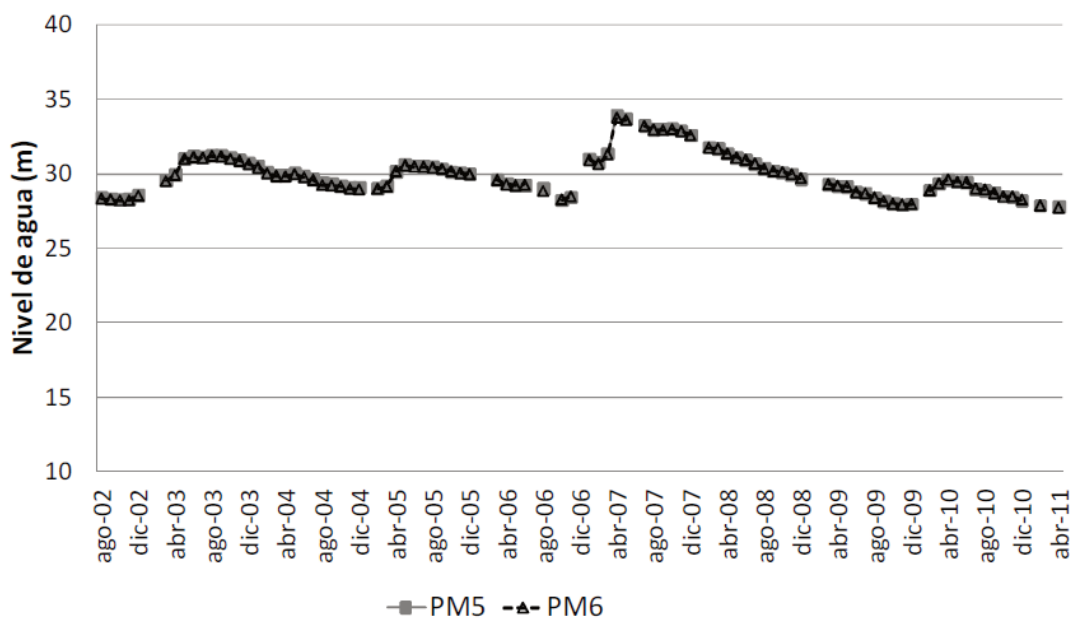


Figura 32. Niveles freáticos y piezométricos en los pozos de monitoreo. Tomado de (Tujchneider, et al., 2013).

Teniendo en cuenta los valores obtenidos de los registros continuos en los freatómetros instalados en los pozos de monitoreo y las lecturas directas medidas con sonda manual, se

ajustaron y analizaron los datos de la fluctuación de los niveles registrados, de los cuales se descartaron los valores no confiables debido a problemas con el equipo de registro continuo.

En la Figura 33, se presenta el registro de profundidad del nivel de agua y las precipitaciones mensuales adquiridas de la estación agrometeorológica de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Litoral ubicada en la ciudad de Esperanza para la serie diciembre 2013-diciembre 2018. Los pozos de monitoreo SER, MER, FCA, CEM y planta 0 están equipados con un registrador continuo de niveles por lo que se dispuso de los registros con un paso de tiempo horario/diario.

Del análisis de las fluctuaciones de los niveles se evidenció la respuesta del sistema ante los eventos de precipitación, la cual refleja ascensos bastante inmediatos luego de la ocurrencia de abundantes precipitaciones. Este hecho se puede corroborar con estudios anteriores (D'Elia M. , et al., 2013); (D'Elia M. , et al., 2014), donde indican que existe un retardo de la respuesta del acuífero libre a las entradas por precipitación de aproximadamente un mes.

La variación de los niveles de las capas acuíferas (libre y semiconfinada) ocurren casi en simultáneo, resaltando que las profundidades del nivel de agua en el acuífero libre son menores que las del acuífero semiconfinado, pudiendo asumir que este último recibe la recarga del libre en casi todo el período de registro considerado. Las variaciones de los niveles, en ambas capas acuíferas, son del orden de los 8 m, encontrándose mínimos de 2 y máximos de 10 m.



Figura 33. Profundidades de agua subterránea vs precipitaciones mensuales.

De la figura anterior cabe señalar que para el mes de agosto de 2016 existen descensos significativos en los pozos de monitoreo cercanos al campo de explotación, observándose las mayores profundidades del nivel de agua. No se disponen valores exactos de los bombeos en los pozos para poder realizar un análisis comparativo para asumir que dicho descenso es producto de un aumento en las extracciones. Sin embargo, se debe considerar que los descensos coinciden con los meses (julio-agosto) en los que no ocurrieron precipitaciones en el área. Así mismo, se observa que los aumentos en los niveles coinciden con la llegada de las lluvias en el periodo húmedo de octubre a marzo.

4.5.1. Superficie piezométrica y líneas de flujo

El movimiento del agua subterránea depende de su energía potencial y gradiente hidráulico. Por lo tanto, el análisis de la superficie piezométrica y las líneas de flujo permite conocer la hidrodinámica existente en el sistema acuífero. Para ello, se consideraron las curvas piezométricas obtenidas en marzo-abril 2011 (D'Elia, et al., 2017) (Figura 34). La dirección preferencial del flujo de agua subterránea en el área de estudio es principalmente del oeste hacia el este, evidenciándose que el acuífero descarga en el río Salado. El gradiente hidráulico medio

i se calculó en el orden de los 10^{-4} . Este valor indica un bajo gradiente, debido a que la diferencia en la altura piezométrica entre los pozos es baja y la separación entre las isopiezas es considerable (aproximadamente 3000 m).

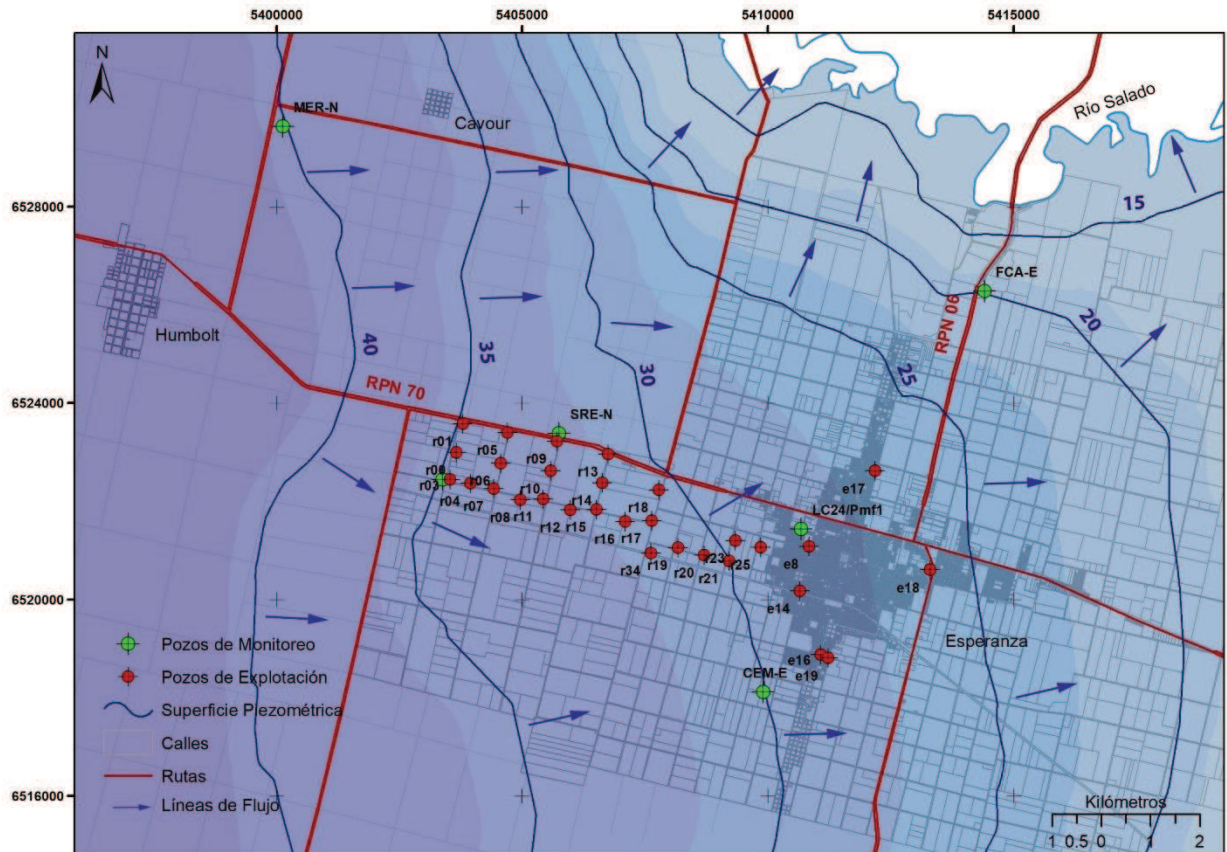


Figura 34. Mapa de curvas piezométricas y líneas de flujo, acuífero semiconfinado (marzo-abril, 2011).

4.6. Evaluación de la recarga urbana

Las actividades antrópicas como la explotación intensiva, las obras hidráulicas y las canalizaciones pueden producir modificaciones en el funcionamiento hidrogeológico natural de un sistema acuífero. Según (Sharp, 2010) “aunque se dice comúnmente, que la recarga de agua subterránea se reduce con la urbanización debido al aumento de la cobertura impermeable, lo contrario es la condición más común: la urbanización aumenta la recarga de agua subterránea”. Los factores que contribuyen al aumento de la recarga urbana y por consiguiente el aumento de los niveles de aguas subterráneas poco profundas incluyen: pérdidas en las redes de distribución de agua potable, pérdidas en la red colectora de aguas residuales, saneamiento in situ en áreas sin alcantarillado, pérdidas en la red de drenaje pluvial, reducciones en el bombeo de agua

subterránea después de largo periodos de bombeo, entre otras (Lerner, 1986; 1990; 2002; Brassington & Rushton, 1987; Foster, 1990).

Cuantificar la recarga en un área urbana puede llegar a ser una tarea bastante compleja. Las fuentes de recarga normalmente se identifican mediante la piezometría, trazadores químicos y balances de agua, por lo que, evaluar sus componentes individuales (recarga directa, pérdidas en la red, cámaras sépticas, etc.) requiere muchos datos, a menudo inciertos, y es probable que se obtengan enormes incertidumbres en el resultado final (Lerner, 2002). La Figura 35 ilustra esquemáticamente las entradas y salidas del sistema acuífero en un área urbana.

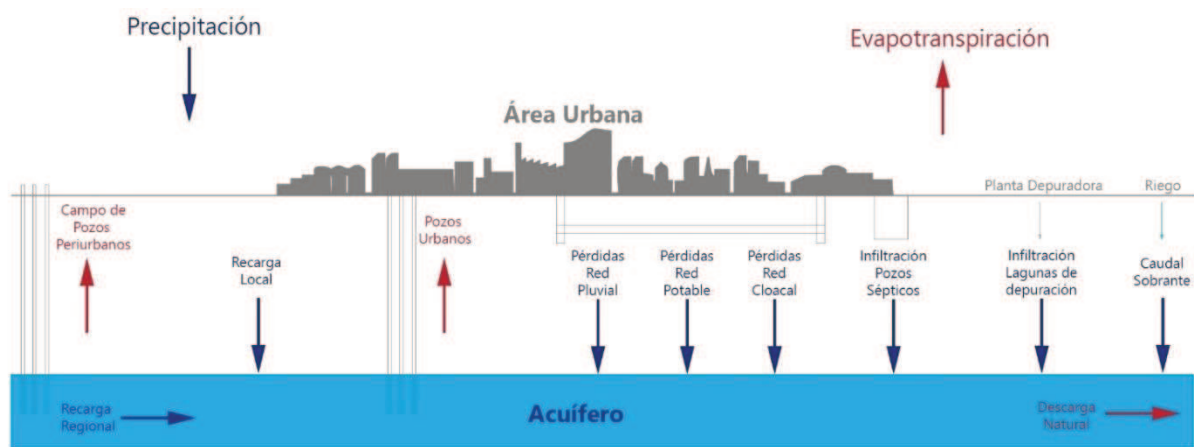


Figura 35. Esquema de entradas y salidas del sistema acuífero en un área urbana. Modificado de (Foster, Lawrence, & Morris, 2001).

De la figura anterior se puede observar la complejidad que identifica a los entornos urbanos. No obstante, se puede evaluar si existen suficientes fuentes individuales (por ejemplo, fugas de la red de suministro de agua) para tener un impacto en la recarga urbana general y que lleguen a incidir en la entrada de agua al acuífero.

La parametrización de la recarga urbana puede ser definida como una entrada de recarga prescrita de la siguiente manera (Tubau, et al., 2017):

$$r(x, t) = \sum_{i=1}^{Nf} \beta_i f_{Ri}(x, t)$$

De la ecuación anterior se tiene que $r(x, t)$ es la tasa de recarga (expresada por unidad de área y por unidad de tiempo), Nf corresponde a los números de términos considerados, β_i son parámetros de recarga urbana como las pérdidas en la red de agua potable, de aguas

residuales y la infiltración por saneamiento in situ. y f_{Ri} son funciones que representan la variación temporal de la recarga. Idealmente, estas funciones representan diferentes modos de recarga urbana. El hecho de que se dejen en términos de factores desconocidos β_i debería simplificar su definición, que se describe al momento de realizar la modelación.

Todos los factores que influyen en la recarga urbana pueden variar en el tiempo y el espacio. Por lo tanto, es mejor utilizar funciones simplificadas que capturen la esencia de lo anterior, pero que se puedan definir fácilmente sin la necesidad de modelos complejos. La función $f_{Ri}(x, t)$ se implementa como una tasa de recarga en cada área de recarga, para un intervalo de tiempo dado, como la suma de cinco fuentes de recarga; recarga por infiltración de lluvia, en área urbana y en área rural, recarga por pérdidas en la red de agua potable, recarga por pérdidas en la red de aguas residuales, recarga por infiltración de cámaras sépticas, recarga por pérdidas en la red pluvial y recarga por excedente de riego.

Debido a la dificultad para cuantificar todas las fuentes de recarga anteriormente expuestas, a los fines de este trabajo de tesis se consideran solamente las pérdidas en la red de agua potable, en la red de aguas residuales e infiltración por saneamiento in situ.

4.6.1. Cobertura de agua potable

Del ente prestador de servicio de agua potable ASSA, se conoce que para una población servida de 49.201 el consumo promedio es de 300 L/hab/d. Lo que indica que para satisfacer la demanda se requieren 14.760.300 L/d. La cobertura del servicio alcanza más del 98% de la población. Luego de que el agua es captada por los pozos de explotación, es trasladada a la cisterna de almacenamiento. En la Figura 36 se observa la cobertura de agua potable en la ciudad de Esperanza con un área servida de 11 km².

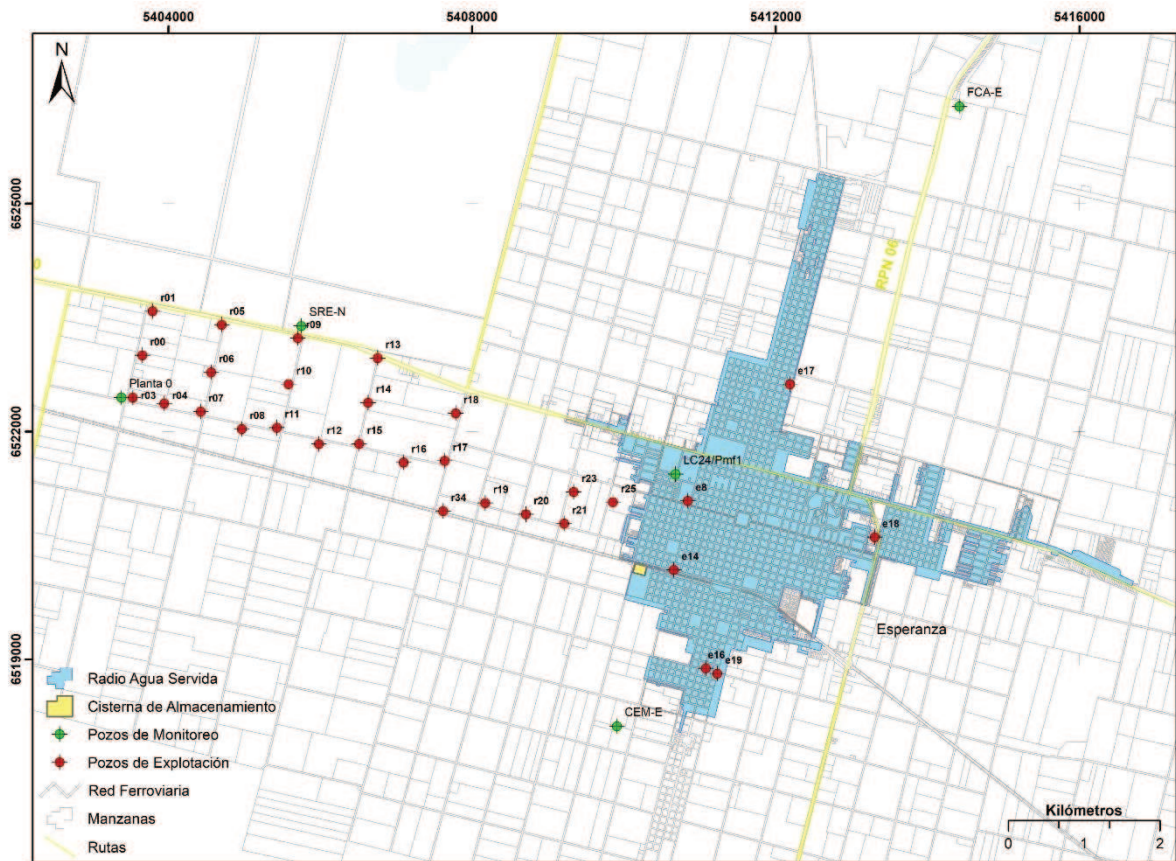


Figura 36. Mapa de cobertura de agua potable. Modificado de (Aguas Santafesinas S.A., n.d.)

