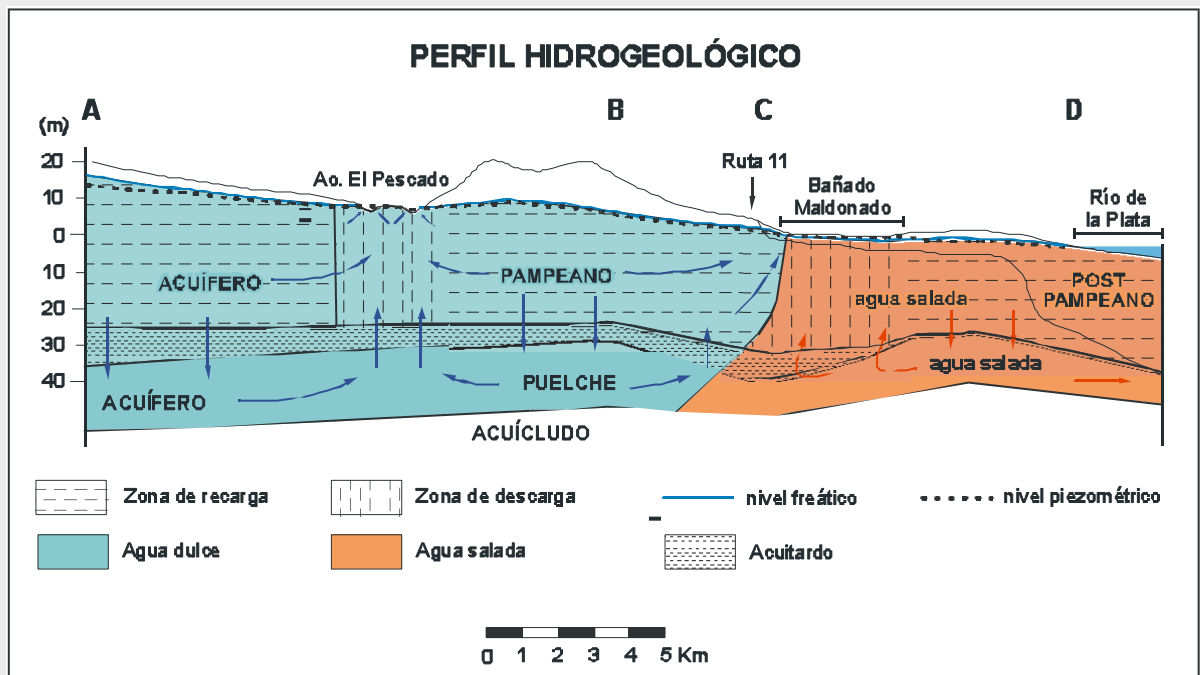


Vulnerabilidad de Acuíferos

Miguel Auge *



*Profesor Titular de Hidrogeología de la Universidad de Buenos Aires



VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS CONCEPTOS y MÉTODOS

Dr. Miguel Auge

Profesor Titular de Hidrogeología Universidad de Buenos Aires

Investigador CONICET

auge@way.com.ar

Buenos Aires, 2007

SERVICIO GEOLÓGICO MINERO ARGENTINO

Presidente Ing. Jorge Mayoral
Secretario Ejecutivo Lic. Pedro Alcántara

INSTITUTO DE GEOLOGÍA Y RECURSOS MINERALES

Director Lic. Roberto F. N. Page

DIRECCIÓN DE GEOLOGÍA AMBIENTAL Y APLICADA

Director Lic. Omar Lapido

SEGEMAR

Avenida Julio A. Roca 651 • 10° Piso •
(C1067ABB) Buenos Aires • República Argentina

TEMAS

INTRODUCCIÓN	1
DEFINICIONES	1
MÉTODOS	3
DRASTIC	3
SINTACS	3
GOD	4
EPIK	5
Ekv	7
□hT' Acuífero semiconfinado	8
QUE MÉTODO ELEGIR	12
COMPARACIÓN DE MÉTODOS	14
REPRESENTACIÓN GRÁFICA	15
CONCLUSIONES GENERALES	20
BIBLIOGRAFÍA	21

TABLAS

1 Espesor de la zona subsaturada	7
2 Permeabilidad vertical de la zona subsaturada	8
3 Diagrama de vulnerabilidad – acuíferos libres	8
4 Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado – potencial hidráulico respecto al del libre asociado	11
5 Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado en relación a la transmisividad vertical del acuitardo sobrepuesto	12
6 Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos	12

FIGURAS

1 Relative weights of SINTACS parameters in intrinsic vulnerability assessment	4
2 GOD empirical system for the rapid assessment of aquifer contaminants vulnerability	5
3 Potenciales hidráulicos naturales - acuífero libre y semiconfinado	9
4 Contaminación por bombeo - acuífero semiconfinado	9
5 Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos naturales	10
6 Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos artificiales	10
7 Flujo a través del acuitardo por variación de la transmisividad vertical	11
8 Perfil hidrogeológico	25
9 Acuífero Puelche - red de flujo	26
10 Acuífero Pampeano - red de flujo	27
11 Acuífero Puelche - nitratos	28
12 Acuífero Pampeano - nitratos	29
13 Vulnerabilidad Acuífero Puelche - espesor del acuitardo	30
14 Vulnerabilidad Acuífero Puelche - diferencia de potenciales hidráulicos	31
15 Vulnerabilidad Acuífero Puelche - profundidad del techo	32
16 Vulnerabilidad Acuífero Puelche - diferencia de potenciales hidráulicos - carga contaminante	33
17 Vulnerabilidad Acuífero Pampeano - profundidad de la superficie freática	34
18 Vulnerabilidad Acuífero Pampeano - profundidad de la superficie freática - carga contaminante	35

INTRODUCCIÓN

Desde que Margat (1968) introdujera el término “vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación”, se han sucedido numerosas definiciones, calificaciones y metodologías sobre el mismo, en muchos casos orientadas a su representación cartográfica.

Hasta la fecha, sin embargo, no se ha logrado consenso sobre el alcance del término y en este sentido, existen dos grandes corrientes.

Una está representada por aquellos investigadores que consideran a la vulnerabilidad como una propiedad referida exclusivamente al medio (tipo de acuífero y cobertura, permeabilidad, profundidad, recarga, etc.), sin tener en cuenta la incidencia de las sustancias contaminantes (vulnerabilidad intrínseca) y en la otra orientación, se agrupan los que sí le otorgan, además del comportamiento del medio, trascendencia al tipo y carga del contaminante (vulnerabilidad específica).

También existen divergencias respecto a la utilidad de las representaciones cartográficas y a si la vulnerabilidad debe mantenerse en un marco cualitativo o pasar a otro cuantitativo. En este sentido en el Congreso XXIX del IAH, realizado en Bratislava en 1999, se produjo una fuerte controversia entre las escuelas alemana y checa, al sostener la primera la necesidad de adecuar nuevas metodologías para transformar a la vulnerabilidad en una variable cuantitativa, mientras que los checos propiciaron el mantenimiento del alcance cualitativo del término, debido al inconveniente que implica la asignación de magnitudes representativas a los componentes y procesos que inciden en la vulnerabilidad.

Aquí se hace una breve referencia a las definiciones, a los componentes y a los métodos más difundidos para caracterizar a la vulnerabilidad del agua subterránea respecto a la contaminación y se proponen dos nuevos; uno para acuíferos libres y otro para semiconfinados.

DEFINICIONES

Vrba y Zaporozec (1994) definen a la vulnerabilidad como “una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales”. De la definición se desprende que los autores incluyen en la misma tanto al sistema subterráneo como a los contaminantes y dentro de estos a los artificiales y a los naturales.

Foster e Hirata (1991) dicen que la “vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, representa su sensibilidad para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta”. En este caso al citar a una carga contaminante impuesta, los autores parecen referirse solamente a una contaminación de origen artificial.

Custodio (1995) señala: “la vulnerabilidad a la polución expresa la incapacidad del sistema para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales”. Vuelven a aparecer aquí procesos naturales y/o artificiales, como potenciales generadores de la alteración.

Carbonell (1993) define la vulnerabilidad a la contaminación, como la tendencia de los contaminantes a localizarse en el sistema de agua subterránea, luego de ser introducidos por encima del acuífero más somero. En este caso el autor considera solamente la acción de los contaminantes.

EPA (1991) hace referencia a la vulnerabilidad subterránea respecto a un plaguicida, como la facilidad con que un contaminante aplicado en la superficie, puede alcanzar al acuífero en función de las prácticas agrícolas empleadas, las características del plaguicida y la susceptibilidad hidrogeológica. Esta definición incorpora, además de las condiciones del medio, las propiedades del contaminante y las prácticas de cultivo (vulnerabilidad específica).

Otro concepto íntimamente asociado a la **vulnerabilidad** es el de **riesgo** a la contaminación, aunque este también genera diferencias en su definición, utilidad y técnicas para el mapeo.

Algunos autores (Foster, 1987) definen al riesgo como el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, por la existencia real o potencial de sustancias contaminantes en su entorno. Otros (Vrba y Zaporozec, 1994) lo asimilan a la vulnerabilidad específica, que se refiere al peligro de contaminación del agua subterránea respecto a un contaminante o familia de contaminantes de características y comportamientos similares (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, materia orgánica, fenoles, metales, etc.).

En el entendimiento del suscrito la **vulnerabilidad intrínseca** tiene mayor utilidad en los trabajos de planificación de uso del territorio y del agua, particularmente en lo que respecta a la preservación de la calidad del recurso, en los sitios donde no está afectado, ni se realizan prácticas como fertilización, aplicación de plaguicidas, riego, cría concentrada de ganado, ni actividades domésticas, urbanas, o industriales, que por su intensidad pudieren afectarlo.

La **vulnerabilidad específica** incluye parcialmente el concepto de riesgo, toda vez que se refiere al peligro de deterioro en relación a sustancias contaminantes específicas.

Con el objeto de clarificar, se cita un ejemplo sencillo:

- a) un depósito con puertas sin llave ni candado, ubicado en la zona rural, es muy vulnerable debido al fácil acceso; sin embargo el riesgo de hurto o robo es bajo, porque en la región no hay vándalos.

- b) otro depósito, ubicado en la zona urbana y provisto de fuertes cerraduras, candados y ventanas enrejadas, es poco vulnerable pero de alto riesgo, debido a la presencia de delincuentes en la región.

MÉTODOS

Se citan las metodologías más empleadas para la cualificación y el mapeo de la vulnerabilidad.

DRASTIC. Fue desarrollado por Aller et al (1987) para EPA, con el objeto de evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos. Es un método de uso muy difundido, tanto para la cualificación (evaluación cualitativa) como para el mapeo y se basa en la asignación de índices que van de 1 a 10, de acuerdo a las características y el comportamiento de las variables consideradas en el acrónimo **DRASTIC**: **D** (depth - profundidad del agua freática) **R** (recharge - recarga neta) **A** (aquifer - litología del acuífero) **S** (soil - tipo de suelo) **T** (topography - topografía) **I** (impact - litología de la sección subsaturada) **C** (hydraulic conductivity - conductividad hidráulica del acuífero). El índice 1 indica la mínima vulnerabilidad y el 10 la máxima.

Además de lo expresado, a cada variable se le asigna un peso o ponderación, de acuerdo a la influencia respecto a la vulnerabilidad. Para el peso ponderado se emplean índices entre 1 y 5, adoptando los autores el mayor (5) para la profundidad del agua (D) y la litología de la sección subsaturada (I) y el menor (1) para la topografía (T).

Ambos índices se multiplican y luego se suman los 7 resultados, para obtener un valor final o índice de vulnerabilidad, cuyos extremos son 23 (mínima) y 230 (máxima), aunque en la práctica el índice dominante varía entre 50 y 200.

DRASTIC también considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los pesticidas.

Tanto este como el resto de los métodos que aquí se mencionan, califican a la vulnerabilidad en forma cualitativa y su mayor utilidad es que permiten realizar comparaciones relativas dentro de una misma región, o entre regiones distintas.

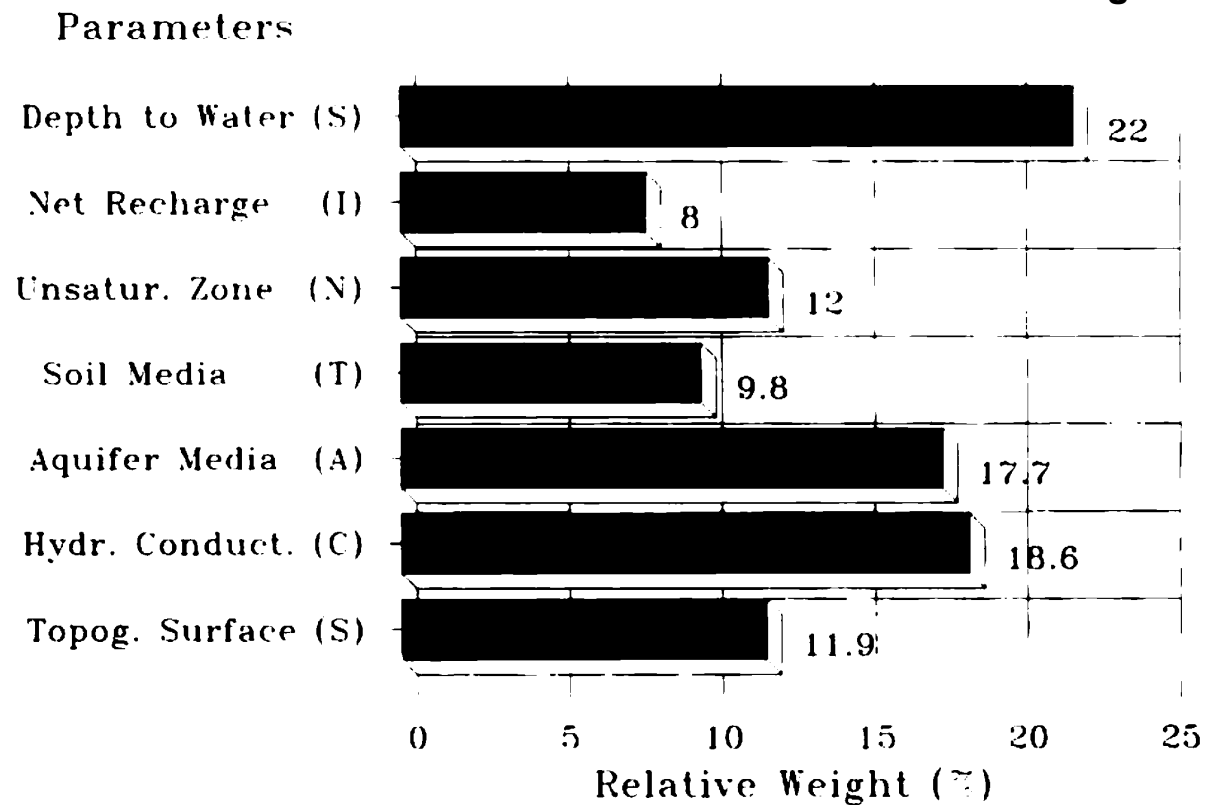
SINTACS. Es una derivación del DRASTIC, desarrollado por Civita et al (1990) para adecuarlo a las diversificadas características hidrogeológicas de Italia y al requerimiento de un mapeo de mayor detalle. El acrónimo SINTACS comprende: **S** (soggiacenza - profundidad del agua) **I** (infiltrazione - infiltración) **N** (non saturo - sección subsaturada) **T** (tipologia della copertura - tipo de suelo) **A** (acquifero - características hidrogeológicas del acuífero) **C** (conducibilità

– conductividad hidráulica) **S** (superficie topografica – pendiente topográfica).

Este método presenta una estructura compleja, tanto para la entrada de datos como para la salida, por lo que su operación se realiza mediante un programa cibernético preparado especialmente para el mismo. A las variables mencionadas, que influyen en la vulnerabilidad intrínseca, se les puede añadir la incidencia del agua superficial y el uso de la tierra.

En la figura 1 tomada de Vrba y Zaporozec (1994), se indican los pesos relativos en % de las variables intrínsecas adoptadas para la región de La Loggia – Carignano y, como puede observarse, la de mayor incidencia respecto a la vulnerabilidad es **S** la profundidad de la superficie freática (22) y la menor **I** la recarga neta (8).