Se sabe que el caudal de extracción de los pozos en el área de estudio varía entre 700 m³/d y 1200 m³/d, siendo este último el valor máximo de caudal propuesto para respetar los lineamientos del “Plan Estratégico de Acción para la Gestión de los Recursos Hídricos”, establecido en el convenio suscrito entre la ASSA y la FICH. A partir de los datos disponibles de los pozos de explotación para el periodo 2004-2011 se tiene un caudal promedio de 62,7 m³/h con 20 horas de funcionamiento promedio. Con ello se puede estimar que el volumen de extracción es de 12.694.635 m³/año. Según valores reflejados en el informe de estadísticas mensuales (Instituto Provincial de Estadística y Censos, 2007) se tiene que para el año 2006 el volumen de agua servida por ASSA para Esperanza fue de 3.619.000 m³/año y del Acueducto Esperanza-Rafaela fue de 9.259.000 m³/año. Al comparar estos valores con el obtenido mediante el régimen de bombeo de los pozos, el volumen se encuentra aproximadamente dentro del mismo orden de magnitud de 12.000.000 m³/año. Se resalta que dicho volumen solamente refleja el servicio de abastecimiento público. Se puede asumir un volumen de agua extraída del acuífero mediante pozos privados es de 257.554 m³/año, a partir del porcentaje de la población que no se encuentra conectada al servicio, destacando que dicho valor solo refleja el consumo humano. De acuerdo con el balance de agua analizado en el capítulo 3, el volumen extraído con

fines agrícolas y ganaderos se estima en el orden de los 600.000 m³/año, se desconoce el volumen extraído con fines industriales.

4.6.2. Pérdidas en la red de agua potable

Cuando se mide el volumen de agua enviada al sistema de distribución, no se toma en consideración el volumen de pérdida que la red pudiera tener. (Lerner, 1986) presentó evidencia de que la fuga principal de agua es una fuente importante de recarga de agua subterránea en Lima y Hong Kong. Las tasas de recarga por pérdidas en la red de distribución en Lima se estimaron en aproximadamente en el 40% del agua producida. Además, se determinó que la fuga era el factor de control para las cargas hidráulicas y la estabilidad del gradiente en Hong Kong. Sin embargo, no se pudo determinar la tasa de recarga real. Se esperaría que la fuga de la red de agua contribuya con más agua a la recarga que la de las aguas residuales porque no están presurizadas, aunque reciban menos mantenimiento (Lerner, 1986; Foster, 1990).

Tomando en cuenta un factor de pérdida en la red de distribución del 25%, se pueden estimar los volúmenes de pérdidas en la red, constituyendo este volumen un aporte al acuífero libre. Del total de agua que se pierde en las tuberías se considera que solo un 80% llega efectivamente al acuífero. Estas pérdidas se pueden estimar mediante la expresión:

$$R_{sp} = f_{sp} * V_{sp}$$

donde R_{sp} es el volumen de agua perdido entre el pozo de explotación y el que llega al consumidor [m³/año], f_{sp} es el factor de pérdida en la red de distribución [%] y V_{sp} es el volumen de agua para abastecimiento público [m³/año].

El volumen de agua que se pierde en la red de agua potable se estimó en unos 3.173.659 m³/ año.

4.6.3. Pérdidas en la red de aguas residuales

Las redes de alcantarillado o cloacas normalmente no se miden y reciben menos monitoreo y mantenimiento que la red de distribución de agua potable. Por lo tanto, existen numerosos factores que afectan la integridad de estas redes, como la antigüedad y el mantenimiento inadecuado en relación con los altos costos de reemplazo y rehabilitación.

La ciudad de Esperanza cuenta con un sistema cloacal que sirve a 41.752 habitantes, lo que implica alrededor del 82% de la población. La red recoge las aguas residuales y las

transporta a través de un conducto hacia una planta de tratamiento con una capacidad total de 2.400 m³ ubicada al norte de la ciudad (Figura 37). Estas aguas son tratadas y posteriormente vertidas en el Río Salado. Se puede considerar que, debido a la antigüedad de estas obras, éstas presentan fugas y averías debido al deterioro de las cañerías, falta de adecuación de los diámetros al incrementar la población servida, profundidad de los conductos y falta de mantenimiento. Para el 2006, el volumen de líquidos cloacales tratados en la planta depuradora fue de 1.748.712 m³/año para un 82% de la población con cobertura cloacal.

Estimar un factor de pérdida en la red cloacal es una tarea bastante compleja y no se encuentra información disponible en la zona de estudio. Para esta investigación se adoptó un valor del 5%, a partir estimaciones y aproximaciones en estudios realizados por (Wolf, et al., 2006; Lerner, 2002; Lerner, et al., 1994; Vives, et al., 2012). Estas investigaciones indican que la profundidad de las alcantarillas en relación con el nivel freático es probablemente el mayor control sobre las tasas de fuga. Si se encuentran por debajo del nivel, tienden a recoger agua subterránea, y solo las que se encuentran por encima de la capa freática son las que tendrían fugas, contribuyendo a la infiltración. La estimación de las pérdidas por red de aguas residuales puede calcularse con la siguiente expresión: (Aceñalozza, 2000)

$$R_{ar} = f_{ar} * V_{ar}$$

donde R_{ar} es el volumen de agua perdido en el sistema de alcantarillado [m³/año], f_{ar} es el factor de pérdida en la red cloacal [%] y V_{ar} es el volumen de aguas residuales recibido en la planta de tratamiento [m³/año]. Cuantificando el volumen de agua perdido en la red de aguas residuales se estima que este es de alrededor de 87.435 m³/año.

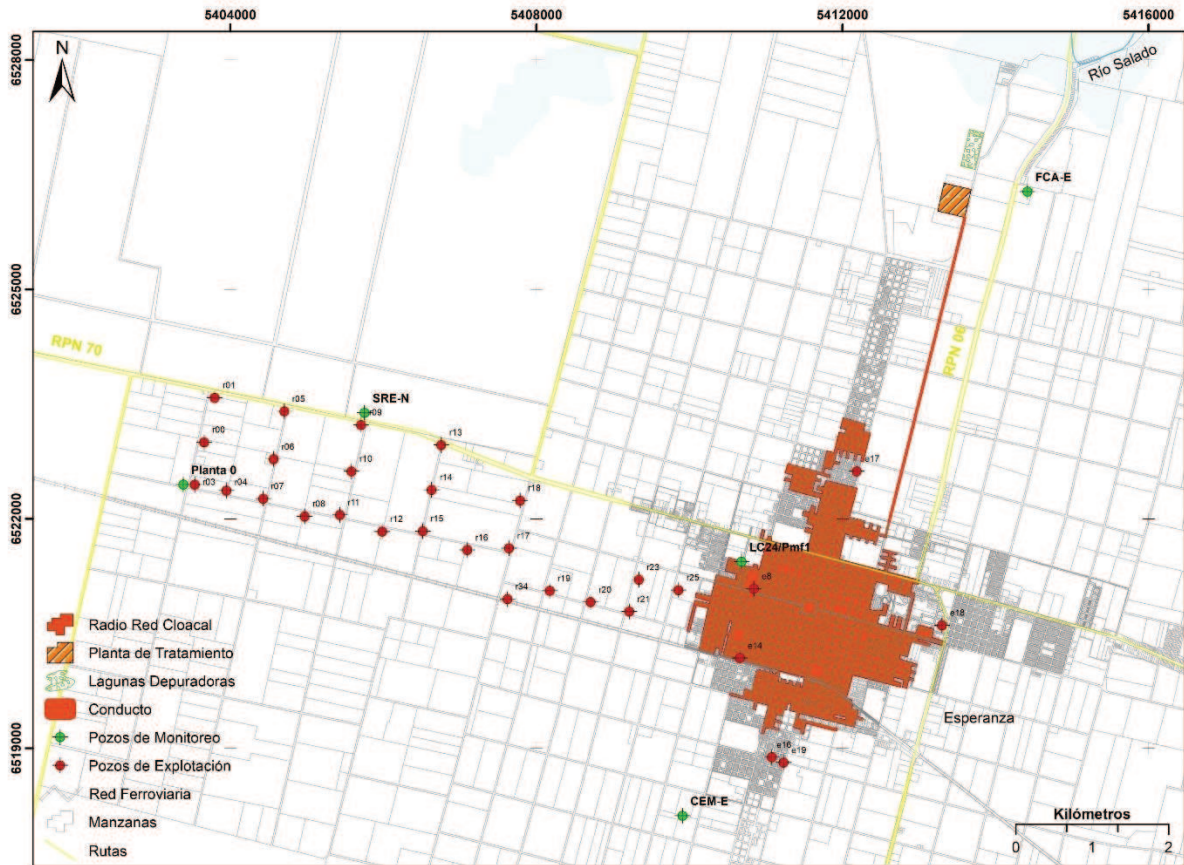


Figura 37. Mapa de cobertura de red cloacal. Modificado de (Aguas Santafesinas S.A., n.d.)

4.6.4. Infiltración por saneamiento in situ

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales in situ, como las cámaras sépticas, pueden proporcionar un flujo significativo de recarga al agua subterránea, pero también son una fuente potencial de contaminación. Existen muy pocos datos cuantitativos sobre la cantidad de recarga real de estos sistemas individuales o acumulativos de todos los sistemas en un área específica. El porcentaje de agua que realmente recarga el acuífero a través de sistemas sépticos depende del diseño del sistema, la geología local y la fracción de uso doméstico de agua que no ingresa al sistema séptico.

La filtración desde las cámaras sépticas se calculó para la población no conectada a la red de alcantarillado. Se asumió que el 75% de agua consumida va al sistema séptico recargando el acuífero libre, estimándose en un valor de 1.258.510 m³/año.

4.7. Modelo Conceptual

Para que un modelo de agua subterránea sea preciso, confiable y robusto, requiere información apropiada y comprensión del funcionamiento del sistema acuífero. El primer paso para desarrollar un modelo numérico implica el diseño de un modelo conceptual. El mismo describe la ocurrencia y el movimiento del agua subterránea en el área de estudio, incluyendo sus características físicas, entradas y salidas al acuífero y cualquier cambio del almacenamiento en el tiempo. Las capas acuíferas a considerar en el modelo numérico a implementar se obtuvieron a partir de las litologías generadas y descritas en la sección 4.1.

Se considera que el sistema de aguas subterráneas está conformado por un acuífero libre alojado en el miembro superior de los sedimentos pampeanos, una capa acuitarda caracterizada por el miembro inferior de los sedimentos pampeanos, un acuífero semiconfinado alojado en las arenas de la Formación Ituzaingó y una capa predominantemente acuicluda, que aloja agua de mayor salinidad y corresponde al miembro superior (arcillas verdes) de la Formación Paraná. Esta última capa es considerada como la base del sistema hidrogeológico en estudio. La recarga local al acuífero libre se origina a partir de la precipitación y de la influencia antrópica (pérdidas redes y saneamiento in situ). La recarga al acuífero semiconfinado la recibe indirectamente del acuífero libre a través de la capa acuitarda y por aportes laterales desde el borde oeste (flujo regional). La descarga del sistema acuífero se produce a través de los bombeos de los pozos encontrados en el área con fines de consumo humano, agrícola y ganadero, y naturalmente como flujo base al río Salado. También existe una descarga a través del uso consuntivo de los cultivos en el área, pero contribuye solamente en los periodos de pocas precipitaciones y se aplica al acuífero libre; se considera que su influencia no es significativa. La hidrodinámica del sistema muestra que el sentido general del flujo subterráneo es de Oeste – Este, con descarga hacia el río Salado.

Existe cierta complejidad al momento de modelizar el sistema de aguas subterráneas con respecto a las relaciones hidráulicas que existen entre el acuífero libre y el acuífero semiconfinado. Las variaciones que se han observado entre la superficie freática y la superficie piezométrica no han sido constantes a lo largo de los años, por lo que, a pesar de que se indica que el intercambio es principalmente un flujo descendente, existen evidencias hidrogeoquímicas que permiten constatar que hay una relación hidráulica entre los cuerpos acuíferos, lo que contribuiría también con un aporte ascendente (Fili, et al., 1999; Tujchneider O., 2000)

Las particularidades y diferencias litoestratigráficas en la región constituyen un sistema interconectado aún más complejo. El miembro inferior de la Formación Paraná está caracterizado, en algunos sectores, como un acuífero confinado del cual se extrae agua con contenido salino, aportado por la distintiva litología marina de la formación. En ciertas circunstancias, cuando se rompe el equilibrio hidrodinámico entre los tres cuerpos acuíferos, debido a caudales y tiempo de bombeo, se traduce en una contribución de flujos descendentes y ascendentes entre los mismos (Filí, et al., 1999; Fresina, 2001; Auge M. , 2002; Tujchneider O. , et al., 2005; Iriondo M. , 2011; Paris M. , et al., 2014).

Asimismo, deben definirse dos parámetros esenciales antes de la implementación del modelo numérico. Estos son: la conductividad hidráulica y el coeficiente de almacenamiento. El modelo conceptual utilizado se presenta en la Figura 38. El mismo simboliza la hipótesis del funcionamiento del sistema acuífero del área de estudio.

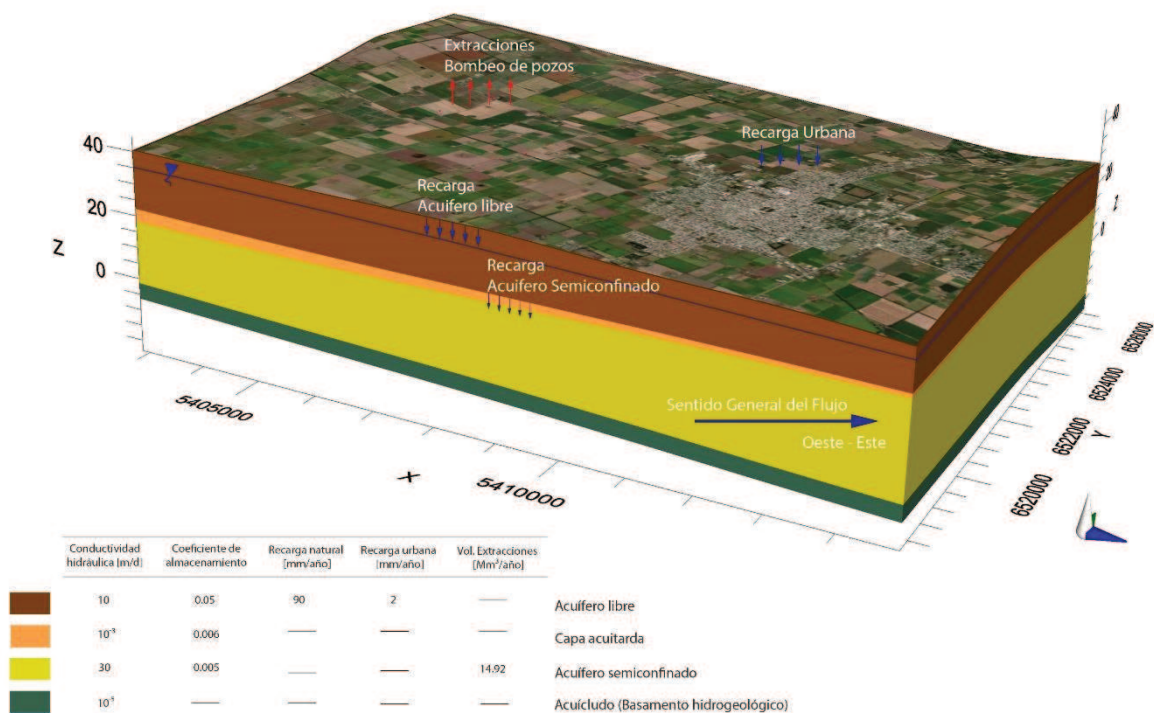


Figura 38. Modelo conceptual de funcionamiento (Exageración vertical x100).

Capítulo 5

Simulación numérica del flujo subterráneo

En este capítulo se describe la implementación de un modelo numérico de flujo para simular el nivel de agua del sistema acuífero del área de estudio, que posteriormente permitirá analizar el impacto del cambio de fuente de abastecimiento por la importación de agua superficial.

La modelación del flujo subterráneo constituye una herramienta predictiva valiosa para la gestión de los recursos hídricos. Con ella es posible representar distintos escenarios o esquemas de manejo y predecir los efectos de ciertas acciones. La validez de estas predicciones dependerá de qué tan bien el modelo implementado se aproxime a las condiciones reales del sistema físico. Cabe destacar que modelar el sistema con datos de campo inadecuados o faltantes puede conducir a resultados inapropiados, pero también, y en función de la experiencia del hidrogeólogo, a identificar aquellas áreas donde los datos de campo detallados son críticos.

(Anderson, et al., 2015) propusieron un protocolo de nueve etapas para la modelación de aguas subterráneas, que incorpora explícitamente todas las tareas principales involucradas en el diseño, implementación y evaluación de un modelo. La secuencia presentada en la Figura 39 se basa en gran medida en dicho protocolo, y fue adaptada a los objetivos de este trabajo.

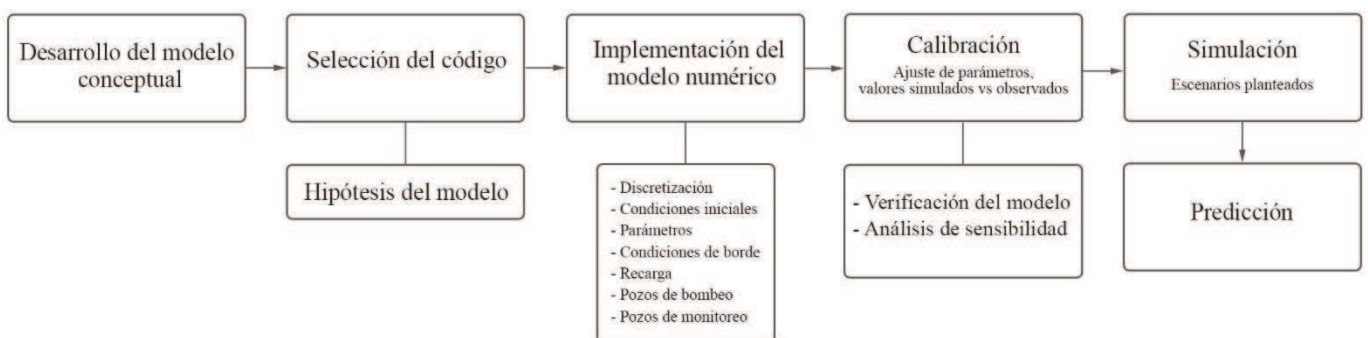


Figura 39. Flujograma de las etapas del modelo

5.1. Selección del código numérico

El código escogido para la elaboración del modelo ha sido MODFLOW-2005 (Harbaugh, 2005) utilizando la interfaz gráfica Visual MODFLOW Flex v6.1 (GUI “*Graphic User Interface*”). El código numérico fue originalmente desarrollado por (McDonald & Harbaugh, 1988) y publicado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos. Desde su primer lanzamiento en la década de los ‘80 ha habido numerosos avances en el código MODFLOW y sus capacidades, siendo MODFLOW-2005 uno de los más usados. Esta herramienta permite construir modelos numéricos y simular el flujo de agua subterránea utilizando el método de diferencias finitas, bloque centrado, densidad de flujo constante y propiedades hidráulicas dentro de cada celda del dominio considerado. MODFLOW utiliza una estructura modular donde diversos paquetes independientes pueden ser agrupados según las necesidades del usuario (Bravo & Montoya, 2016).