Figura 1



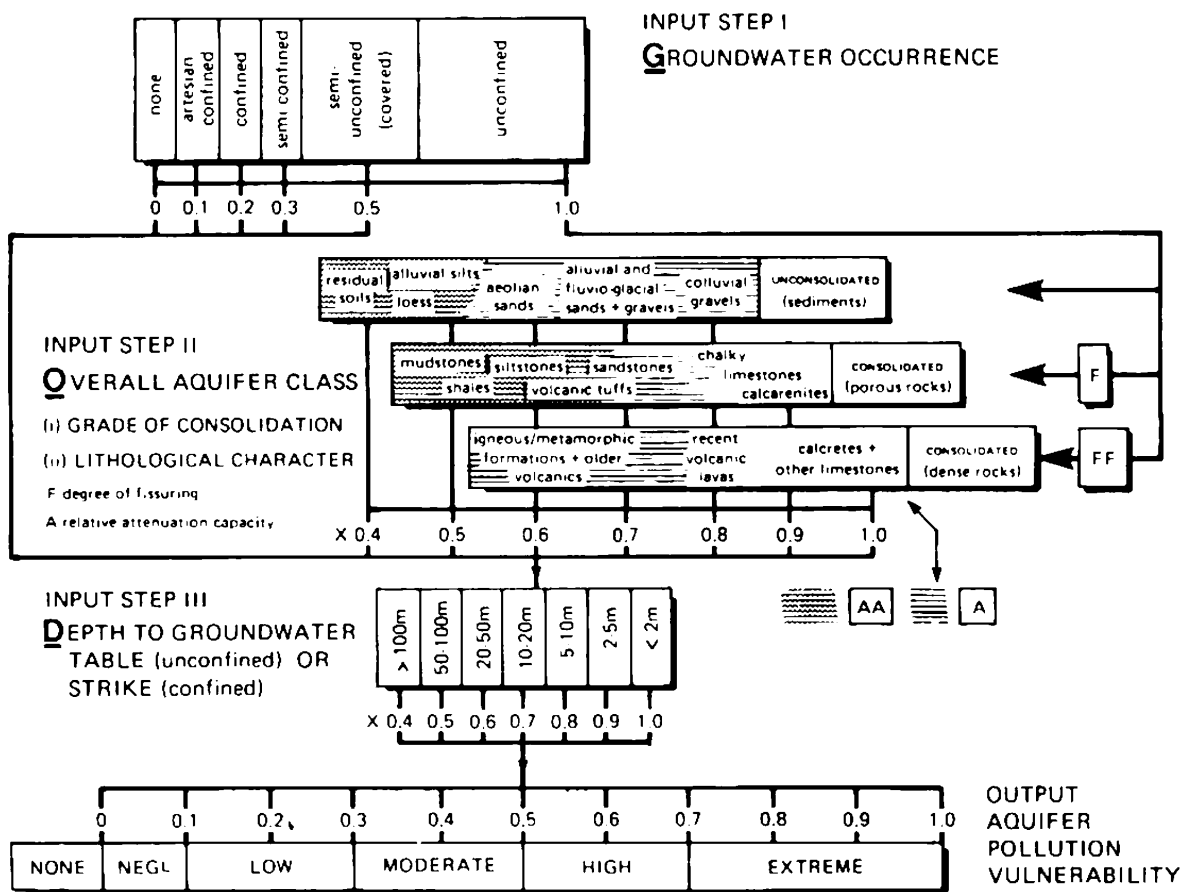
Relative weights of SINTACS parameters in intrinsic vulnerability assessment of the La Loggia-Carignano area (from Civita, Chiappone et al, 1990).

GOD. Este método propuesto por Foster (1987), se basa en la asignación de índices entre 0 y 1 a 3 variables que son las que nominan el acrónimo: **G** (ground water occurrence – tipo de acuífero) **O** (overall aquifer class – litología de la cobertura) **D** (depth – profundidad del agua o del acuífero).

En la figura 2 (Foster e Hirata, 1991) se reproduce el diagrama para cualificar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación. Los 3 índices que se multiplican entre sí, resultan en uno final (diagrama de salida - output) que puede variar entre 1 (vulnerabilidad máxima) y 0 (mínima).

Otros métodos similares a los descriptos, pero menos conocidos y utilizados, son los desarrollados por Fenge (1976), Zaporozec (1985), Marcolongo y Pretto (1987), Sotorníková y Vrba (1987), Schmidt (1987), Villumsen et al (1983).

Figura 2



GOD empirical system for the rapid assessment of aquifer contamination vulnerability (from Foster, 1987). *Editorial Note: Corrections received from the author - Step I: substitute "overflowing" for "artesian confined"; Step II: title should be "Overlying Lithology"; Output: omit "none".*

EPIK. Es un método paramétrico desarrollado por Doerfliger y Zwahlen (1997) para acuíferos kársticos. El acrónimo significa: **E**pikarst (E), **P**rotective cover (P), **I**nfiltration conditions (I), **K**arst network development (K), que son 4 caracteres trascendentes en el flujo y el transporte a través de sistemas kársticos.

El **Epikarst** es una zona de intensa karstificación y elevada permeabilidad, cercana a la superficie (Tripet et al, 1997), al que se le asignan 3 valores: **E1** corresponde a la red kárstica típica (dolinas, depresiones, cavidades, grutas, etc.); **E2** cuando hay superficies de debilidad en la zona matricial que generan alineamientos (valles secos, alineación de dolinas, etc.) y **E3** ausencia de morfología epikárstica.

El **Protective cover** está formado por el suelo y otros materiales de cobertura como depósitos glaciales, loess, limos aluviales, derrubios de falda, etc. A este parámetro se le asignan 4 valores (de P1 a P4), en función del espesor de la cobertura.

El parámetro **Infiltration** (infiltración) es el de más complicada estimación.

I1 se aplica a regiones con vías accesibles para la infiltración directa.

I2 e I3 se emplean para zonas con pendientes topográficas entre 0 y 25%. Contrariamente a otros métodos paramétricos, en éste la vulnerabilidad aumenta con el incremento de la pendiente, que favorece la concentración de la escorrentía en los sitios más karstificados.

Al parámetro **Karst network** (red kárstica) se le asigna 3 valores:

K1 para una red kárstica bien desarrollada.

K2 para zonas pobremente karstificadas.

K3 para acuíferos kársticos con descarga en medios porosos, o que presentan fisuración, pero subordinada.

El método incluye 4 factores de ponderación (α β γ δ), aplicables a cada parámetro (EPIK), para valorar su peso relativo en el cálculo del **índice de vulnerabilidad intrínseca**. Este índice de vulnerabilidad, denominado también **factor de protección** es:

$$V_i = (\alpha \cdot E_i) + (\beta \cdot P_i) + (\gamma \cdot I_i) + (\delta \cdot K_i)$$

V_i : índice de vulnerabilidad en el área i

E_i, P_i, I_i, K_i : valores relativos de los parámetros E, P, I, K

$\alpha, \beta, \gamma, \delta$: factores de ponderación correspondientes a los parámetros EPIK.

Los valores relativos para los parámetros E,P,I y K son:

E1	E2	E3	P1	P2	P3	P4	I1	I2	I3	I4	K1	K2	K3
1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3

A diferencia de la mayoría de los otros métodos, el EPIK brinda vulnerabilidades crecientes a medida que disminuyen los valores relativos de los parámetros considerados. Esto, pues el método apunta a

definir el factor de protección para el agua subterránea, más que la vulnerabilidad.

Para los factores de ponderación Doerfliger y Zwahlem (1997) proponen:

$$= 3 \quad = 1 \quad = 3 \quad = 2$$

Considerando los valores relativos y los factores de ponderación, surge que el índice de vulnerabilidad o factor de protección de un acuífero en medio kárstico puede variar entre extremos de 9 (más vulnerable) y 34 (menos vulnerable). Los mismos autores recomiendan emplear las siguientes categorías:

- vulnerabilidad alta (9 – 19)
- vulnerabilidad media (20 – 25)
- vulnerabilidad baja (26 – 34) y muy baja cuando existe una cobertura de suelo detrítico, de por los menos 8 m de espesor, con baja conductividad hidráulica.

EKv. Auge (1995), considera que la vulnerabilidad **“es un concepto cualitativo, que en la generalidad se refiere al grado de protección natural de un acuífero frente a la contaminación. Por ello también se la conoce como protección o defensa natural”**. En relación a los acuíferos libres desarrolla una clasificación basada en la profundidad de la superficie freática (**E**) y en la permeabilidad vertical de la zona subsaturada (**Kv**), parámetros que también considera el método AVI (Aquifer Vulnerability Index). A ambas les asigna índices que van de 1 (menos vulnerable) a 5 (más vulnerable), finalizando en el diagrama de la tabla 3 donde **Kv** es la permeabilidad vertical y **E** el espesor de la sección subsaturada. Ambos valores se suman brindando un índice final, con extremos de 2 y 10. Para índices de **E + Kv entre 2 y 4 la vulnerabilidad es baja, entre 5 y 7 media y de 8 a 10 alta.**

Tabla 1

	Espesor de la zona subsaturada				
	(E)				
m	>30	>10 a 30	>5 a 10	>2 a 5	<2
índice	1	2	3	4	5

Tabla 2

Permeabilidad vertical de la zona saturada (Kv)					
m/día	<1.10 ⁻³	>1.10 ⁻³ a 0,01	>0,01 a 1	>1 a 50	>50 a 500
índice	1	2	3	4	5

vulnerab.	muy baja	baja	media	alta	muy alta
------------------	-----------------	-------------	--------------	-------------	-----------------

- 5:** con permeabilidades verticales (Kv) de 50 a 500 m/día, está representado por arena mediana y gruesa, grava arenosa y grava.
- 4:** Kv de 1 a 50 m/d, por arena muy fina a limosa, arena fina y arena mediana a gruesa.
- 3:** Kv de 0,01 a 1 m/d, por limo y limo arenoso.
- 2:** Kv de 0,001 a 0,01 m/d, por limo y limo arcilloso.
- 1:** Kv < de 0,001 m/d, por arcilla y arcilla limosa.

Tabla 3

Diagrama de vulnerabilidad - acuíferos libres

Kv	1	6	5	4	3	2
	2	7	6	5	4	3
	3	8	7	6	5	4
	4	9	8	7	6	5
	5	10	9	8	7	6
		5	4	3	2	1
E						

Es muy poco lo que se ha hecho respecto a la vulnerabilidad de acuíferos parcialmente confinados o semiconfinados.

Seguidamente se transcribe un ensayo preliminar realizado para la Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos (Auge, 2001).

hT'. Acuífero semiconfinado

La vulnerabilidad de este tipo de acuífero, está controlada por las propiedades físicas y geométricas del acuitardo que conforma su techo (permeabilidad vertical, porosidad y espesor) y también por la diferencia de potencial hidráulico que guarda con el libre sobrepuesto. Esta diferencia, que bajo condiciones de no alteración generalmente es pequeña (algunos dm a pocos m), se magnifica en los ámbitos bajo explotación, donde puede alcanzar decenas y aún centenas de metros.

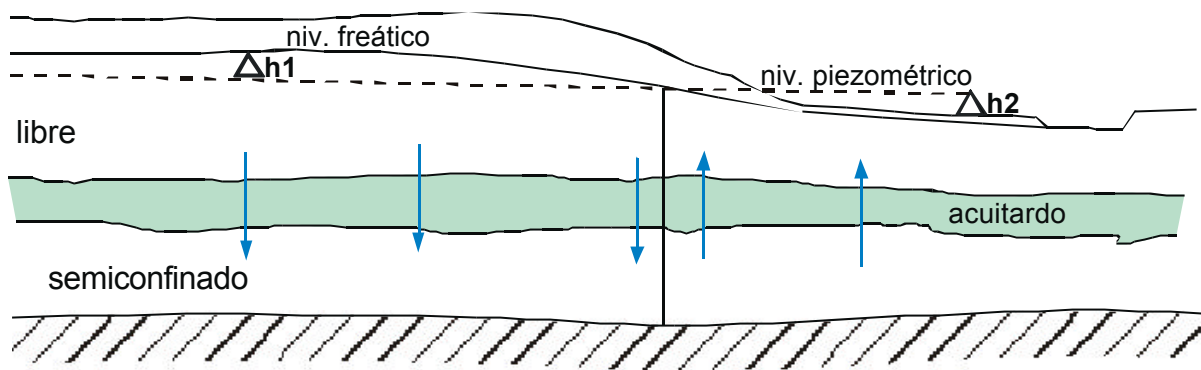
En la figura 3 se señala una relación hidráulica natural con un Δh_1 favorable al acuífero libre, que define el sector de recarga del

semiconfinado y un Δh_2 , favorable a este último que tipifica al ámbito de descarga.

El acuífero semiconfinado sólo puede contaminarse a partir del libre en el ámbito de recarga, pero no en el de descarga.

Figura 3

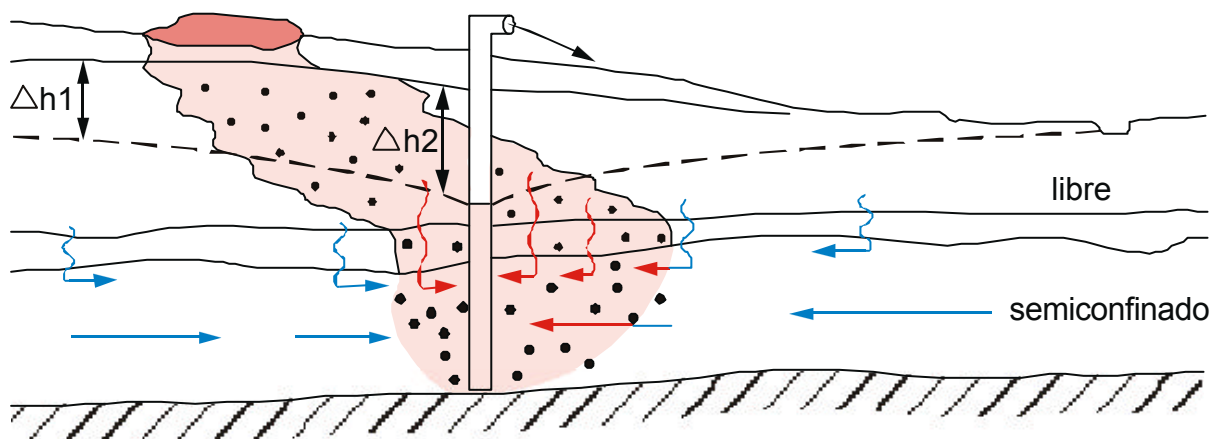
Potenciales hidráulicos naturales - acuífero libre y semiconfinado



En la figura 4 la extracción generó una nueva relación hidráulica entre los dos acuíferos, cuya consecuencia más trascendente respecto a la vulnerabilidad del semiconfinado, es el descenso de su superficie piezométrica con la consecuente sobrecarga hidráulica del libre en el techo del acuitardo, lo que facilita la filtración vertical descendente y el acceso de contaminantes al semiconfinado.

Figura 4

Contaminación por bombeo - acuífero semiconfinado



La permeabilidad vertical del acuitardo (K') y su transmisividad vertical ($T'=K'/e'$) no son de fácil determinación. Una forma es mediante ensayos hidráulicos, pero estos pueden brindar valores bastante más altos que los reales, particularmente cuando las perforaciones ensayadas carecen de un buen aislamiento entre el acuífero libre y el semiconfinado. Más representativo es comparar la freatimetría con la

piezometría de la misma zona y obtener un mapa residual, con las diferencias de potencial hidráulico entre el freático y el acuífero semiconfinado y a partir de este último, conociendo el flujo por el acuífero parcialmente confinado, estimar el valor de T' (Auge, 1986). Magnitudes de T' entre 10^{-3} y 10^{-6} día⁻¹ son típicas de acuíferos semiconfinados, mientras que las menores de 10^{-6} indican un alto grado de confinamiento y las mayores de 10^{-3} d⁻¹ apuntan hacia acuíferos libres o semilibres.

Un valor de $T' = 5 \cdot 10^{-4}$ día⁻¹ significa que por cada metro de diferencia de potencial hidráulico entre el acuífero parcialmente confinado y el freático, pasarán por una superficie de 1 m² del sellante, $5 \cdot 10^{-4}$ m³ (0,5 litros) al cabo de 1 día. Esta magnitud que parece despreciable, deja de serlo cuando el ámbito involucrado en el pasaje, adquiere dimensiones naturales (cientos o miles de km²).

Los potenciales hidráulicos relativos de las unidades hidrogeológicas involucradas resultan fundamentales, pues condicionan el flujo vertical. Si los niveles son parecidos el flujo vertical a través del acuitardo estará muy limitado (figura 5), pero la dinámica vertical se acentúa notoriamente en condiciones de alteración artificial (figura 6).

Figura 5

Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos naturales

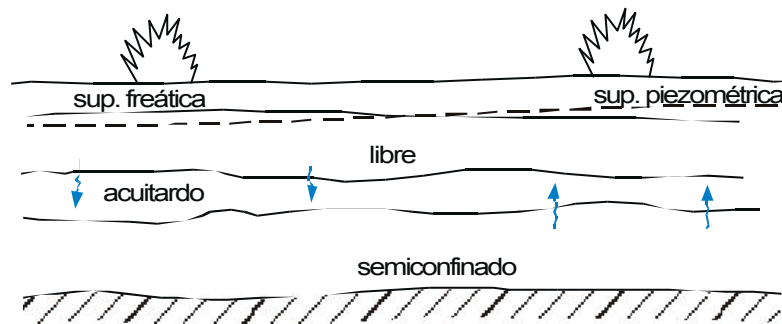
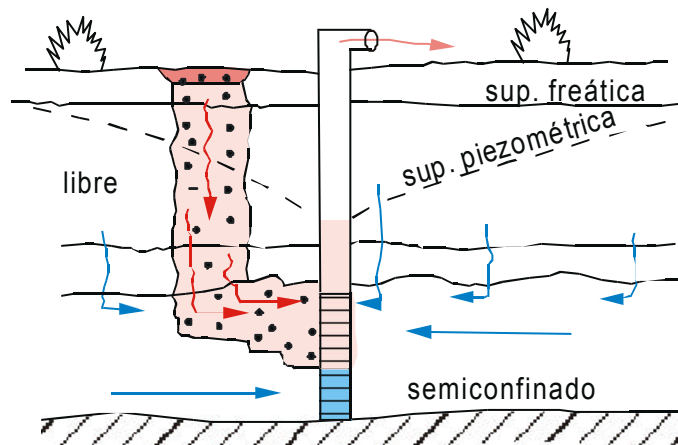


Figura 6

Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos artificiales

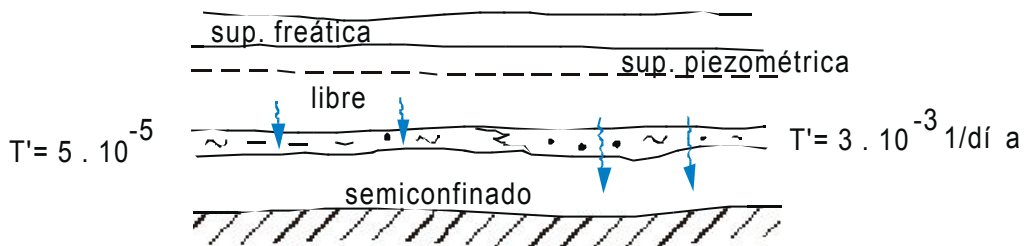


De los esquemas se desprende que la situación menos favorable para la protección del acuífero parcialmente confinado, se da cuando su potencial hidráulico es menor que el del freático; o sea existe un gradiente hidráulico vertical negativo en profundidad (figura 7).