5.2. Hipótesis del modelo

Los sistemas acuíferos se rigen por sus leyes particulares de funcionamiento. Para poder estudiarlos, se necesitan realizar simplificaciones que permitan identificar sus características principales y su comportamiento de manera cuali y cuantitativa, logrando así una mejor comprensión del sistema real. El modelo numérico incluye el uso de datos espaciales y temporales, a menudo de diversas fuentes. A la hora de implementar este modelo fue necesario asumir ciertas hipótesis.

- La superficie piezométrica se considera coincidente con la superficie freática, en equilibrio, sin bombeo de los pozos de explotación. Ambos niveles acuíferos se comportan de manera similar.
- Se considera que la tasa de recarga local por precipitación tiene un valor constante de $20,7 \text{ hm}^3$ para el acuífero libre y de $4,2 \text{ hm}^3$ para el acuífero semiconfinado a través de la capa acuitarda (D'Elia, et al., 2018) para un intervalo de tiempo anual.
- Se considera una recarga urbana de $4,5 \text{ hm}^3$ en la zona del ejido urbano para un intervalo de tiempo anual. No se considera una variabilidad temporal de esta recarga durante el periodo de simulación.

- Se consideró el mismo diseño físico para todas las obras de captación que explotan el acuífero semiconfinado.
- Para la calibración del modelo en régimen estacionario se contemplaron las cargas hidráulicas que dan origen a la superficie piezométrica presentada en la Figura 34 del Capítulo 4.
- Se asumió que el volumen de agua extraído desde el acuífero para consumo en los distintos usos fue de 13,9 hm³ estimado para el año 2013 (Perez, et al., 2014).
- Se consideran al acuífero libre y al acuitardo como capas homogéneas e isotrópas. A partir de las estimaciones de la conductividad hidráulica obtenidas en el capítulo anterior, se asume una variación de K del acuífero semiconfinado, aportándole una condición de anisotropía en el plano vertical ($K_h = K_x = K_y \neq K_v = K_z$).
- La Formación Paraná se considera como el basamento hidrogeológico del dominio a modelar.

5.3. Implementación del modelo

El modelo numérico permite resolver las ecuaciones de flujo utilizando técnicas de aproximación numérica. Estas técnicas se basan en discretizar la ecuación diferencial parcial en porciones del dominio de tamaño infinitesimal. Por ello es necesario dividir al área a modelar en pequeñas porciones (celdas) donde se reescribe el balance de agua en términos diferenciales.

Como primer paso se procedió a implementar un modelo numérico en régimen estacionario. En este caso, las entradas se compensan con las salidas y por lo tanto no hay variaciones de flujo en función del tiempo.

El modelo implementado en régimen estacionario fue verificado en régimen transitorio y utilizado para inferir la prognosis de evolución de los niveles ante la importación de agua superficial mediante el planteamiento de distintos escenarios. En todos los escenarios se consideró el fin del tiempo de simulación en el año 2030.

5.3.1. Discretización espacial

El diseño de la malla se realizó con una discretización horizontal en celdas cuadradas de 100 m x 100 m con un refinamiento de la grilla de 50 m x 50 m y de 25 m x 25 m en las zonas de mayor interés; esto es donde se encuentran los pozos de explotación. Este refinamiento de la grilla se realizó con el objetivo de obtener una mejor definición de la variable de estado (carga hidráulica). El dominio está compuesto por 341 columnas y 259 filas, obteniéndose 88.319 celdas para cada capa del modelo en un área de 240 km² (Figura 40).

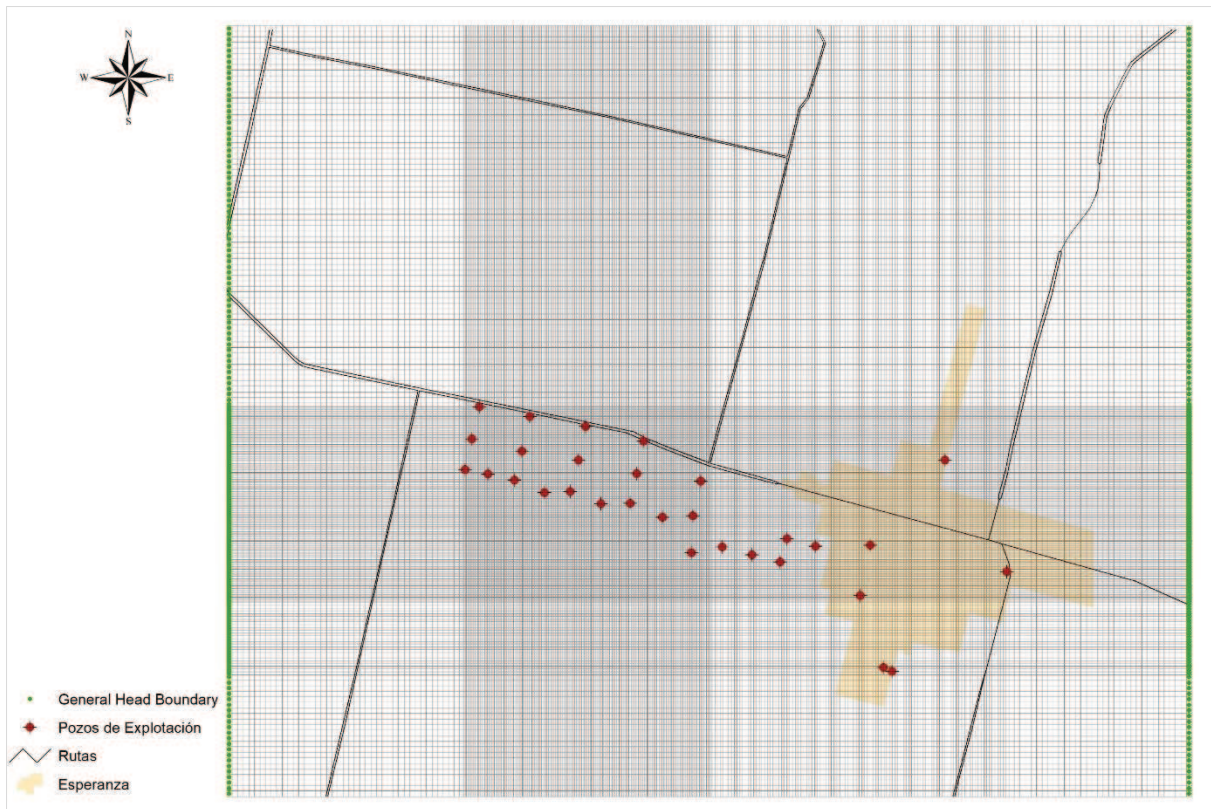


Figura 40. Discretización del dominio modelado.

De acuerdo con el modelo conceptual, para la discretización vertical se consideraron las 3 capas del sistema acuífero, en coincidencia con las unidades lito-estratigráficas definidas en el Capítulo 4 (Figura 41). La primera capa corresponde a los sedimentos pampeanos (miembro superior), alojando al acuífero libre con un espesor variable entre 9 y 15 m. La segunda capa corresponde al miembro inferior de los sedimentos pampeanos, comportándose como un manto acuitardo con espesor variable entre 1 y 5 m. La capa 3 corresponde a las Arenas Puelches que alojan al acuífero semiconfinado portador de aguas de buena calidad, con un espesor variable entre 20 y 30 m.

Los sedimentos del miembro superior de la Formación Paraná no se incluyeron en la modelación numérica ya que la gran mayoría de las descripciones litológicas disponibles finalizan en las arenas de la Formación Ituzaingó sin atravesar, de forma completa, la Formación Paraná. Sin embargo, desde un enfoque conceptual, existe una contribución del agua alojada en dicha formación, lo que aportaría una recarga local ascendente de agua de mayor salinidad al acuífero semiconfinado suprayacente al romperse las condiciones de equilibrio hidrodinámico imperantes.

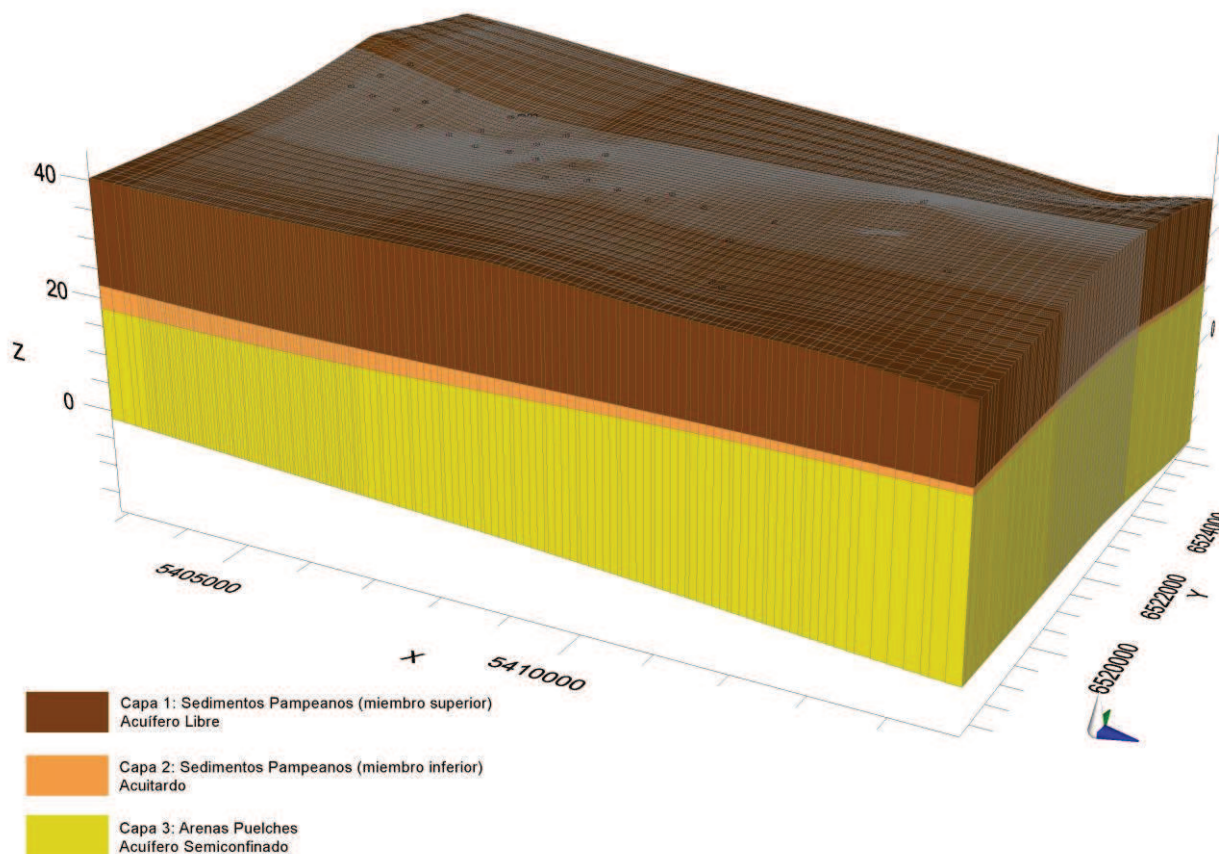


Figura 41. Malla 3D del área modelada (Exageración vertical x100).

5.3.2. Discretización temporal

Para poder simular las variaciones producidas en el sistema acuífero ante la importación del agua superficial y el cambio de fuente se utilizó el régimen transitorio. Con este régimen se analizaron distintos escenarios. El período de simulación fue de 20 años. Los caudales asignados a cada pozo de bombeo se ingresaron con un paso de tiempo mensual; mientras que las condiciones de borde hidrológicas permanecen constantes para todo el período simulado.

5.3.3. Condiciones de borde

El tipo de borde y los valores apropiados deben seleccionarse cuidadosamente ya que estos pueden afectar en gran medida la respuesta del modelo (Anderson, et al., 2015).

En este caso en particular, debido al aporte del flujo regional de agua subterránea se consideró una condición de borde de segundo tipo tanto para el acuífero libre como para el acuífero semiconfinado.

Para los bordes Oeste y Este se asignó una condición de borde de gradiente constante, ingresada en el modelo a través del paquete General-Head Boundary (GHB). Para ello se ingresaron valores de carga hidráulica a lo largo de los bordes, conductividad hidráulica, distancia al borde donde se presenta la carga hidráulica ingresada y sentido del escurrimiento. Por lo tanto, el flujo entrante o saliente será proporcional a la diferencia de la carga hidráulica en cada celda y a su conductividad hidráulica. Esta condición de borde fue asignada con un valor de carga hidráulica de 50 m en el borde oeste y de 14 m en el borde este del dominio (Figura 40, puntos verdes). Los valores de conductividad hidráulica fueron ajustados durante el proceso de calibración. Para los límites norte y sur del dominio se asignó una condición de borde de flujo nulo, lo que indica que no existe flujo normal en esas direcciones.

5.3.4. Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales definen la situación del nivel de agua al comienzo de la simulación, es decir, describe la carga hidráulica del área de estudio para un tiempo $t = 0$. Durante la simulación en estado estacionario, la condición inicial no influye en los resultados del modelo. No obstante, en régimen transitorio, los resultados están fuertemente influenciados por las condiciones iniciales introducidas. De esta manera, las condiciones iniciales pueden considerarse una condición de borde en el tiempo. Una condición inicial errónea puede llegar a ocasionar problemas de convergencia, incluso la obtención de resultados no coherentes con la realidad.

Las condiciones que se usaron para comenzar la simulación del modelo se obtuvieron a partir de la superficie piezométrica establecida en el Capítulo 4. Estos datos se regionalizaron utilizando una técnica de interpolación por *Kriging* para proporcionar un valor de carga inicial para cada celda del dominio (Figura 42).

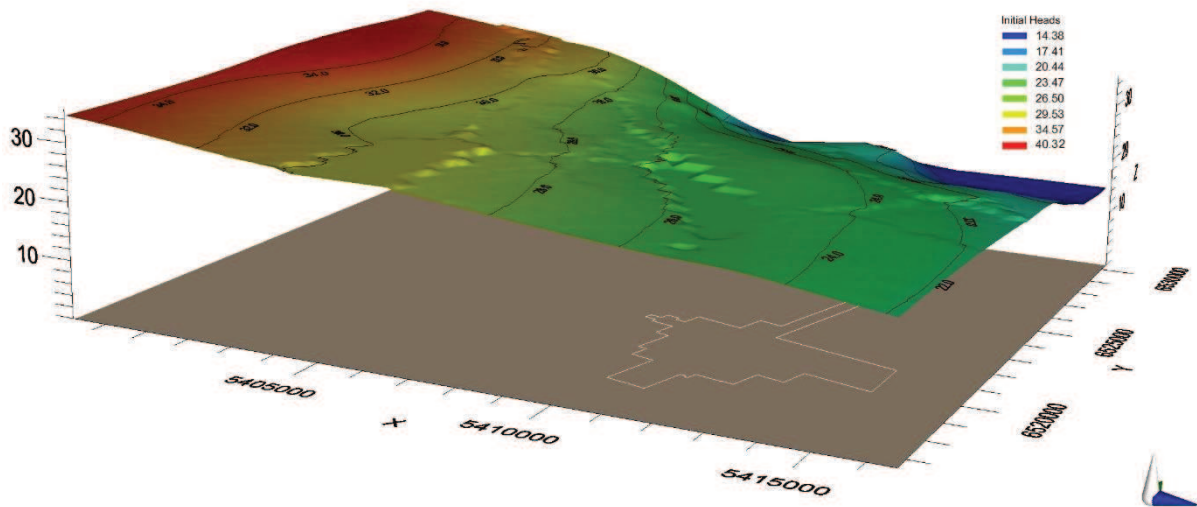


Figura 42. Carga hidráulica inicial de los pozos de monitoreo (Exageración Vertical x80).

El mapa de curvas equipotenciales obtenido luego de la calibración del modelo en estado estacionario se utilizó como las cargas hidráulicas iniciales para la simulación en régimen transitorio.

5.3.5. Parámetros hidráulicos del modelo

La asignación de los parámetros hidráulicos y su distribución espacial son fundamentales para que el código pueda resolver la ecuación de flujo subterráneo en cada celda del modelo.

Para la obtención de unos resultados óptimos, los parámetros del modelo requieren tanto un trabajo exhaustivo de campo, como de un análisis bibliográfico. Para el acuífero libre y el acuitardo, se ha optado por utilizar valores de estudios antecedentes descritos en el Capítulo 3. Para el acuífero semiconfinado se definieron inicialmente valores obtenidos en la estimación mediante el método de Hazen. Dichos parámetros iniciales se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 8. Parámetros hidráulicos de entrada para el modelo.

Capa	K_h (m/d)	K_v (m/d)	S
Libre	10	5	0,02
Acuitardo	0.05	0.005	0,005
Semiconfinado	30	20	10^{-4}

Donde K_h y K_v corresponden a la conductividad hidráulica vertical y horizontal respectivamente y S al coeficiente de almacenamiento.

Debido a la gran variabilidad espacial que exhiben estos parámetros, en especial la conductividad hidráulica, su especificación se presenta por intervalos. En consecuencia, asignar un valor coherente constituye uno de los principales objetivos durante el proceso de calibración.

Durante la etapa de calibración en régimen permanente, estos parámetros han sido ajustados con la finalidad de reproducir las cargas hidráulicas observadas con el menor error de estimación.

5.3.6. Recarga

En este modelo, el área de estudio se ha dividido en dos zonas dentro de las cuales se asume que la recarga es homogénea. Para simular la recarga natural (Figura 43, Zona 1), la cual es resultado de la infiltración directa de la precipitación al acuífero libre, se usó la cuantificada por (D'Elia, et al., 2018) de $20,7 \text{ hm}^3$ con un aporte de éste a través del acuitardo al acuífero semiconfinado de $4,2 \text{ hm}^3$ (D'Elia M. , et al., 2013). Se ingresó un valor unificado para la zona 1 de 90 mm/año para el acuífero libre. Este valor resulta no solamente del aporte por parte de las precipitaciones, sino también de la contribución desde la Formación Sedimentaria portadora de aguas salobres al acuífero confinado reflejando numéricamente el flujo de agua ascendente de la Formación Paraná. Para la Zona 2 (Figura 43) se ingresó un valor de recarga urbana al acuífero libre de $1,8 \text{ mm/año}$, el cual fue estimado a partir de las funciones de los volúmenes de pérdidas en la red de agua potable, las pérdidas en la red de alcantarillado y el volumen infiltrado a partir de las cámaras sépticas.

Para su ingreso se utilizó el paquete “*Recharge*” (RCH) de MODFLOW. Este paquete permite especificar una tasa de recarga en cada celda. Se consideró que la recarga podrá asignarse a la celda en la cual se encuentre el nivel de agua subterránea.

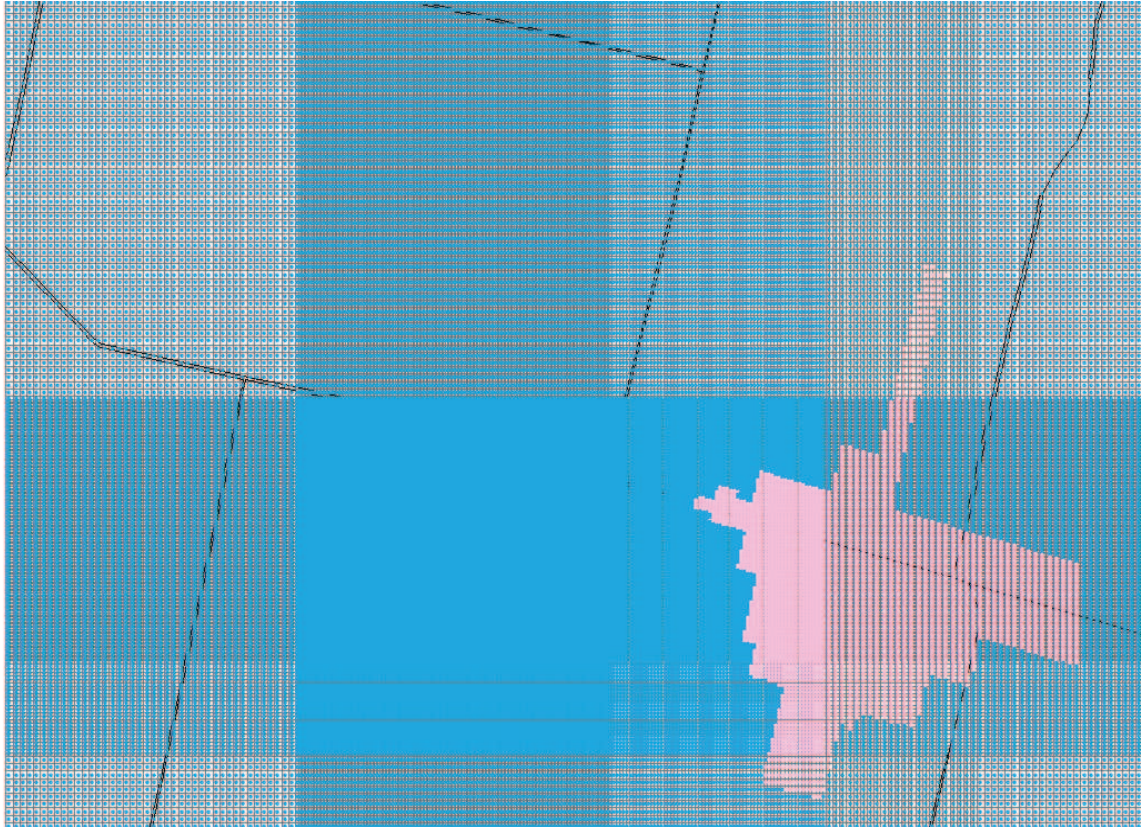


Figura 43. Zonas de recarga (Zona 1 = Azul; Zona 2 = Rojo).

5.3.7. Bombeos

Para la caracterización de las extracciones en el área de estudio se tuvieron en cuenta los valores de volumen mensual y horas de bombeo en los pozos con fines de abastecimiento público. Estos datos fueron proporcionados por el prestador del servicio a través del GIG. El valor promedio de los caudales de los pozos de bombeo se refleja en la Tabla 9, los cuales fueron ingresados al modelo para la simulación de los distintos escenarios.

Para la simulación en **régimen permanente** se consideró un valor promedio de los caudales de bombeo de los pozos de explotación.

Para la simulación en **régimen transitorio** fueron considerados los caudales correspondientes a cada año simulado con un paso de tiempo mensual.

Para la simulación en régimen transitorio, durante la **etapa de verificación**, se consideraron los caudales de bombeo a un paso de tiempo mensual para un periodo de 4 años (2014 – 2017).

Para la simulación de la prognosis de evolución de los niveles ante la llegada del agua superficial, los caudales se fueron modificando en función de los distintos escenarios planteados.

Tabla 9. Caudal de bombeo de los pozos con fines de abastecimiento público.

POZO	X	Y	CAUDAL [m³/h]	Horas de bombeo (h/d)	Extracción anual (m³/año)
e14	5410659	6520178	99,7	13,4	487632,70
e16	5411079	6518881	72,5	8	211700,00
e17	5412188	6522621	50	8,3	151475,00
e18	5413303	6520607	67,2	13,5	331128,00
e19	5411232	6518812	70	10	255500,00
e8	5410842	6521084	93,4	15	511365,00
r00	5403403	6522509	56,6	22,6	466893,40
r01	5403795	6523582	58,1	20,62	437278,03
r03	5403535	6522446	55,2	21,2	427137,60
r04	5403949	6522368	65	21,2	502970,00
r05	5404705	6523404	70	21,8	556990,00
r06	5404565	6522779	55,9	21,7	442755,95
r07	5404428	6522261	70,2	22,9	586766,70
r08	5404970	6522031	68,6	23	575897,00
r09	5405709	6523227	61,5	22,6	507313,50
r10	5405584	6522621	68,3	21,5	535984,25
r11	5405432	6522050	72,8	23	611156,00
r12	5405984	6521833	80	22,6	659920,00
r13	5406757	6522964	61,7	23,1	520223,55
r14	5406632	6522378	55	23	461725,00
r15	5406515	6521838	62	23,2	525016,00
r16	5407098	6521591	4,1	23	34419,50
r17	5407642	6521613	41,6	22,1	335566,40
r18	5407786	6522238	47	19	325945,00
r19	5408175	6521057	55,9	16	326456,00
r20	5408710	6520910	61,8	18,5	417304,50
r21	5409215	6520786	64,6	15,7	370190,30
r23	5409340	6521203	56	15	306600,00
r25	5409857	6521068	67,3	15,7	385662,65
r34	5407621	6520950	68,6	17	425663,00



Figura 44. Pozos de bombeo destinados al abastecimiento público.

En la Figura 44 se representan los volúmenes de extracción promedio en los pozos destinados al abastecimiento público para el periodo 2004-2017. Cabe resaltar que algunos de los pozos han ido siendo sacados del servicio a lo largo del periodo. Actualmente se cuenta con solo 10 perforaciones que extraen agua del acuífero semiconfinado y que abastecen a la ciudad de Esperanza. El resto de las perforaciones alimenta el acueducto que abastece de agua a la ciudad de Rafaela (Aguas Santafesinas S.A., n.d.).

5.4. Proceso de Calibración del modelo

La representación del sistema acuífero es compleja, por lo tanto, su modelación conlleva a introducir simplificaciones tanto a nivel numérico como conceptual. Para juzgar qué tan bien se realizó la simulación del sistema, se deben utilizar observaciones de campo que se puedan comparar con la salida del modelo.

Uno de los principales objetivos de la calibración es el de minimizar los errores e incertidumbres incluidos durante la implementación. Estos errores pueden derivar, por ejemplo, de los datos de origen o de valores asignados no óptimos a los parámetros. El proceso de

calibración permite disminuir la influencia de estos errores. Como objetivo de calibración se consideran las cargas hidráulicas observadas en los pozos de monitoreo para el año 2011.

Luego de seleccionado y clasificado el objetivo de calibración, el modelo se ejecuta utilizando un conjunto de parámetros iniciales basados en el modelo conceptual. Tomando en cuenta el criterio del modelador, se modifican los parámetros y se analizan sus efectos sobre el dominio en cada simulación.

Finalmente, los valores simulados de cargas hidráulicas deben resultar lo más próximo posible a los valores observados. Este tipo de proceso es definido como la calibración por ensayo y error (Anderson, et al., 2015) y fue el empleado en esta tesis.

5.4.1. Calibración en régimen estacionario

El parámetro ajustado fue la conductividad hidráulica. En este caso, la recarga también fue una variable que se fue ajustando en el proceso de calibración dado que no se conoce con exactitud su valor, en especial aquella proveniente de pérdidas en redes.

Los valores finales calibrados en régimen estacionario para cada capa acuífera se muestran en la Tabla 10. Estos valores se encuentran dentro del rango de valores reportados para la zona de estudio.

Tabla 10. Parámetros hidráulicos calibrados.

Parámetro	Acuífero libre	Acuitardo	Acuífero Semiconfinado
K_h (m/d)	10	0.005	20
K_v (m/d)	5	0.0005	15
GHB _{oeste} (m)	44		
GHB _{este} (m)	20		
Recarga (mm/año)	70	-	-
Recarga Urbana (mm/año)	5	-	-

En la Figura 45 se presenta un gráfico de los valores de cargas calculadas frente a las observadas. Se utilizaron, para ello, los valores de carga hidráulica de los pozos de monitoreo correspondientes a la fecha para la cual se obtuvo el mapa de isopiezas del Capítulo 4.

Se utilizó como objetivo de calibración obtener un error máximo del 10%, valor correspondiente al error cuadrático medio normalizado. El valor del error se justifica debido a la variación de los valores de carga medidos en los pozos de monitoreo y al acotamiento de los mismos.

Para cuantificar el error entre los valores de carga simulados y medidos, el error medio (ME), el error medio absoluto (MAE) y el error cuadrático medio normalizado (RMSE) fueron monitoreados, registrados y reducidos tanto como fuese posible durante el proceso de calibración. Los resultados finales del error del modelo fueron $ME = 0,18$ m, $MAE = 1,42$ m y $RMSE = 8,065\%$.

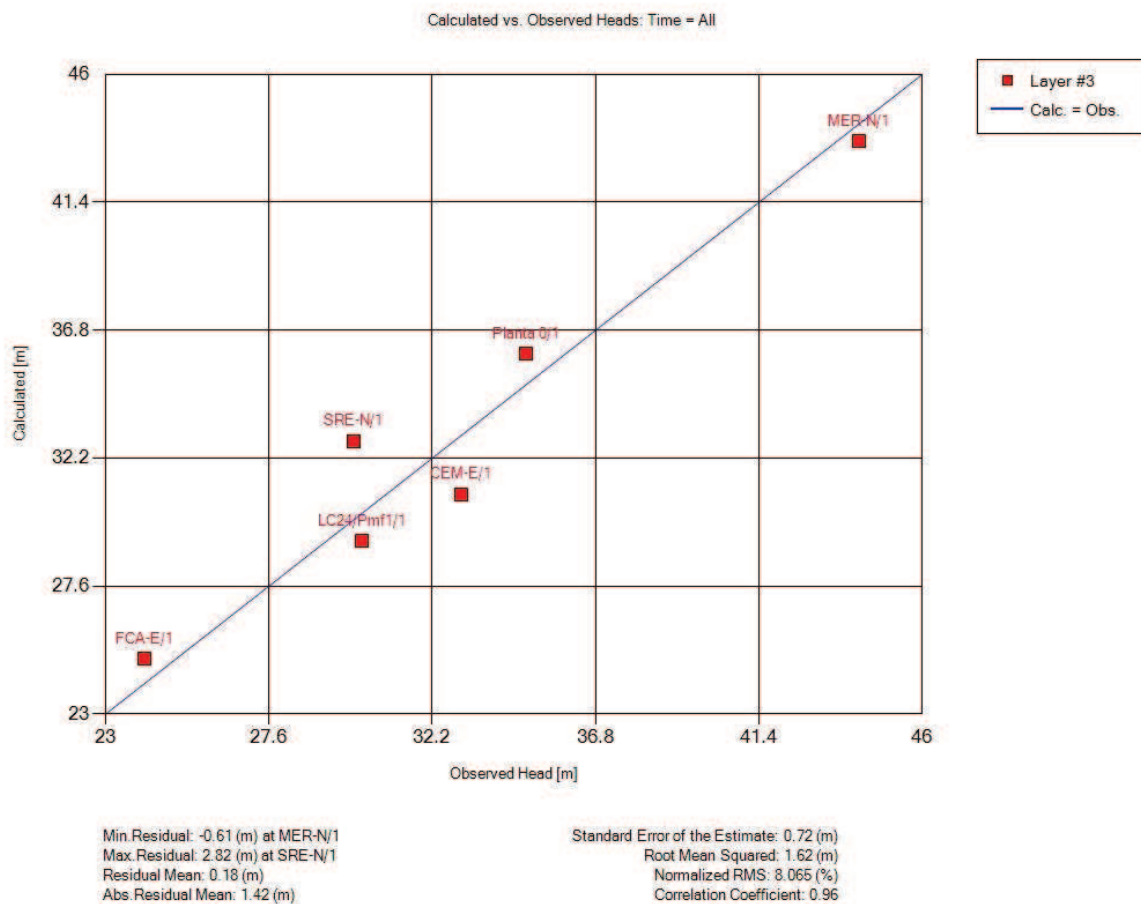


Figura 45. Niveles Observados vs Calculados en régimen estacionario.

El balance de masas se verificó después de cada ejecución del modelo. En la Tabla 11 se presenta el balance obtenido durante la simulación en régimen estacionario. Los resultados muestran que la cantidad de agua que ingresa al dominio es igual a la cantidad de agua que sale del dominio, es decir, un cambio en el almacenamiento nulo, lo que indica un balance de masa y un modelo que se ajusta a los parámetros calibrados.

Tabla 11. Balance de masas del modelo.

Parámetro	Volumen acumulativo (L³)	Parámetro	Inter. Tiempo (L³/T)
IN			
Almacenamiento	0.0000	Almacenamiento	0.0000
Carga constante	0.0000	Carga constante	0.0000
Pozos	0.0000	Pozos	0.0000
GHB	64482488.0000	GHB	8484.5381
Recarga	330236096.0000	Recarga	43452.1172
Total In	394718592.0000	Total In	51936.6562
OUT			
Almacenamiento	0.0000	Almacenamiento	0.0000
Carga constante	0.0000	Carga constante	0.0000
Pozos	180880000.0000	Pozos	23800.0000
GHB	213838592.0000	GHB	28136.6562
Recarga	0.0000	Recarga	0.0000
Total Out	394718592.0000	Total Out	51936.6562
IN – OUT	0.0000	IN – OUT	0.0000
% Discrepancia	0.00	% Discrepancia	0.00

La simulación realizada en régimen estacionario se observa en la Figura 46, La distribución espacial de la carga hidráulica muestra cierta coincidencia con la pendiente del terreno y la influencia de la recarga por precipitación. El sentido general del escurrimiento es de Oeste – Este. Las elevaciones están dentro del rango de los 45 m hacia la parte Oeste y descienden hasta los 20 m hacia la parte Este del área. Esta configuración piezométrica se ve controlada por el caudal explotado hacia el campo de bombeo.

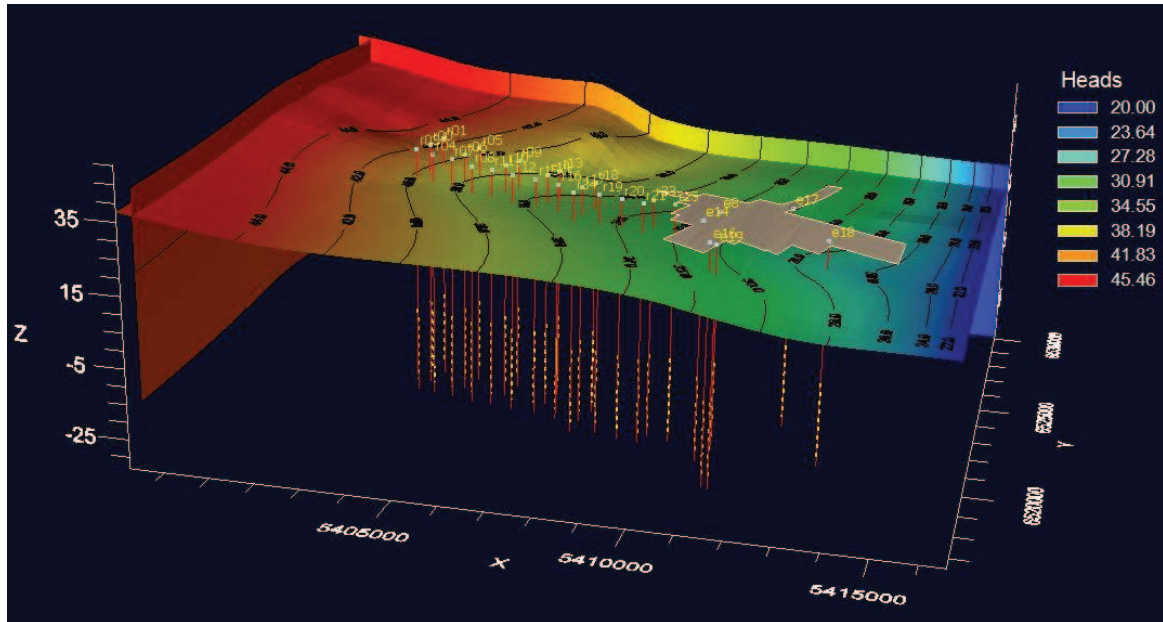


Figura 46. Cargas hidráulicas obtenidas en la simulación estacionaria.

5.4.2. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad permite medir la incertidumbre de los parámetros de entrada al modelo. En términos generales, la sensibilidad examina la influencia de la variación de un parámetro en el resultado final, identificando el peso del parámetro sobre el modelo (Barnett et al., 2012). En la modelación de aguas subterráneas, después de la calibración, el análisis de sensibilidad implica modificar un parámetro en una cierta cantidad para establecer cómo los resultados de la simulación se ven afectados por ese cambio.

Para este modelo, el análisis de sensibilidad de los parámetros se realizó agregando y eliminando el 50% del valor del parámetro calibrado y volviendo a correr el modelo. Se obtiene así un nuevo conjunto de cargas hidráulicas y se analiza el cambio producido.

Tabla 12. Análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo.

Parámetro	Valor simulado	Variación %	Error Medio (m)	Error Estándar (m)	RMS (m)
			Diferencia media		
Acuífero Libre					
K_h (m/d)	10	-50	0.08	0.01	0.01
		+50	-0.31	-0.21	-0.25
K_v (m/d)	5	-50	0.02	0.02	0.02
		+50	-0.01	0.01	0.01
R	70	-50	-0.005	0.003	0.003

		+50	1.54	1.54	1.61
Acuitardo					
K _v (m/d)	0.0005	-50	0.00	0.00	0.00
		+50	0.00	0.00	0.00
Ac. Semiconfinado					
K _h (m/d)	20	-50	-0.35	0.35	0.45
		+50	3.05	3.05	3.31
K _v (m/d)	15	-50	0.001	0.001	0.001
		+50	0.001	0.001	0.001

El análisis de sensibilidad resalta que, en la conductividad hidráulica horizontal, los cambios más significativos en el acuífero semiconfinado son producto de una variación de +50% y provocan un cambio medio en el nivel piezométrico de 3,05 m, mientras que para el acuífero libre las variaciones en el nivel freático son mínimas.