Otro factor que incide en la comunicación hidráulica es la continuidad areal y litológica del sellante, dado que los cambios faciales suelen modificar notablemente su capacidad respecto a la transmisión de agua (figura 7).

Figura 7

Flujo a través del acuitardo por variación de la transmisividad vertical



Considerando ambas variables (potenciales hidráulicos y transmisividades verticales) se pueden establecer 3 grados de vulnerabilidad (alta, media y baja), determinados primariamente por el gradiente vertical de potenciales hidráulicos y secundariamente por la T' .

Resulta importante señalar que los potenciales hidráulicos pueden variar, tanto por causas naturales (períodos de exceso o déficit) como artificiales (extracción) y que ello puede modificar el sentido del flujo vertical. Por lo tanto debe seguirse periódicamente (monitoreo) la evolución espacial y temporal de los mismos.

Si se denomina H_1 al potencial hidráulico del acuífero libre y H_2 al del parcialmente confinado, se tiene:

Tabla 4

**Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado
potencial hidráulico respecto al del libre asociado**

$H_2 > H_1$	vulnerabilidad baja
$H_2 \sim H_1$	vulnerabilidad media
$H_2 < H_1$	vulnerabilidad alta

A esto se le puede adicionar la resistencia hidráulica que ofrece el sellante al pasaje vertical.

Tabla 5

Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado en relación a la transmisividad vertical del acuitardo sobrepuesto

$T' < 10^{-5}$ 1/día	vulnerabilidad baja
$10^{-5} < T' < 10^{-3}$ 1/día	vulnerabilidad media
$T' > 10^{-3}$ 1/día	vulnerabilidad alta

En la tabla 6 se indican los métodos descriptos y los parámetros que emplea cada uno para evaluar la vulnerabilidad.

Tabla 6

Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos

DRASTIC		GOD		SINTACS		EPIK		EKv		HT'	
D	Depth Prof. de la Sup. freática	G	Ground water occurrence Tipo de acuífero	S	Soggiacenza Prof. del agua	E	Epikarstic Características del epikarst	E	Espesor de la sección subsaturada	h	Dif. de pot. hidráulico (libre – semiconfinado)
R	Recharge Recarga neta	O	Overall aquifer class Litología de la cobertura	I	Infiltrazione Infiltración	P	Protective cover Cobertura edáfica	Kv	Permeabilidad vertical de la sección subsaturada	T'	Transmisividad vertical del acuitardo
A	Aquifer Acuífero (litología)	D	Depth Prof. del agua o del acuífero	N	Non saturo Zona subsaturada	I	Infiltration Infiltración				
S	Soil Suelo			T	Tipologia della copertura Tipo de suelo	K	Karst network Red kárstica				
T	Topography Topografía			A	Acquifero Características del acuífero						
I	Impact Impacto de la zona subsaturada (litología)			C	Conductibilità idraulica Conductividad hidráulica						
C	Hydraulic Conductivity Conductividad hidráulica			S	Superficie topografica Topografía						

QUE MÉTODO ELEGIR

Salvo EPIK, que es para acuíferos kársticos y $\Delta hT'$, para semiconfinados, el resto fue desarrollado especialmente para acuíferos detríticos libres. En este aspecto sólo GOD contempla tangencialmente

el tipo de acuífero en lo referente a su comportamiento hidráulico y grado de consolidación.

La elección del método para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea en una región depende de varios factores, entre los que se destacan:

- **Conocimiento y difusión de la metodología**

Existen países, regiones y hasta continentes, en los que alguno/s métodos son más conocidos y se han difundido más que otros.

En América del Norte p.ej. el método más utilizado es DRASTIC, debido a que fue ideado en EUA y a que es uno de los primeros que se difundió (1987) para cualificar vulnerabilidad. En los países latinoamericanos también se utiliza DRASTIC, pero en forma pareja con GOD, que también nació en 1987. En España e Inglaterra se emplea GOD y en el resto de Europa suele optarse por SINTACS.

En acuíferos kársticos, costa del Mediterráneo, se utiliza EPIK, de más reciente creación (1997), mientras que la metodología para acuíferos semiconfinados aún está en desarrollo (Proyecto CyTED).

- **Información disponible**

La evaluación de la vulnerabilidad de una región, que suele concluir con su representación cartográfica, generalmente se realiza, al menos en su faz preliminar, empleando información existente. Al respecto, la situación se va complicando a medida que crece la cantidad de información básica necesaria para desarrollar el método. DRASTIC y SINTACS requieren 7 parámetros para su desarrollo metodológico, mientras que GOD se basa en 3 y Ekv sólo en 2. Lógicamente, al disminuir el número de parámetros considerados, se simplifica la evaluación pero se pierde definición.

- **Alcance de la evaluación**

El grado de detalle de la evaluación, depende del objetivo perseguido.

En trabajos semiregionales (escalas 1:100.000 a 1:500.000) y regionales (1:500.000 y menores), que normalmente persiguen como finalidad la planificación para la preservación y el uso adecuado de los recursos naturales, en regiones relativamente extensas (miles a millones de km²), resultan prácticos los métodos que requieren menos valores paramétricos (GOD, Ekv), mientras que en los estudios de semidetalle (1:25.000 a 1:100.000) y de detalle (mayores de 1:25.000), se logra una mejor definición de la vulnerabilidad con DRASTIC y SINTACS.

Dado que EPIK es prácticamente el único método disponible preparado especialmente para acuíferos kársticos, se lo emplea sin considerar la escala.

- **Validación de resultados**

La representatividad de los estudios de vulnerabilidad, pueden chequearse en aquellos ámbitos donde existe deterioro por contaminación del agua subterránea. En estos casos, a la vulnerabilidad intrínseca hay que agregarle la carga y el tipo contaminante, para obtener un mapa de riesgo.

Por lo tanto, para validar la representatividad de las cartas de vulnerabilidad, suelen aplicarse las diferentes metodologías, a sitios afectados, a fin de verificar cual de ellas resulta la más adecuada, para luego emplearla con el objetivo de prevenir la contaminación. En ciertos casos, sin embargo, ninguna resulta representativa, especialmente en ámbitos urbanos y/o rurales cultivados, en los que la profundidad del agua es importante. En estos casos pueden aparecer como poco vulnerables, debido a la incidencia de este parámetro, lugares con elevada contaminación con NO₃; aquí resulta imprescindible el empleo conjunto de los mapas de vulnerabilidad con los de riesgo, o vulnerabilidad específica.

La mayor representatividad de uno u otro método en ámbitos no afectados, es muy difícil de establecer, debido, entre otras cosas, a la lentitud con que se producen los procesos de contaminación en los sistemas hidrológicos subterráneos, particularmente en los que tienen porosidad intergranular.

COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS

Se analizan sintéticamente las ventajas y desventajas de los métodos descriptos.

DRASTIC es más robusto que GOD, dado que emplea mayor cantidad de variables (7), pero esto puede transformarse en un inconveniente, cuando no se dispone de los valores de alguna/s de ella/s. También se le critica a DRASTIC la reiteración en el alcance de algunos parámetros como **R** y **C**, ambos vinculados a la renovación de agua en el acuífero, y la poca incidencia que tienen otros respecto a la vulnerabilidad como **S** (suelo).

SINTACS es una derivación de DRASTIC, por lo que presenta las mismas ventajas y desventajas que este, con el agregado de que para su operación se requiere el empleo del software correspondiente. Esto a su vez es de utilidad dual; por un lado simplifica el input de nueva

información (oscilación de la freática), lo que permite actualizar rápidamente la cartografía resultante, especialmente si se lo emplea dentro de un programa SIG. Por el otro, la falta del software limita el uso del método.

GOD posee como mayor ventaja, lo sencillo de su operación y el escaso número de parámetros requeridos para su empleo. Esto a su vez resulta en definiciones menos claras que DRASTIC y SINTACS. Otra falencia es no considerar la incidencia del suelo, que es un factor de gran trascendencia como filtro natural para la contaminación.

EPIK presenta como atributo favorable ser el único método desarrollado específicamente para acuíferos kársticos y como mayor desventaja la indefinición de algunos parámetros como **K** e **I**.

EKv Es sencillo y de fácil aplicación, pero sólo considera 2 parámetros (profundidad de la freática y permeabilidad vertical de la sección subsaturada).

hT' Es para acuíferos semiconfinados y está en proceso de desarrollo.

REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA

La síntesis de toda investigación sobre los recursos naturales, es su representación cartográfica. Esta consideración es aplicable a la hidrogeología en general y a la vulnerabilidad del agua subterránea en particular.

Es conveniente acompañar los mapas de vulnerabilidad, con otros de uso corriente en los estudios hidrogeológicos como red de flujo, profundidad del agua, químicos, etc, a fin de mejorar la comprensión de los primeros.

Ya se mencionó en el capítulo “Que método elegir”, las escalas para diferentes grados de detalle de los estudios sobre vulnerabilidad. Dichas magnitudes son las que normalmente se adoptan en países relativamente extensos y con escasa información disponible (Latinoamérica); por ello pueden no resultar apropiadas para otros de menor extensión y con mayor información de base (Europa). Las escalas adoptadas en función del detalle perseguido son:

mayor de 1:25.000	de 1:25.000 a 1:100.000	de 1:100.000 a 1:500.000	menor de 1:500.000
detalle	semidetalle	semiregional	regional

Los mapas regionales se emplean a nivel de reconocimiento, y abarcan varias provincias y/o estados, dentro del país, todo el país, y aún varios países, en extensiones que van desde centenas de miles, a millones de km². Los mismos tienen por objeto brindar un panorama general sobre la vulnerabilidad del agua subterránea, a fin de contribuir en la planificación del uso sustentable de la misma, en grandes extensiones territoriales. Generalmente se aplican al manejo de acuíferos compartidos interprovinciales, interestatales y transfronterizos.

Los mapas semiregionales se utilizan para evaluar la vulnerabilidad a nivel de ambiente o provincia hidrogeológica que puede definirse como “toda región que presente características o comportamientos distintivos en relación a sus aguas subterráneas. El término **distintivo** implica la manifestación reiterada y/o fácilmente detectable de alguna característica peculiar y por lo tanto, no siempre involucra un comportamiento homogéneo. Los factores que ejercen mayor influencia en el comportamiento hidrológico subterráneo son: el geológico, el morfológico, el climático y el biológico” (Auge, 1999).

Se los aplica a ámbitos que ocupan desde decenas de miles, a centenas de miles de km².

Los mapas de semidetalle se emplean para el estudio de cuencas hidrogeológicas, o unidades acuíferas individuales, cuando la extensión de las mismas no sobrepasa unos pocos miles de km².

Los mapas de detalle se utilizan para la evaluación de ambientes específicos como: zonas urbanas, regiones cultivadas y de cría de ganado, plantas industriales, etc. Generalmente la extensión estudiada abarca desde algunos cientos de hectáreas, a cientos de km².

Al mapa de vulnerabilidad se lo denomina vulgarmente **semáforo**, dado que la mayoría emplea los colores verde, amarillo y rojo. Al respecto Vrba y Zaporozec (1994), sugieren los siguientes colores:

	vulnerabilidad
verde	baja
amarillo	media
rojo	alta

En el caso de que la clasificación admita **muy baja y muy alta**, el verde oscuro se aplica a la vulnerabilidad muy baja y el verde claro a la baja; el rosa a la alta y el rojo a la muy alta.

Las figuras 8 a 18 representan parte de la cartografía obrante en el informe del primer año del proyecto “Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina” (Auge et al, 2003).

El Acuífero Puelche se extiende ininterrumpidamente en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires, ocupando unos 89.000 km² (Auge et al, 2002). Para el desarrollo del proyecto se eligió un ámbito de 1.000 km², con centro en la ciudad de La Plata (fig. 9), pues es uno de los lugares donde el acuífero está más explotado, para agua potable y para riego.

En la figura 8 se reproducen las relaciones estratigráficas e hidrogeológicas de la sección más interesante para la captación, porque tiene agua subterránea dulce. En la misma, cuya traza se indica en la figura 9, se aprecia la disposición del Puelche, separado del Acuífero Pampeano, que se comporta como libre, por un acuitardo limo - arcilloso de entre 2 y 10 m y un espesor medio de 6 m. El acuitardo permite el pasaje vertical descendente (recarga del Puelche) y ascendente (descarga), desde y hacia el Pampeano respectivamente. El contacto entre el agua dulce y la salada se produce en un ámbito deprimido topográficamente (Bañado Maldonado), que fue ocupado por varias ingresiones marinas durante el Holoceno y que se ubica entre la ruta 11 y la costa del Río de la Plata (fig. 9). En éste ámbito tanto el Acuífero Pampeano como el Puelche tienen agua salada (fig. 8).

Por debajo del Puelche, desde 70 m y hasta el basamento hidrogeológico, constituido por rocas graníticas precámbricas a 485 m de profundidad, el agua subterránea es de alta salinidad (Auge, 1997).

En la figura 9 se aprecia claramente la influencia que sobre el flujo del Acuífero Puelche ejerce el bombeo de los 127 pozos que producen agua potable para La Plata y localidades vecinas, a razón de 74 hm³/año (2.346 l/seg), lo que representa el 60% del abastecimiento total. El 40% restante es agua potabilizada proveniente del Río de la Plata.

El cono de depresión está delimitado exteriormente por la equipotencial de 0 m, que tiene forma elongada ONO – ESE, con su eje mayor de unos 13 km y el menor de entre 3 y 6 km (Auge et al, 2003). Esta curva se desarrolla a lo largo de unos 35 km y fue la que se utilizó para estimar el flujo subterráneo que ingresa al cono. Empleando Darcy se tiene:

$$Q = T \cdot i \cdot L \quad 140.000 \text{ m}^3/\text{d} = 500\text{m}^2/\text{d} \cdot 8 \cdot 10^{-3} \cdot 35.000 \text{ m}$$

Q: caudal T: transmisividad i: gradiente hidráulico L: longitud

Los 140.000 m³/d equivalen a 51 hm³/a y dado que la extracción alcanza a 74 hm³/a el déficit asciende a unos 23 hm³/a. La estabilidad piezométrica observada en los últimos años, indica que las entradas deben ser similares a las salidas y por lo tanto, el déficit mencionado

debe cubrirse con aporte natural y artificial, ambos a partir del Pampeano. El primero, por filtración vertical descendente a través del acuitardo, de parte de la recarga y/o reserva almacenada en este acuífero. El restante, de origen artificial, es producto de las pérdidas en la red de agua potable, estimadas en un 15% del agua circulante. Dado que en la red circulan unos 124 hm³/año (74 hm³/a de agua subterránea y 50 hm³/a de agua superficial), la recarga artificial al Pampeano asciende a unos 19 hm³/a. Adicionándole al flujo (51 hm³/a) este último valor se llega a un equilibrio bastante aceptable entre salidas (74 hm³/a) y entradas (70 hm³/a).

En la fig. 10 se reproduce la red de flujo del Acuífero Pampeano, apreciándose dos divisorias bien marcadas. Una al SO de La Plata, que sigue el trazado de la ruta 2 y separa el flujo hacia la ciudad, del que se orienta al S. La otra, más extensa, tiene rumbo E – O.

Las figuras 11 y 12 son mapas con contenidos de NO₃ en ambos acuíferos, visualizándose que la región más comprometida es la urbana, especialmente la de La Plata y vecindades.

La mancha con más de 50 mg/l de NO₃ en el Acuífero Puelche abarca 4.700 hectáreas y engloba al periurbano y al ejido urbano de La Plata, y dentro de ella se aprecia otra con más de 90 mg/l (fig. 11). Esta contaminación tiene carácter difuso, afecta un volumen importante de agua subterránea y proviene del Pampeano, por filtración vertical descendente, a través del acuitardo. El Pampeano a su vez recibió y recibe la carga contaminante de pozos sépticos y pérdidas en la red cloacal.

La totalidad del ejido urbano cuenta con red para evacuación de efluentes cloacales, pero la mayor parte del periurbano no. Además, en algunos sectores del ejido urbano el reemplazo de fosas sépticas por red cloacal, tiene menos de 20 años.

Para que el agua de red cumpla con la norma de potabilidad respecto a NO₃, que exige un contenido inferior a 50 mg/l, se procede a mezclar la subterránea con la proveniente del Río de la Plata, que normalmente posee menos de 10 mg/l.

En la zona rural sólo un pozo de los 54 muestreados tiene más de 50 mg/l de NO₃ (Villa Elisa) .

Respecto al Acuífero Pampeano se repite la mancha en La Plata y alrededores, aparece otra con más de 50 mg/l en la cuenca del Arroyo El Pescado y 5 pozos con más de 100 mg/l en el área rural (fig. 12), pero aquí la contaminación es puntual y por ende afecta a un volumen escaso de agua subterránea.