5.5. Verificación del modelo en régimen transitorio

Una vez calibrado el modelo en régimen estacionario, se verifica el modelo mediante su ejecución en régimen transitorio con los datos disponibles de los pozos de observación existentes en el área de estudio. Con ello, se comprueba si el modelo calibrado es capaz de reproducir los niveles registrados de cargas hidráulicas en dichos pozos para un periodo considerado.

5.5.1. Simulación en régimen transitorio

La distribución de cargas hidráulicas obtenidas en régimen estacionario constituyó el valor inicial de las cargas hidráulicas para la simulación en régimen transitorio.

Las condiciones de borde hidrológicas para el régimen transitorio fueron las mismas que las consideradas para el régimen estacionario con la diferencia del tiempo de simulación. Se incluyó el coeficiente de almacenamiento como parámetro necesario para la simulación en este régimen. Los valores ingresados son los detallados en la Tabla 8. El periodo de simulación para la verificación del modelo abarcó desde enero 2014 hasta diciembre 2017; quedando definidos 48 periodos de estrés de 10 pasos de tiempo cada uno.

Al considerar todo el periodo de simulación utilizado en esta verificación, el ajuste obtenido es aceptable, con un valor de RMS normalizado de 7,64%. Este ajuste se puede

observar en la Figura 47 donde se grafican los niveles observados versus los calculados en los pozos de observación para todo el periodo de verificación.

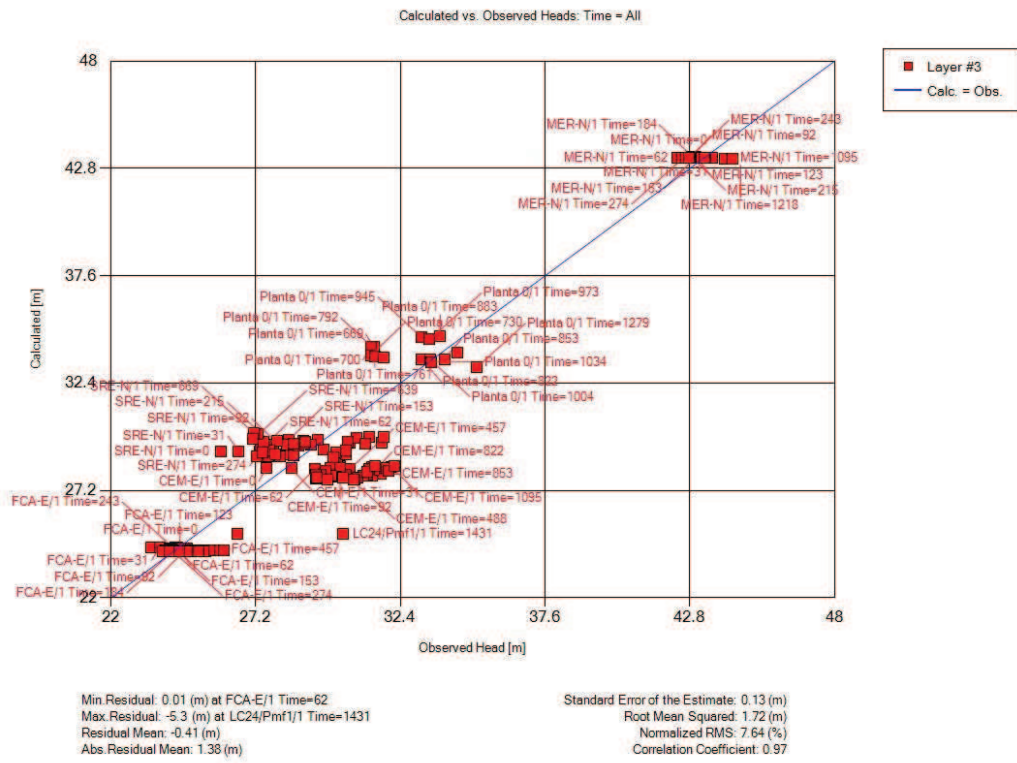


Figura 47. Niveles calculados vs observados en régimen transitorio para todos los tiempos.

En cuanto al balance de masas obtenido para la simulación del flujo en régimen transitorio (Tabla 13) puede observarse que el volumen acumulado de agua subterránea que entra hacia el sistema representó 107.539.728 m³, mientras que 107.539.680 m³ de agua subterránea salieron del dominio para el último período de estrés.

En general, se observan errores aceptables para las condiciones de modelación, lo cual comprueba la conservación de la masa en las simulaciones. Comparando estos resultados con el balance de la simulación en régimen estacionario, se observa que el volumen medio de la recarga ha disminuido en este periodo y se han considerado bombes que provocan un cambio de almacenamiento negativo, aunque poco significativo.

Tabla 13. Balance de masas obtenido en régimen transitorio.

Almacenamiento (m ³ /d)	Pozos (m ³ /d)	Carga Hidráulica General (m ³ /d)	Recarga (m ³ /d)	Total (m ³ /d)

IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT
36437,57	0	0	40382,71	13394,69	25092,17	15642,61	0	65474,87	65474,89

5.6. Escenarios propuestos

Con la premisa de proyectar situaciones hipotéticas en las que el área de estudio tuviera diferentes condiciones de bombeo debido al cambio de fuente de abastecimiento, se plantean 3 escenarios de explotación futuros para predecir la respuesta del sistema ante una posible disminución del bombeo.

Escenario 1. Mantenimiento del actual régimen de extracciones.

Este sería el caso en el cual la ciudad de Esperanza no se conectaría al acueducto y los caudales de explotación de todo el campo de bombeo no sufrirían modificaciones; es decir, la ciudad de Rafaela también se abastecería en parte con agua subterránea. (Paris, D'Elia, Pérez, & Pacini, 2017) recomendaron una tasa de bombeo promedio máxima que proporciona un uso sostenible del acuífero semiconfinado. Este enfoque requiere una tasa de extracción que puede ser respaldada por la recarga a largo plazo y el campo de flujo local para que los niveles de agua se mantengan estables. Además, se evitaría el flujo ascendente de la Formación Paraná hacia la Formación Ituzaingó.

Escenario 2. Cese total del bombeo y cambio de fuente.

En este escenario se analiza el impacto que tiene el cese total del bombeo debido al cambio de fuente del sistema de abastecimiento considerando un tiempo de simulación de 20 años.

Se conoce que desde sus inicios la principal fuente de abastecimiento de la ciudad de Esperanza es de origen subterráneo. La explotación del acuífero habría configurado y condicionado la cantidad y la dirección del flujo y de los niveles en respuesta a diferentes tasas de bombeo. Las variaciones del nivel de agua subterránea en el área se caracterizan por la respuesta al aporte de las precipitaciones. Es por ello, que el cese paulatino del bombeo podría afectar la hidrodinámica del acuífero y por ende un aumento en los niveles freáticos.

Para este escenario se propone que el cese total del bombeo se alcanza durante los últimos 5 años del periodo de simulación.

Escenario 3. Cese parcial del bombeo; uso conjunto de agua superficial y subterránea.

A partir de la llegada del agua superficial por conexión al sistema de abastecimiento con el acueducto, se plantea la salida programada de servicio de algunos pozos de abastecimiento y el resguardo de otros para situaciones de emergencia y monitoreo del sistema acuífero. Esta incorporación permitiría hacer frente a las necesidades hídricas durante los períodos de sequía o escasez hídrica donde disminuyen los volúmenes de agua aportados por la fuente superficial. Los pozos sacados del servicio pueden funcionar como piezómetros que permitan medir la variación de los niveles de agua cercanos a los pozos que continúen el bombeo.

Capítulo 6

Aplicación del modelo

La meta principal de un modelo numérico es la simulación predictiva. Estas simulaciones permiten predecir futuras respuestas del acuífero a nuevos cambios en su dinámica bajo diferentes escenarios. Es importante hacer notar que los resultados de dichas predicciones se encuentran sujetos a distintos grados de incertidumbre debidos a las simplificaciones y aproximaciones que se deben realizar para representar numéricamente al sistema real.

En este Capítulo se presentan las respuestas del sistema acuífero del área de estudio debido a los escenarios de simulación establecidos en el apartado anterior.

6.1. Escenario 1: Régimen de extracciones actual

En este escenario, se realiza la simulación del sistema acuífero considerando que la ciudad de Esperanza no se conectaría al acueducto y que el régimen actual de extracciones se mantendrá constante para el periodo de simulación (2013-2030). Se tuvo en cuenta una recarga constante durante todo el periodo de simulación e igual a la considerada en la etapa de verificación. El caudal de bombeo promedio considerado fue de $1.200 \text{ m}^3/\text{d}$ para cada uno de los pozos.

Los resultados indican que el nivel de las aguas subterráneas muestra una importante tendencia decreciente debido a los pozos de explotación. Se constató que el nivel del agua subterránea descendía a una tasa de 0,01 a 0,6 m/año, estabilizándose a partir del sexto año a una tasa menor.

En la Figura 48, se reflejan las cargas hidráulicas simuladas al primer año de simulación. En particular, los caudales de bombeo de agua subterránea se ingresaron de manera uniforme en el modelo, por lo que no se observó ningún cono de abatimiento aparente, pero si un leve descenso paulatino de los niveles. En la Figura 49 se observan las posiciones hipotéticas que alcanzarían las cargas hidráulicas para el último año de simulación.

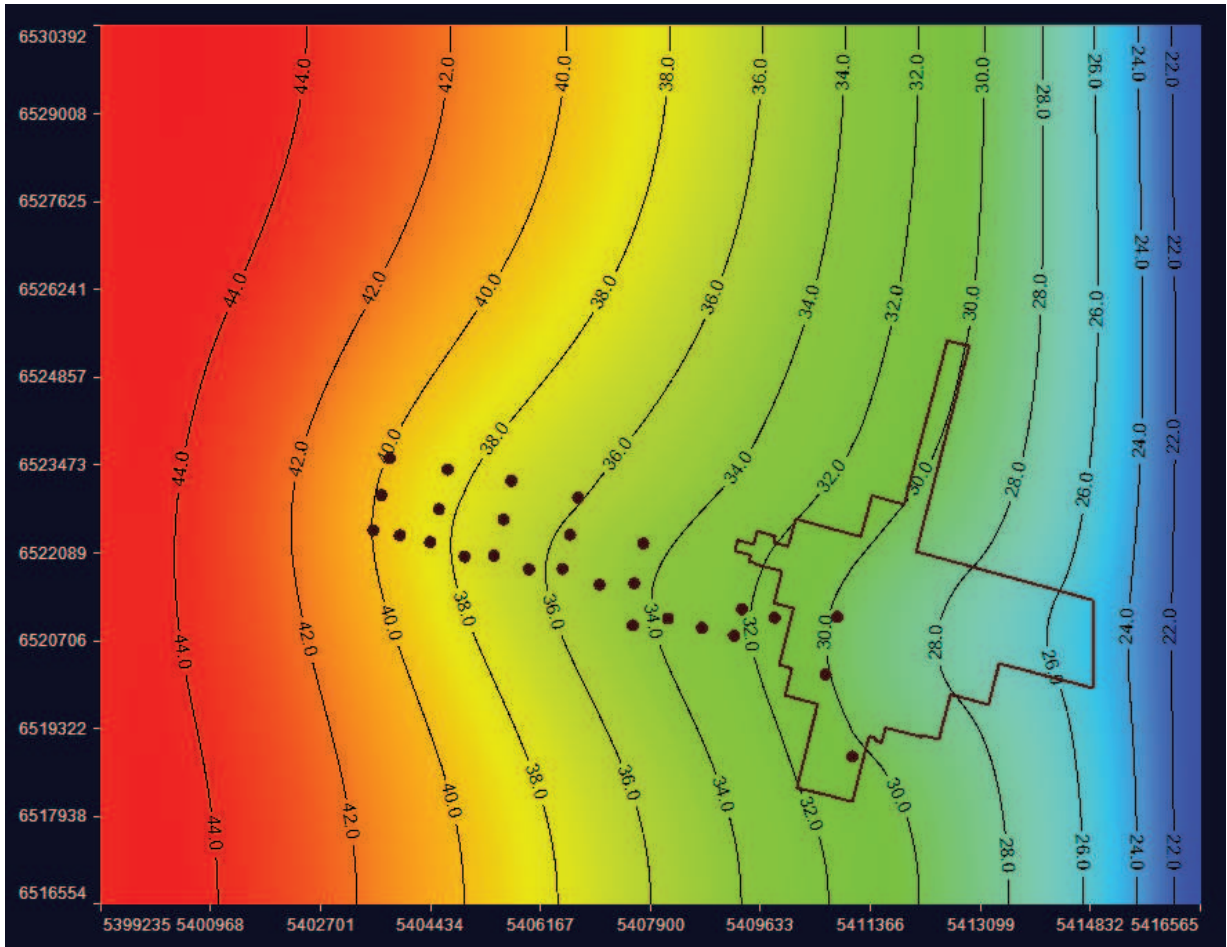


Figura 48. Cargas hidráulicas del escenario 1 para el año 2013.

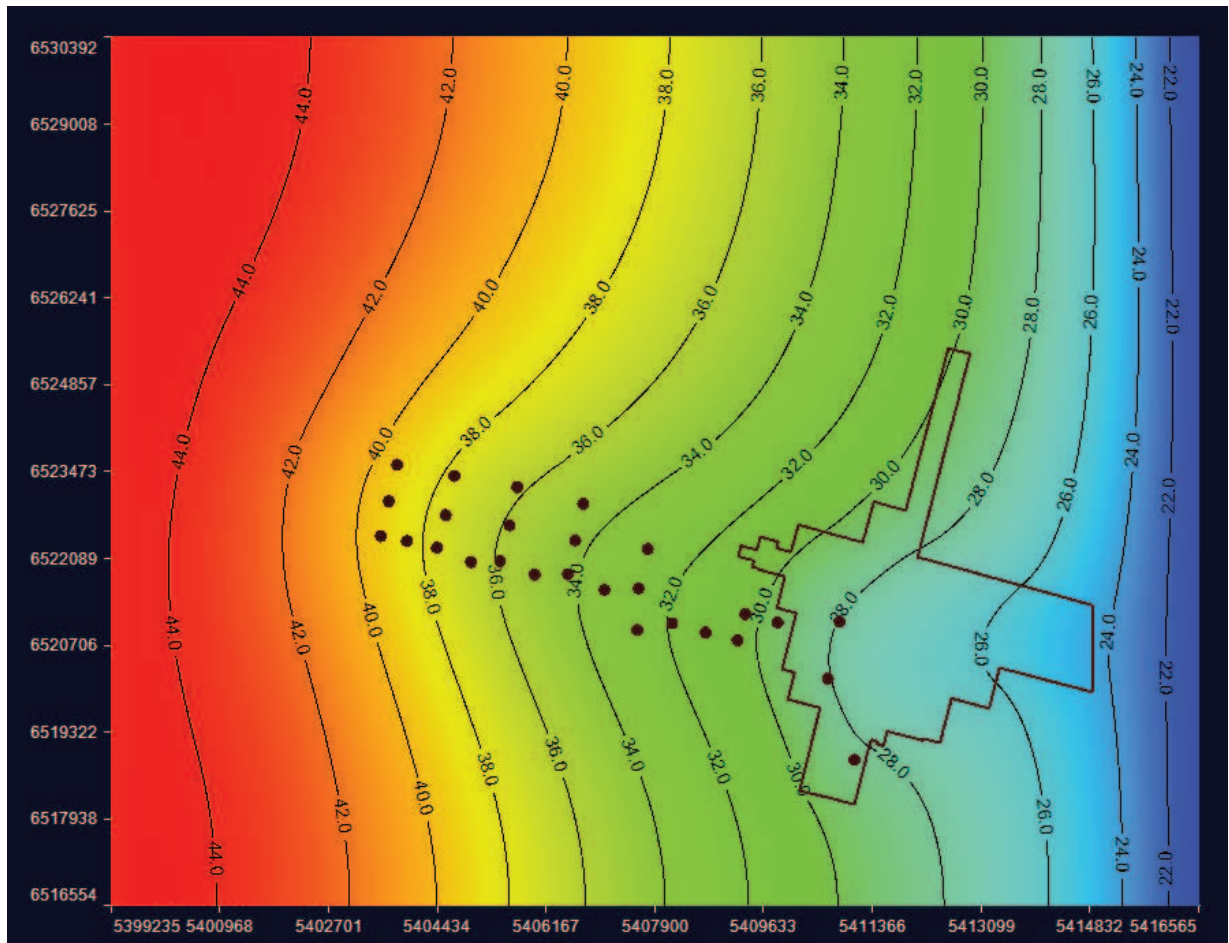


Figura 49. Cargas hidráulicas del escenario 1 para el año 2030.

6.2. Escenario 2: Cese total del bombeo

Este escenario permite simular el posible efecto que introduciría el cambio de fuente de abastecimiento en la zona de estudio. Al igual que en el escenario anterior, el periodo de simulación es 2013-2030 y las condiciones de borde del sistema se mantienen sin modificaciones. Para este escenario se propone que el cese total del bombeo se alcance durante los últimos 5 años del periodo de simulación.

Para lograr este escenario, se estableció una disminución de los caudales en cada uno de los pozos de bombeo hasta llegar al cese total en el año 2030. Se asume que tanto la ciudad de Esperanza como la de Rafaela se conectan al sistema de acueductos, lo que implicaría la salida del servicio de todos los pozos de explotación que conforman el campo. Para ello, se partió del caudal de 1.200 m³/d para el año 2013 y se fue disminuyendo anualmente un 5% hasta interrumpir por completo el bombeo en el año 2030. Se estima que las pérdidas en la red de agua potable provenientes del agua importada son las mismas que las determinadas para el

sistema de abastecimiento actual ya que el agua importada será vinculada a la cobertura de agua ya existente y no se produciría aumento en el consumo.

En la Figura 50 se observa la superficie piezométrica del sistema acuífero para el primer año de simulación considerado (2013). Los niveles de agua subterránea obtenidos para el primer año coinciden con aquellos obtenidos, para el mismo intervalo, en el Escenario 1.