Los mapas correspondientes a las figuras 13 a 18, se confeccionaron a fin de verificar la correlación entre las variables más

empleadas para establecer la vulnerabilidad intrínseca y el grado de contaminación con NO₃ de ambos acuíferos.

En la fig. 13 se emplea como variable de cotejo al espesor del acuitardo, apreciándose que el sector con mayor contenido en NO₃ del Acuífero Puelche, coincide en gran medida con el mayor espesor del acuitardo (de 6 a 10 m) que es el ámbito de menor vulnerabilidad. Contrariamente, el de menor espesor (menos de 4 m) (vulnerabilidad alta) se corresponde con valores bajos de NO₃, salvo el pozo de Villa Elisa. Esta falta de correlación es producto del comportamiento de la sustancia contaminante (muy soluble, móvil y persistente), por lo que no es retenida en su pasaje vertical descendente a través del acuitardo.

El mapa de la fig. 14 reproduce la diferencia de potencial hidráulico entre ambos acuíferos y en este, sí se aprecia una muy buena correlación entre las mayores diferencias de potenciales hidráulicos a favor del Pampeano (vulnerabilidad alta) y el sector de mayor deterioro en la calidad del Acuífero Puelche. Lo antedicho es otra evidencia de la incapacidad del acuitardo para retener a los nitratos, originados por contaminación urbana, inicialmente en el agua freática.

La fig. 15 reproduce la profundidad del techo del Acuífero Puelche y no se aprecia correlación con el sector más afectado por NO₃. Por lo tanto, tampoco el espesor del acuífero libre sobrepuesto (Pampeano) incide en el pasaje de NO₃.

El mapa de la fig. 16 es un intento de asignar vulnerabilidades relativas en función del uso de la tierra y las diferencias de potencial hidráulico entre el semiconfinado (Puelche) y el libre (Pampeano). Los valores entre 0 y -4 m ($H_1 > H_2$ – tabla 4) se asumen como de vulnerabilidad media y los mayores de -4 m, siempre a favor del libre, como de vulnerabilidad alta. En este caso, como el de la fig. 14, se observa buena correlación entre la variable elegida y la contaminación y además, el control que ejerce sobre la misma el sector urbano.

La disminución del potencial hidráulico en profundidad tipifica a los ámbitos de recarga y al flujo vertical descendente.

En la fig. 17 se reproduce la profundidad de la superficie freática, y de su cotejo con el contenido en NO₃ del Acuífero Pampeano, surgen discrepancias, pues un sector con más de 50 mg/l de NO₃ se ubica donde la profundidad es mayor a 10 m (vulnerabilidad baja). Sin embargo otros lo hacen en sitios con profundidades entre 2 y 5 m (vulnerabilidad alta).

En la fig. 18 se indican la vulnerabilidad en función del espesor de la zona subsaturada (profundidad freática) y el uso de la tierra. Tal como sucede con el Puelche el sitio más afectado por contaminación con nitratos es el urbano, aunque parte del mismo cae dentro de la línea de isoprofundidad de 10 m (vulnerabilidad baja).

Como conclusión respecto al intento de correlación surge que:

- Una de las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad intrínseca, como es la profundidad freática o del techo del acuífero semiconfinado, no presenta buena correlación respecto a la contaminación con nitratos en los acuíferos Pampeano (libre) y Puelche (semiconfinado).
- Sí existe buena correlación entre la diferencia de potencial hidráulico del libre con el semiconfinado y la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche, específicamente en el ámbito urbano.
- En el caso analizado resulta evidente la importancia que reviste para la vulnerabilidad el comportamiento de la sustancia contaminante (vulnerabilidad específica).

CONCLUSIONES

- A más de 30 años de la introducción del término vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación, aún se discute la definición y el alcance del mismo. En este sentido, la mayoría de los autores considera a la vulnerabilidad una propiedad cualitativa, que indica el grado de protección natural de un acuífero respecto a la contaminación y en general, termina calificándola como **baja, media, o alta**, a veces con el agregado de **muy alta y muy baja**.
- La definición anterior hace referencia a lo que también se conoce como **vulnerabilidad intrínseca**, que es aquella derivada de las características propias del acuífero y su entorno, sin considerar la acción de los contaminantes. Cuando además de las características físicas e hidrológicas del medio, se toma en cuenta la incidencia de sustancias contaminantes, la vulnerabilidad se denomina **específica**.
- Las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad o vulnerabilidad intrínseca son: profundidad de la superficie freática, características litológicas e hidráulicas de la zona subsaturada, espesor y tipo de suelo, magnitud de la recarga, litología y tipo de acuífero. Sin embargo la solubilidad, movilidad y persistencia de ciertos contaminantes como los nitratos, hacen que algunas de estas variables pierdan consistencia respecto a la vulnerabilidad, como sucede en La Plata, si se considera la profundidad de la superficie freática o del techo del acuífero semiconfinado. Además, dado que algunos de estos componentes son dinámicos (posición de la freática, recarga,

renovación), la vulnerabilidad de un mismo sitio puede variar temporalmente.

- Existen numerosas metodologías para cualificar la vulnerabilidad y permitir su mapeo a diferentes escalas, la gran mayoría desarrolladas para acuíferos libres. La elección de uno u otro método depende de varios factores entre los que se destacan: difusión y alcance de la metodología, información disponible, alcance de la evaluación y validación de resultados.
- Respecto a los acuíferos kársticos la metodología de uso más frecuente en Europa es EPIK, y para los que presentan confinamiento parcial (semiconfinados) el desarrollo metodológico es incipiente y por este motivo, el objetivo principal del proyecto Vulnerabilidad a la Contaminación con Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina, que realizan conjuntamente las universidades de Buenos Aires, Autónoma de Madrid y Sao Paulo, es precisamente desarrollar una metodología de vulnerabilidad para acuíferos semiconfinados, tomando como base el estudio del Puelche. Este proyecto se ejecuta en el marco de la Red de Vulnerabilidad de Acuíferos, con el patrocinio de CEAL.
- El avance en el desarrollo de modelos numéricos y las ventajas que ofrecen sistemas como el GIS, que permiten almacenar gran cantidad de información y procesarla rápidamente, para obtener productos actualizados areal y temporalmente, hacen prever una progresiva tendencia hacia la formulación de metodologías cuantitativas en el futuro.

BIBLIOGRAFÍA

ALLER L. BENNET T. LEHR J. PETTY R. & G. HACKETT. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA /600/2-87-036: 1-455. Oklahoma.

AUGE M. 1986. Hydrodynamic Behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. Ground Water. Vol. 24 # 5: 636-642. Dublin, Ohio.

AUGE M. 1995. Primer Curso de Posgrado de Hidrogeología Ambiental. UBA: 1-65. Buenos Aires.

AUGE M. 1997. Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores. Universidad de Buenos Aires. Tesis Doctoral: 1-171, 58 mapas, 36 tablas, 86 figuras.

AUGE M. 1999. Hidrogeología de Argentina, Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Banco Mundial: 1- . Buenos Aires.

AUGE M. 2001. Vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados. Ensayo preliminar. Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos. Inéd: 1-4. La Plata.

AUGE M. HERNÁNDEZ M. y L. HERNÁNDEZ 2002. Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress. Actas: 629-633. Mar del Plata. Argentina.

AUGE M. HIRATA R. y F. LÓPEZ VERA 2003. Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina. CEAL. Inéd: 1- 201. Madrid.

CARBONELL A. 1993. Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National Research Council. National Academy Press: 1-204. Washington DC.

CIVITA M. CHIAPPONE A. FALCO M. e P. JARRE. 1990. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell' Aquedotto di Torino. Proc. 1st. Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi. Vol. 2: 461-462. Marano sul Parnaro.

CUSTODIO E. 1995. Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. II Seminario Hispano – Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica # 11: 99-122. San Miguel de Tucumán.

DOERFLIGER N & F. ZWAHLEN 1997. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay & Jonshon (Ed). Int. Symp. on Karst Waters and Environ. Impacts. Antalya, Turkey, 1997. Balkema: 117-123. Rotterdam.

EPA. 1991. A review of methods for assessing the sensitivity of aquifers to pesticide contamination. Preliminary document: 1-21. Washington DC.

FENGE T. 1976. Geomorphic aspects of sanitary landfill site selection. Western Geogr. Ser. 12: 241-286. Victoria BC.

FOSTER S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution, risk and protection strategy. TNO Comm. on Hydrog. Research. Proceed. and Information # 38: 69-86. The Hague.

FOSTER S. y R. HIRATA 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS: 1-81. Lima.

MARCOLONGO B. e L. PRETTO 1987. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vincenza. Publ. GNDCI-CNR # 28: 1-13.

MARGAT J. 1968. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines à la pollution. Bases de la cartographie. BRGM # 68. SLG 198 HYD. Orléans.