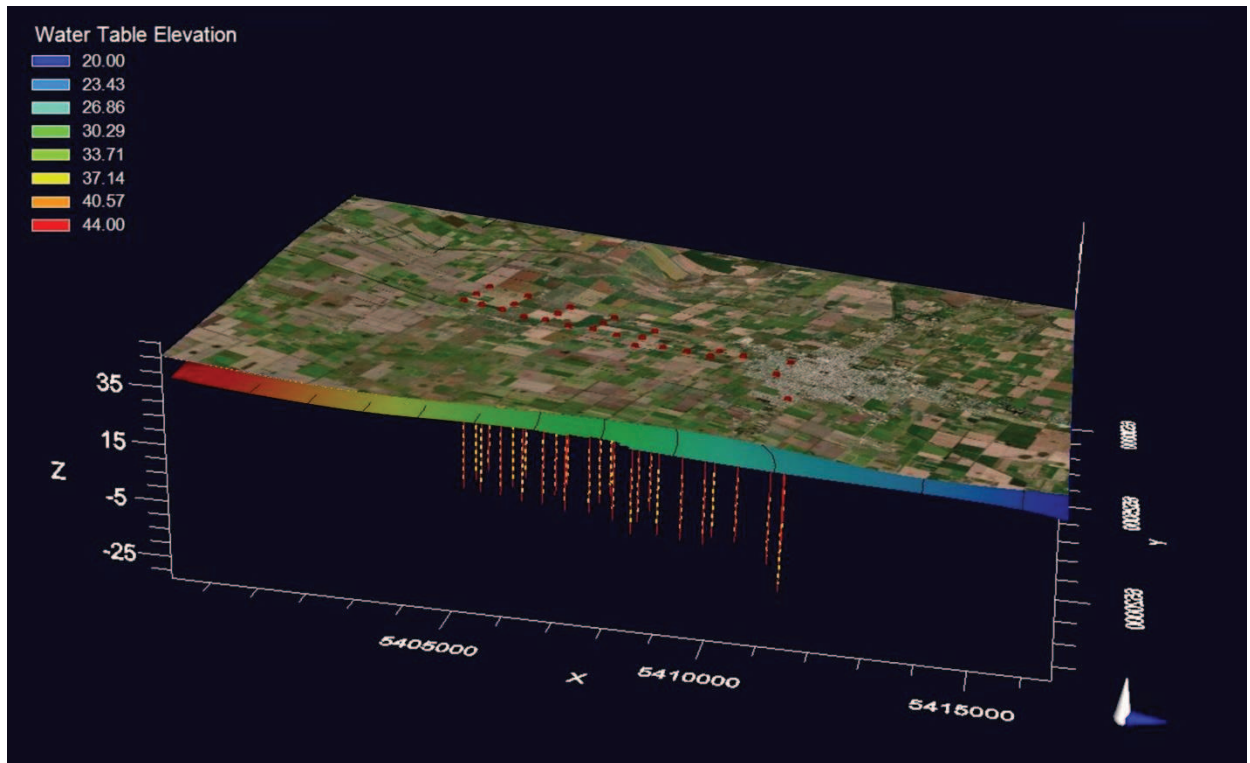


Figura 50. Superficie piezométrica para el primer año de simulación.

En La Figura 51, se observa el escenario donde el bombeo de los pozos ha cesado completamente (año 2030). Analizando la respuesta de los niveles para este último período se observa un aumento del nivel de agua que varía entre los 7 y 10 m en la zona de influencia del campo de bombeo, y de 1 a 2 m en el resto del área de estudio.

Esto significa que los niveles del agua subterránea alcanzarían la superficie del terreno en el campo de bombeo y áreas contiguas generando anegamientos.

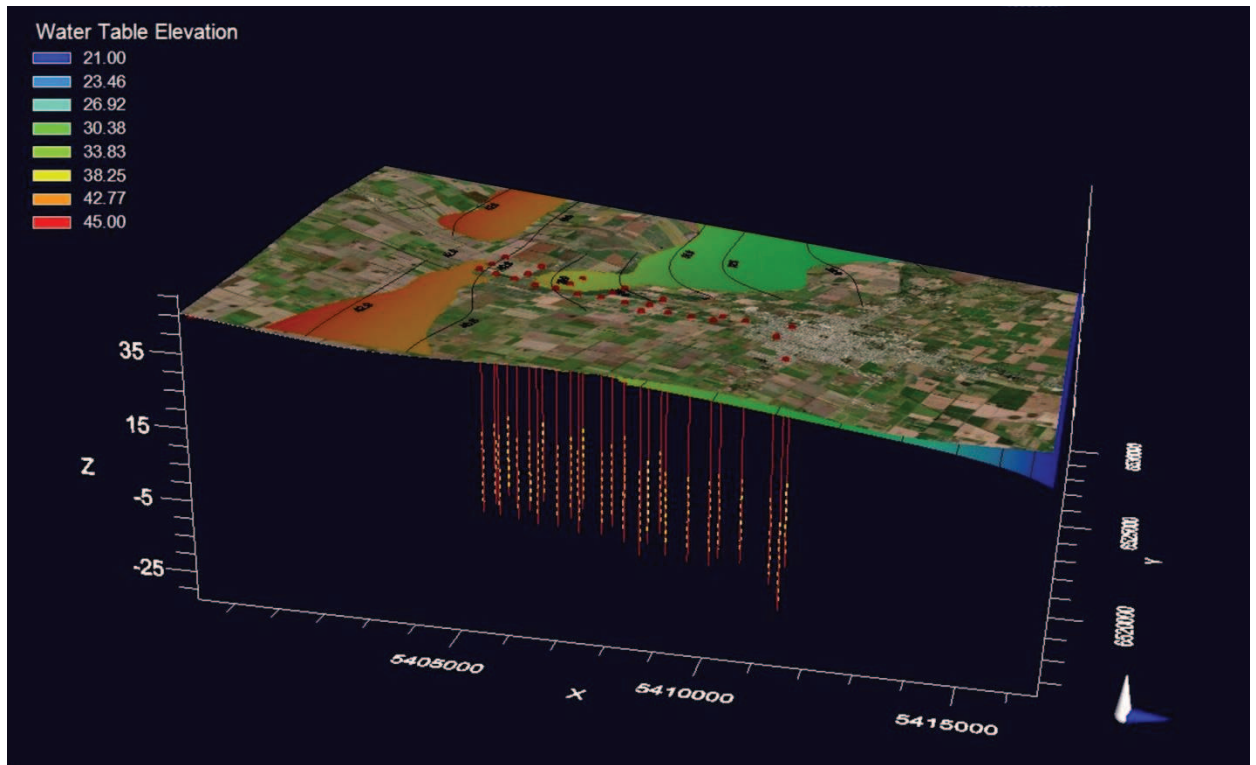


Figura 51. Superficie piezométrica hipotética al cese total del bombeo (2030).

6.3. Escenario 3: Cese parcial del bombeo; uso conjunto agua superficial y subterránea.

En este escenario se simula la evolución de la hidrodinámica de los niveles de agua subterránea manteniendo en servicio algunos pozos de bombeo que servirían como apoyo al abastecimiento de agua superficial durante los periodos de sequía o de emergencias hídricas. Al igual que en los escenarios anteriores el periodo de simulación fue desde el año 2013 al año 2030 manteniendo las condiciones hidrológicas invariantes.

Para este escenario se considera, al cabo de 5 años, la salida de servicio de los pozos que presenten un alto grado de peligro a la contaminación, conservando operativos al resto de los pozos. Estos mantendrían el mismo caudal de bombeo hasta el último año de simulación. Esta consideración resulta del aporte que estos pozos pueden proporcionar en periodos de sequía donde los volúmenes del río Coronda podrían llegar a ser muy bajos, lo que disminuiría los volúmenes de agua establecidos para el abastecimiento a la población (300 L/d/habitante, aproximadamente). Esto permitiría no solo mantener el equilibrio hidrodinámico de los niveles de agua subterránea, sino también complementar y aportar dichos volúmenes de agua requeridos para el abastecimiento público luego de la importación de agua desde la fuente superficial.

(Paris M. , et al., 2017), determinaron el grado de peligro a la contaminación tomando en consideración factores ambientales, características constructivas de cada pozo y su área circundante. También, evaluaron las características hidrogeológicas y climáticas, las actividades económicas y la infraestructura (entre otras) del área de estudio. Los pozos que se sugieren retirar de servicio al cabo de 5 años se presentan en la Figura 52.

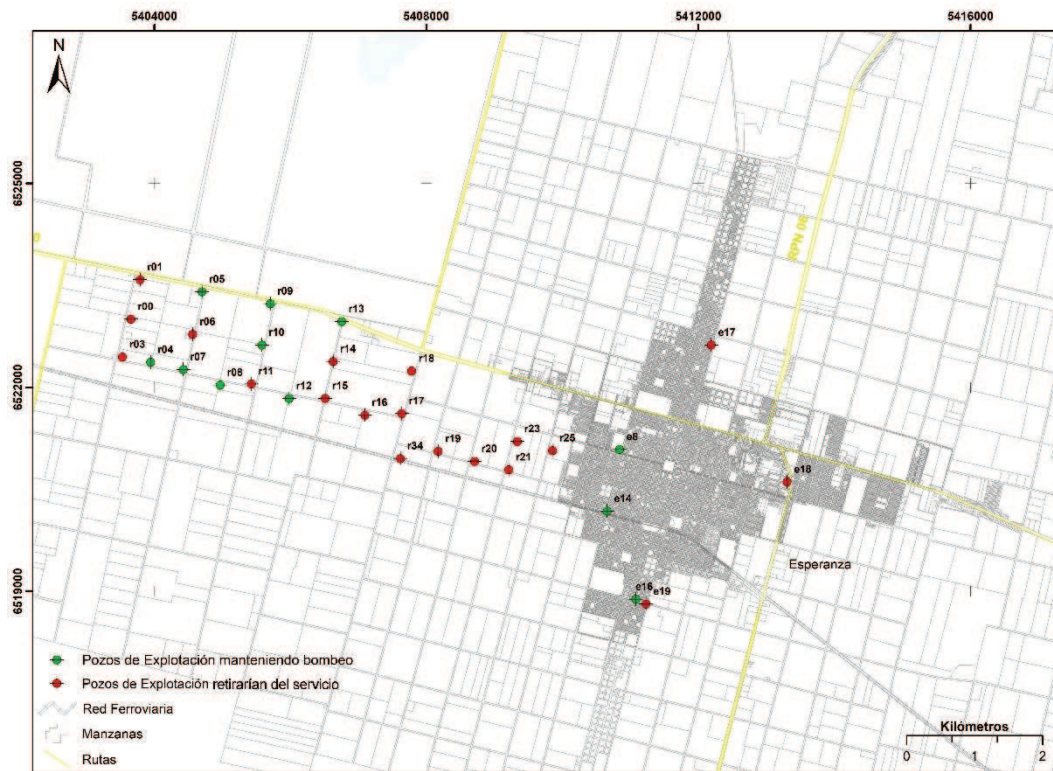


Figura 52. Pozos de explotación establecidos para el escenario 3.

Haciendo la comparación con los escenarios anteriores, se observa la misma evolución de la superficie piezométrica para el año 2013. Al cabo de 5 años, se resalta un descenso de entre 1 y 3 m de los niveles producto del continuo bombeo de los pozos de explotación (Figura 53).

En la Figura 54 se representa la superficie piezométrica hipotética manteniendo el régimen de extracción en los pozos que seguirían vinculados al sistema de abastecimiento una vez importada el agua de la fuente superficial para el año 2030. La distribución de los niveles de agua se mantiene uniforme y estos se recuperan a una tasa de 0,2 m por año hasta alcanzar en promedio entre 5 y 7 m de profundidad.

No se observan grandes ascensos de los niveles para ninguno de los años simulados en el periodo, por lo que se descarta la posibilidad de ocurrencia de anegamientos en el área por este motivo.

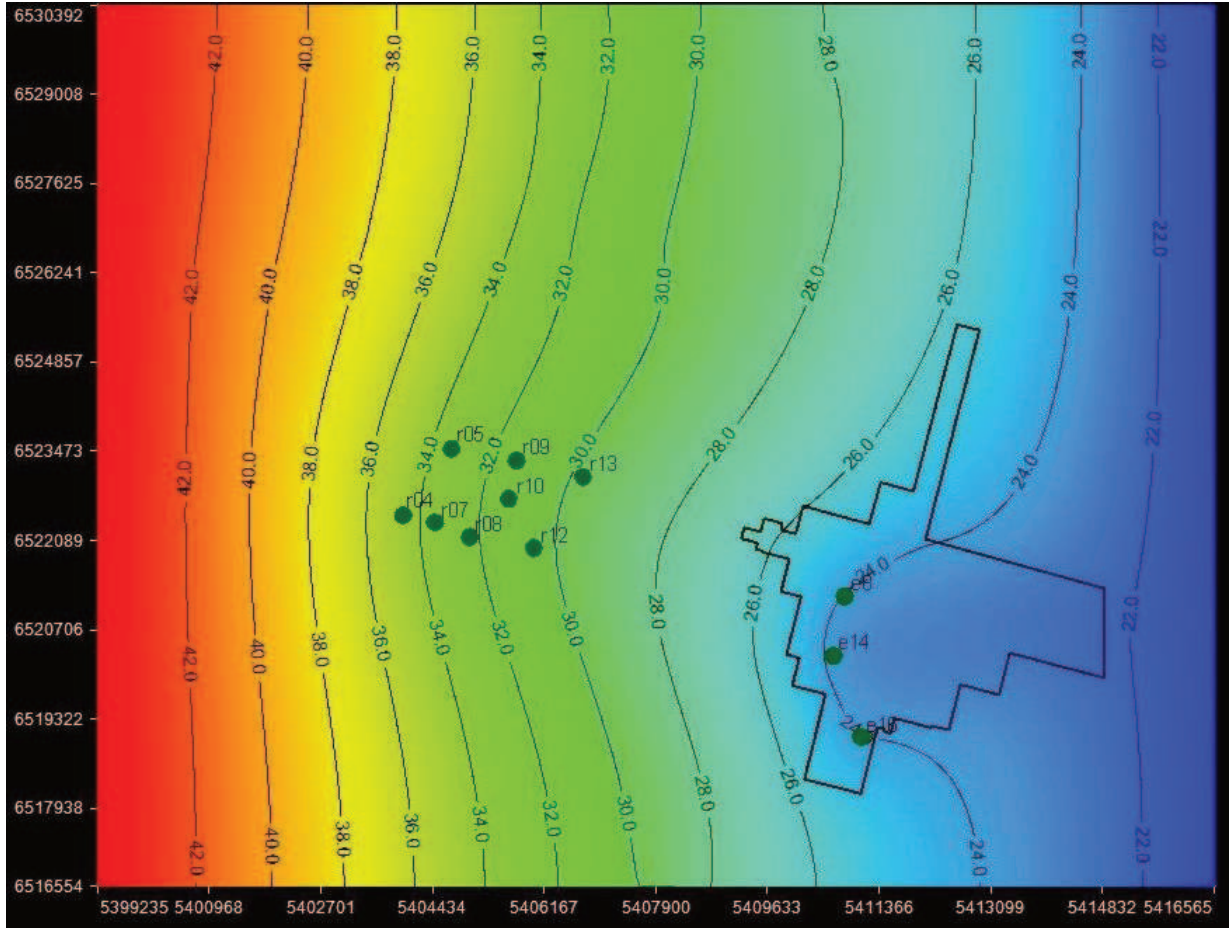


Figura 53. Cargas hidráulicas del Escenario 3 al 5to año de simulación.

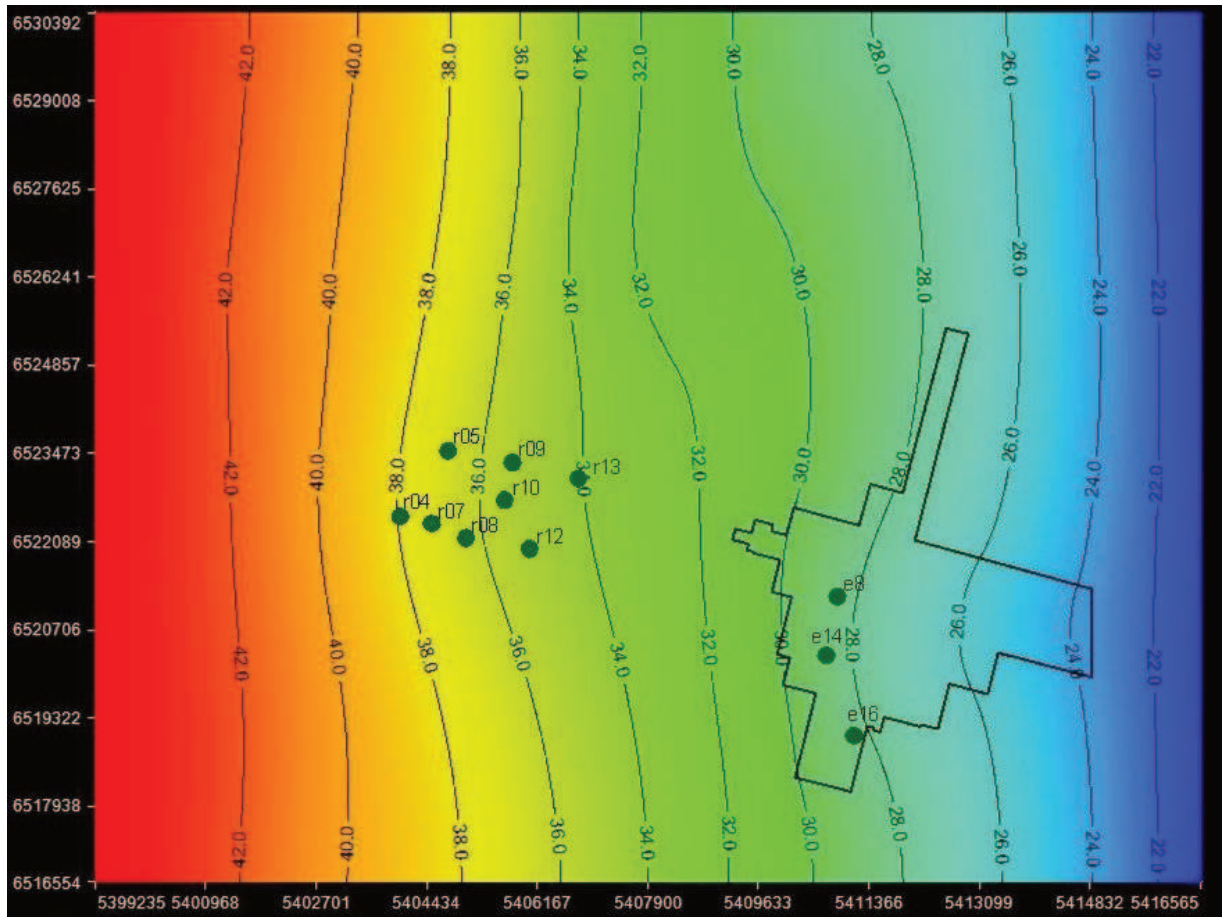


Figura 54. Cargas hidráulicas del escenario 3 para el último año de simulación.

6.4. Gestión sostenible del recurso hídrico

La necesidad de estrategias y políticas que permitan la seguridad del recurso hídrico es de gran importancia en la actualidad. En muchas ciudades del país, se han evidenciado eventos hidrológicos extremos, tanto sequías como inundaciones. Sin embargo, aunque el suministro de agua seguro y confiable, y las defensas sólidas contra sequías e inundaciones son vitales para la prosperidad social y económica, pocas regiones prestan atención a las estrategias y políticas para la seguridad hídrica. Esto se requiere con urgencia para proteger a las poblaciones de los riesgos relacionados con el agua (inundaciones, anegamientos, contaminación de acuíferos, etc.).

El modelo de flujo de agua subterránea construido en el presente estudio permite evaluar los efectos que introduciría el cese de bombeo debido al cambio en la fuente de abastecimiento de agua potable sobre el sistema acuífero. Dichos resultados pueden ser de gran utilidad para lograr una gestión más adecuada de los recursos hídricos tanto subterráneos como superficiales.

El sistema de suministro de agua potable se extiende más allá de la interacción pozo-acuífero y está compuesto también por elementos de tratamiento, almacenamiento y

distribución. A menudo, dichos elementos son diseñados y analizados por expertos con diferentes antecedentes de formación, y que consideran el componente de su experiencia como si fuera independiente. Esto da como resultado sistemas de abastecimiento que funcionan lejos de ser óptimos y desvinculados de la realidad local. Por consiguiente, la complejidad de dicho sistema ha dificultado el desarrollo de un sistema integral de suministro de agua potable. Los modelos que pueden representar relaciones detalladas entre los componentes del sistema y así analizar planes alternativos son invaluable para los tomadores de decisiones para hacer frente a los cambios futuros en el sistema de suministro de agua.

La Figura 55 ilustra los elementos de entrada y salida del sistema una vez incorporado el nuevo sistema de abastecimiento con agua importada de origen superficial. Se han identificado solamente los elementos primordiales, y sus interacciones principales se muestran mediante líneas con flechas; las líneas de puntos muestran dónde la interacción es pequeña o incierta. A menudo es la falta o sobrecarga de estos sistemas lo que contribuye al aumento de los problemas de las aguas subterráneas.

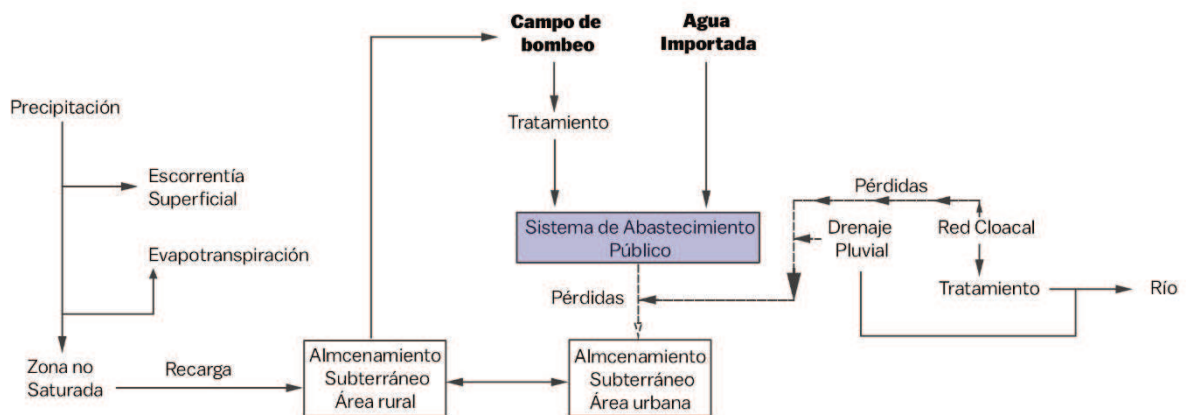


Figura 55. Balance de agua simplificado después de la importación de agua potable.

En la Tabla 14 se presentan las estimaciones obtenidas de los principales componentes del sistema de agua subterránea. Se puede observar el aporte que representan las pérdidas en la red de agua potable y en la red de aguas residuales sobre los volúmenes de entrada al sistema. Sin embargo, no se ha considerado el volumen aportado a nivel de recarga regional como otro elemento importante de entrada al sistema. Con respecto a las salidas, se estima un volumen extraído por los pozos de bombeo en el área de captación sin considerar el volumen extraído con otros fines, así como la descarga del acuífero en la margen oeste del río Salado.

Tabla 14. Balance de agua de los principales componentes del sistema.

Entradas y Salidas del Sistema	Volumen en m ³ /año
Entradas principales al sistema de agua subterránea	
Pérdidas en la red de suministro de agua	3.173.659
Pérdidas en la red de aguas residuales	87.435
Recarga local	20.700.00
Salidas principales del sistema de agua subterránea	
Extracción campo de bombeo	12.703.000
Descarga en el río Salado	17.500.000

Capítulo 7

Conclusiones y Recomendaciones

La finalidad de esta investigación ha sido evaluar las variaciones del nivel de las aguas subterráneas en la localidad de Esperanza a través de la construcción e implementación de un modelo numérico. Dicho modelo de aguas subterráneas fue aplicado como una herramienta que permitió evaluar y predecir el impacto futuro debido al cambio de fuente de abastecimiento público de agua bajo diferentes escenarios de simulación. Con ello se pudieron comprobar varias estrategias de gestión de los recursos hídricos y observar los efectos que introduciría la importación de agua sobre los niveles freáticos y piezométricos. En el desarrollo del modelo se utilizó la información disponible de forma exhaustiva, es decir, sistematizando, procesando y analizando toda la información a la que se tuvo acceso. Inicialmente se desarrolló un modelo conceptual que comprendía la identificación de unidades hidrogeológicas y la parametrización de las mismas. Estos se transfirieron al modelo matemático de aguas subterráneas. Los sistemas de información geográfica han sido de gran utilidad como herramienta para el procesamiento de los datos, lo que permitió la incorporación de los mismos en MODFLOW.

La información geológica e hidrogeológica disponible permitió la conceptualización del sistema. Aspecto fundamental para la elaboración del modelo matemático preliminar, el cual constituye una buena herramienta para orientar prioridades en el trabajo de campo, mejorando el conocimiento hidrogeológico del área de estudio y reduciendo las incertidumbres asociadas con las predicciones.

7.1 Conclusiones

Se detallan a continuación los resultados más relevantes alcanzados durante el desarrollo de esta Tesis de Maestría para cumplir con los objetivos planteados.

- La marcada complejidad geológica característica del área implicó un análisis detallado de los elementos litológicos encontrados. La correlación litológica permitió definir la geometría de las distintas unidades acuíferas a escala local. De acuerdo con las descripciones y correlaciones realizadas, se encontraron variaciones en los espesores del manto acuitado a nivel local. Se logró corroborar el valor de la conductividad hidráulica del acuífero semiconfinado a partir de las curvas granulométricas disponibles. Se

observaron que dichos valores se encontraban dentro de los rangos determinados en estudios anteriores y eran coherentes con los rangos establecidos en la bibliografía internacional.

- En el área de estudio existen zonas de relieve deprimido, donde se ha observado que los niveles freáticos logran alcanzar hasta los 2 m de profundidad debido a los incrementos en el régimen de precipitaciones de los últimos años. De continuar una tendencia creciente del régimen de lluvias, que influiría en la recarga de los niveles, se podrían producir anegamientos naturales. A este efecto natural podría sumarse el aumento de niveles dado por el cese de bombeo.
- El tratamiento y caracterización de los elementos que condicionan el flujo de agua subterránea permitió definir el modelo conceptual de funcionamiento del sistema. Se logró identificar que el flujo subterráneo local presenta una dirección predominante en sentido Oeste-Este. Es importante resaltar que los sistemas de agua subterránea a escala local son dominados por un flujo a poca profundidad. Generalmente, la descarga de este tipo de sistema sustenta el flujo de agua subsuperficial, y en el caso de estudio lo hace en el río Salado. El control principal del flujo se considera topográfico ya que el nivel freático representa una réplica tenue de la topografía.
- La elaboración del modelo conceptual constituyó la base para la implementación del modelo numérico. Así mismo, se logró una representación satisfactoria del comportamiento hidrodinámico del acuífero bajo las condiciones establecidas. La dirección de los flujos simulados resultó coherente con la postulada en el modelo conceptual.
- Las investigaciones han permitido validar la hipótesis que sostiene que la evolución de la superficie freática y piezométrica se comportan de manera equivalente, ambas responden a las variaciones de la recarga local a lo largo de los años estudiados.
- El resultado del modelo numérico permitió evaluar que en el área del campo de bombeo los cambios en la hidrodinámica del acuífero son notorios. Sin embargo, estas variaciones no resultan tan evidentes en el resto del área de estudio. Las mayores profundidades encontradas corresponden a los pozos de monitoreo que se encuentran en el área de influencia del campo de captación. Estos niveles pueden llegar a alcanzar los 10 m de profundidad en épocas de pocas precipitaciones. Los pozos de monitoreo MER y FCA que

se encuentran aproximadamente a unos 8 km del campo de captación presentan leves variaciones en los niveles, alcanzando entre 4 y 5 m de profundidad. Por lo tanto, se puede considerar que en las zonas donde no existe extracción de agua, las cargas hidráulicas observadas responden a un régimen hidrodinámico natural.

- El análisis de sensibilidad se realizó variando sistemáticamente dentro de un intervalo plausible el valor de conductividad hidráulica, observando los cambios relativos en la respuesta del modelo. El análisis mostró que la conductividad hidráulica es un factor importante para su calibración, ya que un valor muy alto de este parámetro generaba un error medio cuadrático de más del 50% sobre los valores calculados, provocando un cambio medio en los niveles piezométricos de hasta 4 o 5 m de diferencia en el acuífero semiconfinado.
- Los escenarios simulados se consideran apropiados a las situaciones que podrían presentarse:
 - El escenario 1 (Régimen de extracciones actual), reflejó el funcionamiento actual del sistema acuífero, donde las condiciones hidrodinámicas son consistentes con las simulaciones realizadas en la calibración y verificación del modelo.
 - El escenario 2 (Cese total del bombeo), confirma la hipótesis más crítica, existiendo el riesgo de ascensos de los niveles de agua en distinta magnitud y en distintas zonas del área rural, aledañas al campo de bombeo, observándose anegamientos por ascenso del nivel hasta la superficie del terreno. El área urbana de Esperanza no se vería afectada, considerando que el acuífero no se recargue a una tasa mayor de 70 mm/año y que los volúmenes a importar no superen los 100 mm /año.
 - El escenario 3 (Cese parcial del bombeo; uso conjunto agua superficial y subterránea), posibilitó corroborar la ventaja del uso conjunto de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, permitiendo mantener el equilibrio hidrodinámico de los niveles. Además, complementarían los volúmenes de agua a importar que se viesan afectados por déficits hídricos en las tomas

superficiales, como en la actual bajante del río Paraná (año 2020 y 2021). Siendo este el escenario más recomendable.

- El agua importada tendría impactos significativos en el régimen de agua subterránea existente y los patrones de uso. Las tendencias futuras del nivel del agua subterránea dependerán del equilibrio de recarga y descarga en el área de influencia del campo de bombeo.
- En el sistema acuífero en estudio, los cambios en la hidrodinámica del agua subterránea no serán inmediatamente percibidos debido al gran volumen de almacenamiento disponible, y pueden pasar muchos años antes de que alcance el equilibrio con los cambios hidrológicos inducidos. La falta de atención al tiempo de respuesta entre la causa y el efecto en el sistema acuífero puede agravar involuntariamente los efectos de la degradación del mismo, que pueden surgir de cambios en los componentes de entrada y salida.
- El uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas podría ser una estrategia eficaz para satisfacer las crecientes demandas de agua potable. Un esquema de manejo de este tipo requiere abordar la gestión de los recursos con una concepción integrada, que considere las particularidades del entramado social e institucional que se dan en el territorio.

7.2 Recomendaciones

Este modelo numérico implementado constituye una herramienta que permite reproducir el funcionamiento del sistema a escala local, y permite predecir su comportamiento a corto y largo plazo bajo diferentes hipótesis. Es por ello que, durante el desarrollo de este trabajo, se han observado una serie de temas que podría ser interesante resolver mediante estudios y trabajos complementarios.

Del análisis bibliográfico se ha deducido que es necesario profundizar el conocimiento de la interacción entre el acuífero semiconfinado alojado en la Formación Ituzaingó y el acuífero confinado alojado en la Formación Paraná. La información sobre la interconexión entre ambos cuerpos acuíferos ha sido muy poco estudiada. Existen algunas evidencias químicas y volumétricas que revelan dicha conexión. La actualización e incorporación de estas evidencias a un modelo numérico permitiría cuantificar dicho aporte. Esto podría lograrse a través de

ensayos hidráulicos y comparaciones hidroquímicas de cada unidad acuífera mediante caracterizaciones isotópicas y geoquímicas.

Un aspecto fundamental en el estudio hidrogeológico de una zona es el mantenimiento de una base de datos organizada, actualizada y disponible. La empresa prestataria del servicio y el Ente Regulador del Servicio Sanitario de la Provincia, deberían contar con una herramienta con estas características que les permita hacer un seguimiento periódico del estado del recurso con el que se abastecen las localidades del interior de la provincia. Se requeriría para ello una base de datos funcional con información climatológica, hidrológica, hidrogeológica e hidrodinámica del sistema acuífero.

Aunque la discretización espacial y temporal aplicada permitió representar el sistema acuífero de manera acorde con la información disponible, una discretización más rigurosa permitiría reducir las incertidumbres asociadas a diferentes parámetros y mejorar así los resultados de la simulación.

Para una mejor estimación de los valores de las propiedades hidráulicas se sugiere realizar estudios de laboratorio usando muestras de las distintas unidades para estimar su conductividad hidráulica. Además, se deberían realizar ensayos de bombeo que abarquen una mayor extensión y conocer la variabilidad de los parámetros hidráulicos en el área.

La red de monitoreo podría sumar otros sitios de medición, fundamentalmente para tener un mejor detalle en el área de explotación y en las eventuales zonas donde se produzcan anegamientos. Por ejemplo, a partir de los resultados logrados en el escenario 3 se recomienda incorporar los pozos r01, r14, r17, r23, r25, e7, e8, e19 como parte de la red de monitoreo.

A fin de contar con valores más ajustados de la demanda de agua, se recomienda implementar un inventario y registro de usuarios de agua subterránea con fines agrícolas e industriales, ya que el bombeo de los pozos es un factor primordial en la fluctuación de los niveles freáticos y piezométricos. Ese registro debería contener información tal como: cantidad de pozos, profundidad de la captación, diseño físico, caudales de bombeo, equipo de bombeo y horas de funcionamiento.

Los modelos hidrológicos integrados de aguas superficiales y subterráneas son la generación reciente de modelos en los que los procesos hidrológicos y sus interacciones en áreas superficiales y subterráneas son efectivamente considerados. Sería importante contar con estas herramientas en regiones húmedas donde el agua superficial y el agua subterránea están estrechamente relacionadas (como en el área de estudio) y donde el agua subterránea poco profunda puede controlar significativamente las reacciones de los flujos de salida y la dinámica de la humedad del suelo.

Cuando las mejoras en el suministro de agua mediante el sistema de acueductos hayan dado como resultado el abandono de los pozos de explotación, sería recomendable discutir la conveniencia de proporcionar un mantenimiento mínimo de los mismos y así preservarlos para su uso. Por otro lado, la integración de esta nueva fuente de suministro se combina con nuevas fuentes urbanas de recarga, como las pérdidas en la infraestructura de los acueductos, red de distribución, red cloacal y el drenaje pluvial.

Se recomienda la incorporación del agua importada al sistema de abastecimiento existente que permita la continuidad del bombeo de algunos pozos (buen estado, poco peligro a la contaminación, etc.) manteniendo el caudal de explotación recomendado. De este modo, optimizaría la distribución de agua y funcionaría como alternativa de bombeo al Sistema de Acueducto. El agua extraída puede continuar vinculada a la cisterna de almacenamiento o formar parte de un suministro rural donde la población no ha sido conectada al sistema de abastecimiento público actual.

Los pozos no utilizados o abandonados deben ser sellados adecuadamente, ya que podrían proporcionar una vía directa para que los contaminantes ingresen al agua subterránea pudiendo amenazar la calidad del agua para futuros usos. Como se señaló anteriormente, se recomienda que en los pozos sacados del servicio se retiren las bombas y se instalen piezómetros, con la finalidad de monitorear y controlar la evolución de los niveles de agua en la ciudad. Es importante recordar que no solamente la ciudad de Esperanza se vería beneficiada por dicho aporte complementario, sino también la ciudad de Rafaela, ya que gran parte del volumen de agua extraído del campo de captación es trasladado a dicha ciudad.

Finalmente, considerando que unos de los objetivos del monitoreo de agua subterránea es adquirir datos que proporcionen indicadores para la gestión de los recursos hídricos, es

aconsejable hacer un inventario de las partes interesadas (ASSA, ONG o cooperativas). Esto permitiría lograr un acuerdo sobre las medidas necesarias y evaluar las capacidades de cada una de las partes en lo que se refiere a infraestructura, logística, así como la financiación y al personal capacitado para realizar las tareas de monitoreo.

Referencias Bibliográficas

- Aceñalozza, F. (2000). *La Formación Paraná (Mioceno Medio), estratigrafía, distribución regional y unidades equivalentes*. Correlación Geológica.
- Aguas Santafesinas S.A. (n.d.). *Portal Institucional de Aguas Santafesinas*. Retrieved from <https://www.aguassantafesinas.com.ar/portal/quienes-somos/esperanza/>
- Anderson, M. P., Woessner, W. W., Hunt, R. J. (2015). *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. Academic Press.
- Auge, M. (2002). Actualización del conocimiento del acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires - Argentina. *XXXXIII International Hydrogeology Congress*, (pp. 624-633). Mar del Plata.
- Auge, M. (2009). *Hidrogeología de Llanuras*. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires.
- Auge, M. (2016). *Hydrogeology of Plains*. Springer.
- Bajjali, W. (2017). *ArcGIS for Environmental and Water Issues*. Springer.
- Barsky, O., & Bearzotti, S. (1991). *El Desarrollo agropecuario pampeano*. IICA Biblioteca Venezuela.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. American Elsevier.
- Bear, J., & Cheng, A. (2010). *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. Springer.
- Bizhanimanzar, M. (2019). *Développement d'un modèle hydrologique intégré des eaux de surface et des eaux souterraines, de complexité moyenne, adapté pour les régions humides (Doctoral Dissertation)*. Canada: Université de Sherbrooke.
- Brassington, F. C., & Rushton, K. R. (1987). A rising water table in central Liverpool. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*,, 151-158.
- Bravo, E., & Montoya, S. (2016). *Manual de Modelamiento Numérico con MODFLOW en Español*. Lima, Perú: GIDAHATARI.
- Burgos, L. (2015). *Variación de la profundidad del agua en el sistema acuífero multicapa del centro Santafesino*. Santa Fe: XIX Encuentro de jóvenes investigadores de la UNL.
- CAAAS - Convenio Argentino-Alemán de Aguas Subterráneas (1973). *Recursos de agua subterránea y su aprovechamiento en la Llanura Pampeana y en el Valle del Conlara (Provincias de Córdoba, Santa Fe, San Luis; República Argentina)*. Hannover: Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales.

Cabrera-Estupiñán, E., & Dilla-Salvador, F. (2011). Modelo de administración de acuíferos: MADA. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(4), 5-24.

Caminos, R. (1999). *Geología Argentina*. Buenos Aires: Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).

Campos, L., Francesca, C., & Castelli, F. (2006). Use of Multi-Platform, MultiTemporal Remote-Sensing Data for Calibration of a Distributed Hydrological Model: An application in the Arno Basin, Italy. *Hydrological Processes* 20 (13), 2693-2712.

Campos, V., Kruse, E., Tosi, L., Mazzoldi, A., Nieto Yabar, D., & Rizzeto, F. (2008). Ascenso de los niveles freáticos en el centro arqueológico Chan Chan (Perú). Investigaciones preliminares.

Carrillo, A., Herrera, I., & Yates, R. (2008). *Método de Elementos Finitos*. México: Instituto de Geofísica y Grupo de Modelación Matemática y Computacional. Universidad Autónoma de México. Retrieved from <http://www.mmc.igeofcu.unam.mx/>

Castelli, F., Menduni, G., Mazzanti, B. (2009). A Distributed Package for Sustainable Water Management: A Case Study in the Arno Basin. *IAHS, The Role of Hydrology in Water Resources Management*, 52-61.

Chapra, S., & Canale, R. (1999). *Métodos numéricos para ingenieros*. McGraw-Hill.

Chebli, G., Mozetic, M., Rossello, E., & Bülher, M. (1999). *Cuencas sedimentarias de la Llanura Chacopampeana*. Buenos Aires: Geología Argentina. Subsecretaría de Minería de la Nación. SEGEMAR.

Chery, L., & De Marsily, G. (2007). *Aquifer Systems Management*. Taylor & Francis.

Cisneros, J. (2015). Seguridad Hídrica: retos y respuestas. Fase VIII del Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO (2014-2021).

Custodio, E., & Llamas, M. (1983). *Hidrología Subterránea*. Barcelona: Omega.

Custodio, E., Llamas, M., Samper, J. (1997). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. *Asociación Internacional de Hidrogeólogos*.

Dalla Costa, O., Diaz, E., Bautista, A. (2007). El aporte de las testificaciones geofísicas en sondeos en el esquema hidrogeológico del campo de bombeo de Esperanza, Provincia de Santa Fe. *AIH Grupo Argentino*.

Dardanelli, J., & Collino, D. (2002). Water table contribution to alfalfa water use in different environments of the Argentine Pampas. *AGRISCIENTIA*, 11-18.

De Abelleira, D., Banchemo, S., Verón, S., Volante, J. (2019). *Mapa Nacional de Cultivos campaña 2018/2019. Colección 1. Versión 1*. Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

D'Elia, M. (2013). *Sistemas geohidrológicos en áreas de llanura. Identificación de mecanismos y cuantificación de recarga a los acuíferos*. Córdoba: Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.

D'Elia, M., Paris, M., Perez, M. (2018). Balance de agua en un acuífero como base para la gestión sostenible y seguridad hídrica. *Aqua-LAC*, 26-38.

D'Elia, M., Paris, M., Pérez, M. (2017). Balance de agua en un acuífero como base para la gestión sostenible y seguridad hídrica. *Aqua-LAC*, 10(1), 26 - 38.

D'Elia, M., Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M. (2007, Octubre). Evaluación de la recarga a los acuíferos en un sector del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. V Congreso Argentino de Hidrogeología. Paraná, Entre Ríos.

D'Elia, M., Tujchneider, M., Paris, M., Pérez, M. (2014). Procesos de recarga y descarga en acuífero de llanura como base para la gestión de los recursos hídricos subterráneos. *Anales V Congreso Colombiano de Hidrogeología* (pp. 1-12). Medellín, Colombia: Asociación Colombiana de Hidrogeología.

D'Elia, M., Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M. (2013). Groundwater recharge quantification for the sustainability of ecosystems. *Groundwater and Ecosystems*, 137.

DGAA - Dirección de Geología Ambiental y Aplicada. Dirección Nacional del Servicio Geológico. (2002). *Carta Geológica de las Provincias de Santa Fe y Entre Ríos*. Cooperación técnica Argentino - Alemana. Servicio Geológico Nacional.

Di Martino, C., Cifuentes, O., Albouy, R., Marcos, A., Caló, J. (2015). Evaluación preliminar del funcionamiento de la batería de pozos abastecimiento en Monte Hermoso, Argentina. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 29.

Dilla, F. (2002). Análisis hidrodinámico del acuífero Jaruco-Aguacate. *Ingeniería Hidráulica en México*, XVII(1), 15-24.

Eggleston, J., & Rojstaczer, S. (2001). The Value of Grain-size Hydraulic Conductivity Estimates: Comparison with High Resolution In-situ Field Hydraulic Conductivity. *Geophysical Research Letters*, 4255-4258.

Exner, E., D'Angelo, C., Penseiro, J. (2004). Vegetación y flora de la reserva universitaria de la escuela granja de Esperanza (Santa Fe, Argentina). *FAVE - Ciencias Agrarias*, 3, 1-2.

Fili, M., Díaz, E., Dalla Costa, O. (1999). Modelo hidrogeológico conceptual de la relación entre los acuíferos Pampeano y Puelche en un sector del sur de la Provincia de Santa Fé, República Argentina. *Serie Correlación Geológica*, 99-106.

Filí, M., Tujchneider, O., Pérez, M., Paris, M., D'Elia, M. (1999). *Estudio del sistema de aguas subterráneas en el área de Esperanza-Humbolt y zona de influencia. Servicio Especializado de Asistencia Técnica. Informe Final: Convenio Aguas Provinciales de Santa Fe y Universidad Nacional del Litoral.*

Foster, S. (1990). Impacts of urbanization on groundwater. *Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas (Proceedings of the Duisberd Symposium, April 1998).* IAHS, 187-208.

Foster, S., Lawrence, A., & Morris, B. (2001). *Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano.* . Washington DC: Banco Mundial.

Fresina, M. (2001). *Comportamiento hidrogeológico-hidroquímico del acuífero pampeano en la cuenca inferior del río Carcaraña. Provincia de Santa Fe. Tesis Doctoral.* Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Gallo, M., Trento, A., Alvarez, A., Beldomenico, H., & Campagnoli, D. (2006). Dissolved and particulate heavy metals in the Salado. *Water Air and Soil Pollution*, 367-384.

García, J., Kruse, E., & Laurencena, P. C. (2017). Caracterización paleomorfológica de la Formación Puelches en el sector NE de la provincia de Buenos Aires. *XX COngreso Geológico Argentino*, (p. 13). Tucumán.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenki, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). *Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.* Récupéré sur Remote Sensing of Enviroment: <https://code.earthengine.google.com/>

Guzha, A. (2008). *Integrating Surface and Sub Surface Flow Models of Different Spatial and Temporal Scales Using Potential Coupling Interfaces. PhD Thesis.* USA: Utah State University.

Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005 The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water model- The Ground-Water Flow Process.* U.S. Geological Survey Techniques and Methods.

Hazen, A. (1911). Discussion: dams on sand foundations. American Society of Civil Engineers.

Hernández, M., & González, N. (1997). Impact of rising piezometric levels on Greater Buenos Aires due to partial changing of water services infrastructure. Róterdam, Holanda: XXVII AIH Congress on Groundwater in the Urban Environment.

Hiscock, K. M., & Bense, V. F. (2014). *Hydrogeology Principles and practice.* Wiley Blackwell.

Hötling, B., & Wilhelm, C. (2019). *Hydrogeology.* Springer.

IGN. (s.d.). *Instituto Geográfico Nacional*. Recuperé sur <http://ign.gob.ar/>

INA - Instituto Nacional del Agua. (2002). *Influencia de los acueductos proyectados en la provincia de Santa Fe sobre los niveles freáticos*. Informe Final: Dirección Provincial de Obras Hidráulicas de la Provincia de Santa Fe.

INDEC. (2010). *Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina*. Retrieved from <https://www.indec.gob.ar/>

Instituto Provincial de Estadística y Censos. (2007). *Recurso hídrico y Saneamiento*. Santa Fe: Subsecretaría de Planeamiento y Gestión. Recuperé sur [https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/214440/\(subtema\)/93664](https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/214440/(subtema)/93664)

INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (1991). *Carta de Suelos de la República Argentina. Hojas 3160-26 y 25 Esperanza-Pilar*. Retrieved from http://rafaela.inta.gov.ar/mapas/suelos/__series/index.htm

INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2019). *Información Técnica de cultivos de Invierno. Campaña 2019*. Rafaela: INTA Ediciones.

INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2019). *Mapa Nacional de Cultivos, Campaña, 2018/2019*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Iriondo, M. (1980). El Cuaternario de Entre Ríos. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 4, 125-144.

Iriondo, M. (1987). Geomorfología y Cuaternario de la provincia de Santa Fe (Argentina). *D'orbignyana* 4, 1-54.

Iriondo, M. (2011). *Aguas subterráneas y superficiales de la provincia de Santa Fe*. . Santa Fe.: Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino.

Iriondo, M., & Manavella, C. (1990). *Facies sedimentarias de la Formación Tezanos Pinto en la región central de Santa Fe*. Simposio Internacional de Loess. Características Cronología y Significado Paleoclimático del Loess.

Kresic, N. (2006). *Hydrogeology and groundwater modeling*. CRC press.

Krüse, E. (2007). *Estudio para el diagnóstico del ascenso de las aguas subterráneas en el conurbano Bonaerense y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires*. ACUMAR.

Lambe, W., & Whitman, R. (2008). *Soil Mechanics SI Version*. John Wiley & Sons.

Lerner, D. (1986). Leaking pipes recharge ground water. *Ground Water*, 654-662.

Lerner, D. (1990). Recharge due to urbanization. Dans D. Lerner, A. Issar, & I. Simmers, *Groundwater recharge, a guide to understanding and estimating natural recharge. Contributions to Hydrogeology* (pp. 210-214). Kenilworth, UK: International Associations of Hydrogeologists.

Lerner, D. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: A review. *Hydrogeology Journal*, 143-452.

Lerner, D., Halliday, D., Hoffman, M. (1994). The impact of sewers on groundwater quality. *Groundwater problems in urban areas*, 64-75. doi:<https://doi.org/10.1680/gpiua.19744.0006>

Maliva, R. G. (2019). *Anthropogenic Aquifer Recharge: WSP Methods in Water Resources Evaluation Series No. 5*. Springer.

Marengo, G. (2003). Sedimentos cuaternarios superficiales del entro de la provincia de Santa Fe, Argentina: características y procedencia. *II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa*, 5.

Marengo, H., Baumann, V., & Pereyra, F. (2002). *Cartografía Geológica de Llanura. Provincias Santa Fe y Entre Ríos*. Instituto de Geología y Recursos Minerales.

Matheron, G. (1971). *The theory of regionalized variables and its applications. Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau*. París, Francia: École National Supérieur de Mines de Paris.

McDonald, M., & Harbaugh, A. (1988). A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: Techniques of Water-Resources Investigations. United States Geological Survey.

Medina, A., Galarza, G., Carrera, J. (1996). TRANSIN II. Fortran code for solving the coupled flow and transport inverse problem in saturated conditions. El Berrocal Project. Characterization and validation of natural radionuclide migration processes under real conditions on the fissured granitic. *Characterization and validation of natural radionuclide migration processes under real conditions on the fissured granitic environment*. España: European Commission Contract nº FI2W/CT91/0080. Topical Report 16. ENRESA.

Odong, J. (2007). Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity. *Journal of American Science*, 54-60.

Palman, L., Imhoff, M., Pez, M., Villalba, S., Alvarez, A., Gallo, M., & Trento, A. (2017). Simulación hidrodinámica para un escenario de cauce lleno en el Río Salado (Santa Fe). *Mecánica Computacional Vol XXXV, XXXV(16)*, 989-1000.

Paris, M. (2010). *Métodos estadísticos multivariados aplicados en Hidrología Subterránea. Tesis de Doctorado en Ciencias Geológicas*. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad de Río Cuarto.

Paris, M., D'Elía, M., Pagliano, M., Pusineri, G., Gualini, S., Tujchneider, O., & Pérez, M. (2010, Octubre). Mapa de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en Esperanza

(Santa Fe, Argentina). Consideración de su dinámica temporal. Caracas: X Congreso Latinoamericana de Hidrología Subterránea.

Paris, M., D'Elia, M., Pérez, M., & Pacini, J. (2017). Wellhead protection zones for sustainable groundwater supply. *Sustainable Water Resources Management, Springer International Publishing*, 2-16. doi:10.1007/s40899-017-0156-x

Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., D'Elia, M. (2014, julio - agosto). Protección de pozos de abastecimiento. Indicadores de la calidad del agua subterránea. *V(4)*, 5 - 22. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., D'Elia, M., Fili, M. (1998). El conocimiento del sistema hidrogeológico y desarrollo sustentable de una región. Área de caso: Ciudad de Esperanza (Provincia de Santa Fe-República Argentina). *Actas I Simposio sobre Planificación, Gestión y Economía de los Recursos Hídricos El Agua en el 2000*, (pp. 197-199). Santa Rosa, La Pama.

Peña, H. (2016). Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe. *Serie Recursos Naturales e Infraestructura. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)*.

Perdomo, S., Ainchil, J., Kruse, E. (2011). Relación entre la conductividad hidráulica de un acuífero y parámetros geoeléctricos en un sector noreste de la provincia de Buenos Aires. *VII Congreso Hidrogeológico Argentino*, (pp. 8-22). Salta.

Perez, M., Tujchneider, O., Paris, M., D'Elia, M., & . (2014). Sustainability indicators of groundwaterresources in the central area of Santa Fe province, Argentina. *Environmental Earth Sciences*. doi:10.1007/s12665-014-3181-1

Reig, O. A. (1956). Sobre la posición sistemática de *Zygolestes paranensis* Amegh. y de *Zygolestes entrerrianus* Amegh. Con una reconsideración de la edad y correlación del "Mesopotamiense". *Revista del Centro de Estudiantes de Ciencias Naturales "Holmbergia"*, 5, 209-226.

Ribeiro, L., Betancur, T., D'Elia, M. (2012). *Metologogía de Análisis y Aplicación de Tecnologías para el manejo sostenible de acuíferos en zonas rurales. A. Acuíferal*.

Santa Cruz, J. (1970). *Estudio sedimentológico de la Formación Puelches en la provincia de Buenos Aires*. La Plata: Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Naturales y Museo.

Scioli, C. (2009). *Modelación del escurrimiento superficial en áreas de llanura: Implementación y calibración de un modelo distribuido de grilla*. Universidad Nacional de Rosario.

Sharp, J. M. (2010). The impacts of urbanization on groundwater systems and recharge. *Aqua Mundi*, 51-56.

Subsecretaría de Recursos Hídricos. (n.d.). *Base de Datos Hidrológica Integrada*. Retrieved from <http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/>

Tonni, E. (2011). Ameghino y la estratigrafía pampeana un siglo después. *Publicación Electrónica de la Asociación Paleontológica Argentina*, 12.

Tubau, I., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Valhondo, C., Criollo, R. (2017). Quantification of groundwater recharge in urban environments. *Science of the Total Environment*, 391-402.

Tuinof, A., Dumars, C., Foster, S., Kemper, K., Garduño, H., & Nanni, M. (2002-2006). *Gestión de Recursos de Agua Subterránea, una introducción a su alcance y práctica*. Washington D.C: Banco Mundial.

Tujchneider, O. (2000). *Sistemas hidrogeológicos en áreas de llanura: cuenca inferior de los Saladillos, Provincia de Santa Fe*. Tesis Doctoral: Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillio.

Tujchneider, O., Paris, M., Fili, M., D'Elía, M., Pérez, M. (2002). Modelo de Gestión de los recursos hídricos subterráneos en el centro-oeste de la provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista Latinoamericana de Hidrogeología*, 2, 91-102.

Tujchneider, O., Paris, M., Filí, M., Pérez, M. (1998). Protección de las aguas subterráneas. Caso de estudio: Ciudad de Esperanza (República Argentina). *Memorias IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, 2, 805-825.

Tujchneider, O., Pérez, M., D'Elia, M., Paris, M., , & . (2008, Junio). Evaluación del efecto de la importación de agua superficial en un sistema acuífero en explotación. (B. A. Editor: Universidad Federal do Paraná, Ed.) *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 6, 49-56.

Tujchneider, O., Pérez, M., Paris, M., D'Elía, M., , , & . (2005). Deterioro de fuentes de aguas subterránea por ascenso de agua salada. *Actas IV Congreso Argentino de Hidrogeología*, (pp. 227-236). Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

Tujchneider, O., Perez, M., Paris, M., D'Elia, M., Gualini, S., & Musacchio, V. (2013). Indicadores de sustentabilidad de los recursos hídricos subterráneas en el área central de la provincia de Santa Fe, Argentina. Dans N. González, E. Krüse, M. Trovatto, & P. Laurencena, *Agua subterránea recurso estratégico Tomo I* (pp. 321-330). La Plata: Editorial de la Universidad de la Plata.

Vázquez-Suñé, E. (2003). *Urban Groundwater. Barcelona City Case Study. Tesis Doctoral*. Barcelona: Escola Tècnica Superior d'Enginyeria de Camins, Canals i Ports de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya.

Vives, L., Mancino, C., Scioli, C. (2012). *Modelo conceptual y numérico de flujo de agua subterránea de la cuenca del río Matanza-Riachuelo*. Azul: Insituto de Hidrología de Llanuras.

Vukovic, M., & Soro, A. (1992). *Determination of Hydraulic Conductivity of Porous Media from Grain-Size Composition*. Colorado: Water Resources Publications.

Wolf, L., Eiswirth, M., Hotzl, H., , , & . (2006). Assessing sewer-groundwater interaction at the city scale based on individual sewer defects and marker species distributions. *Environmental Geology*, 849-857.

Zabala, M., Weinzettel, P., Varni, M., , , & . (2006). Utilización de ensayos de pulso para la estimación de la conductividad hidráulica en la cuenca del Arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, (pp. 1-19). Asunción.

Zárate, M. (2005). *El Cenozoico tardío continental de Argentina*. La Plata: XVI Congreso Geológico Argentino.