SCHMIDT R. 1987. Groundwater contamination susceptibility in Wisconsin. Wis. Dpt. of Nat. Res. Groundw. Manag. Plan Rep. # 5. WR 177-87: 1-27. Madison.

SOTORNÍKOVÁ R. & VRBA J. 1987. Some remarks on the concept of vulnerability maps. In Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (W. van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.), TNO Committee on Hydrogeological Research, The Hague, Proceedings and Information N° 38, p. 471-476.

TRIPET J. P. DOERFLIGER N. & F. ZWAHLEN 1997. Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland. Hydrogéologie 3: 15-57.

VILLUMSEN A. JACOBSEN O. & C. SONDESKOV 1983. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geol. Surv. of Denmark. Yearbook 1982: 17-38. Copenhagen

VRBA J. & A. ZAPOROZEC (Ed.) 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. Vol. 16: 1-131. Verlag Heinz Heise. Hannover.

ZAPOROZEC A. (Ed.) 1985. Groundwater protection principles and alternatives for Rock County. Wis. Geol. and Nat. Hist. Survey. Sp. Rp. # 8: 1-73. Madison.

Figura 8

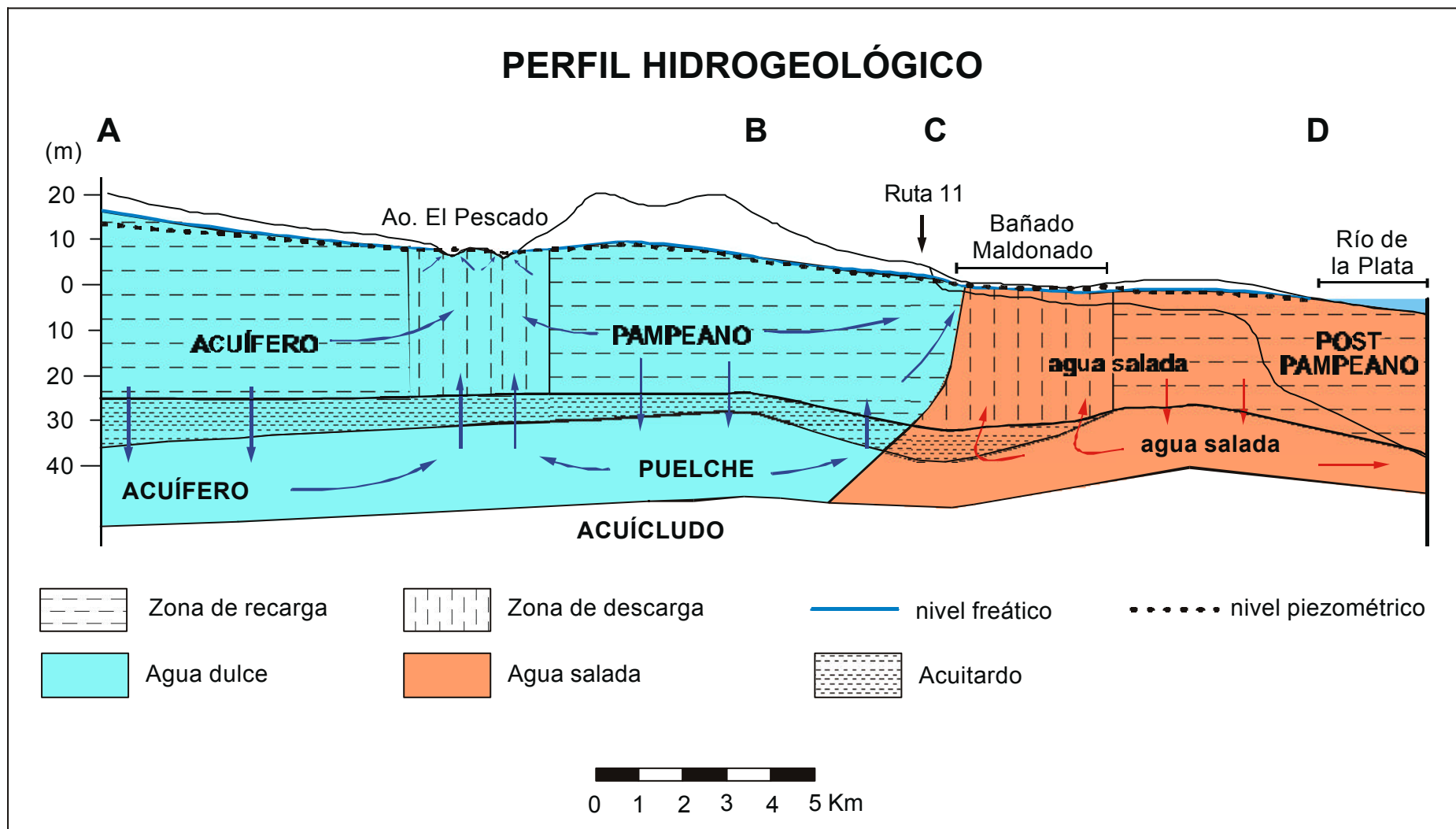
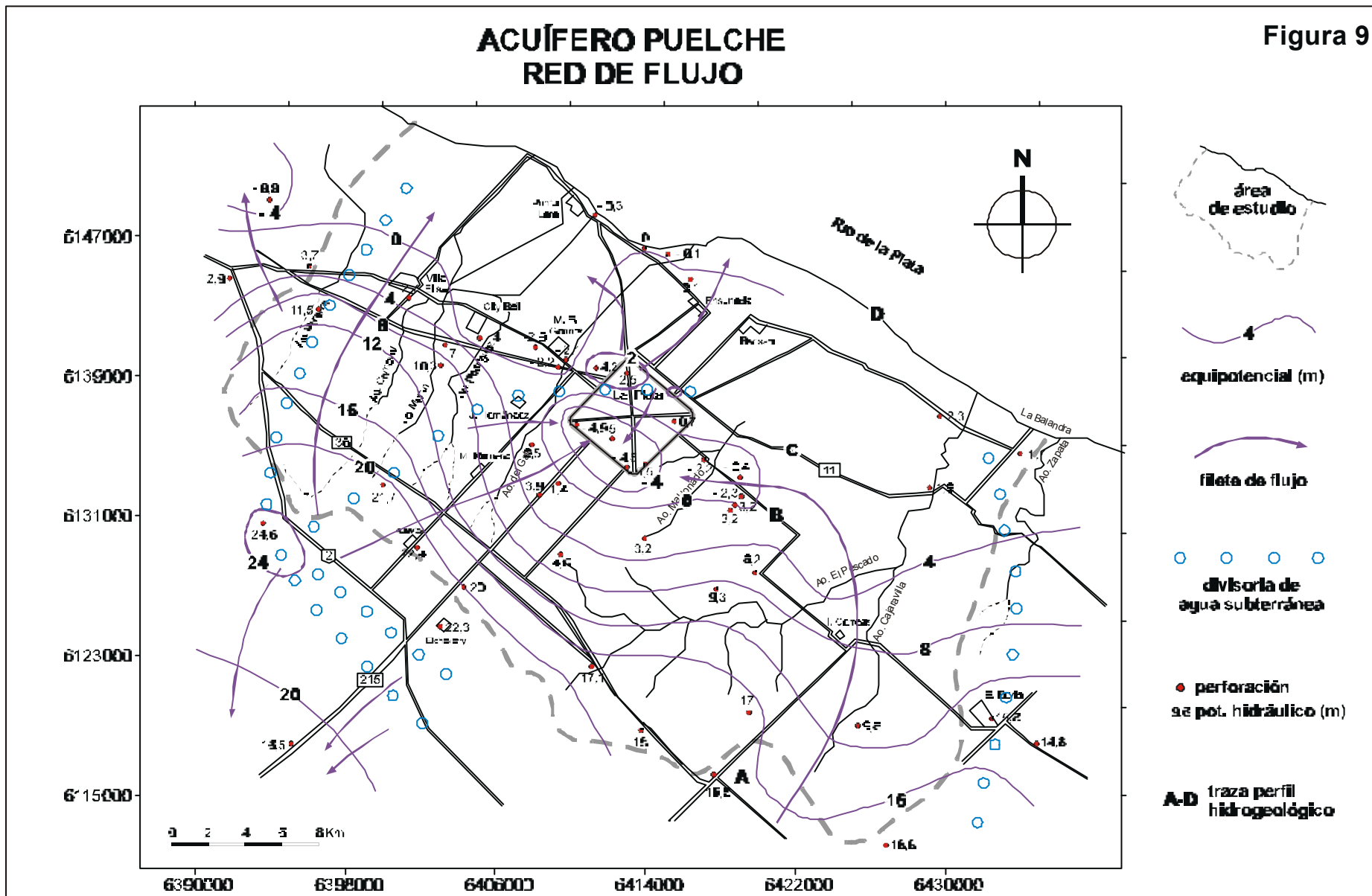
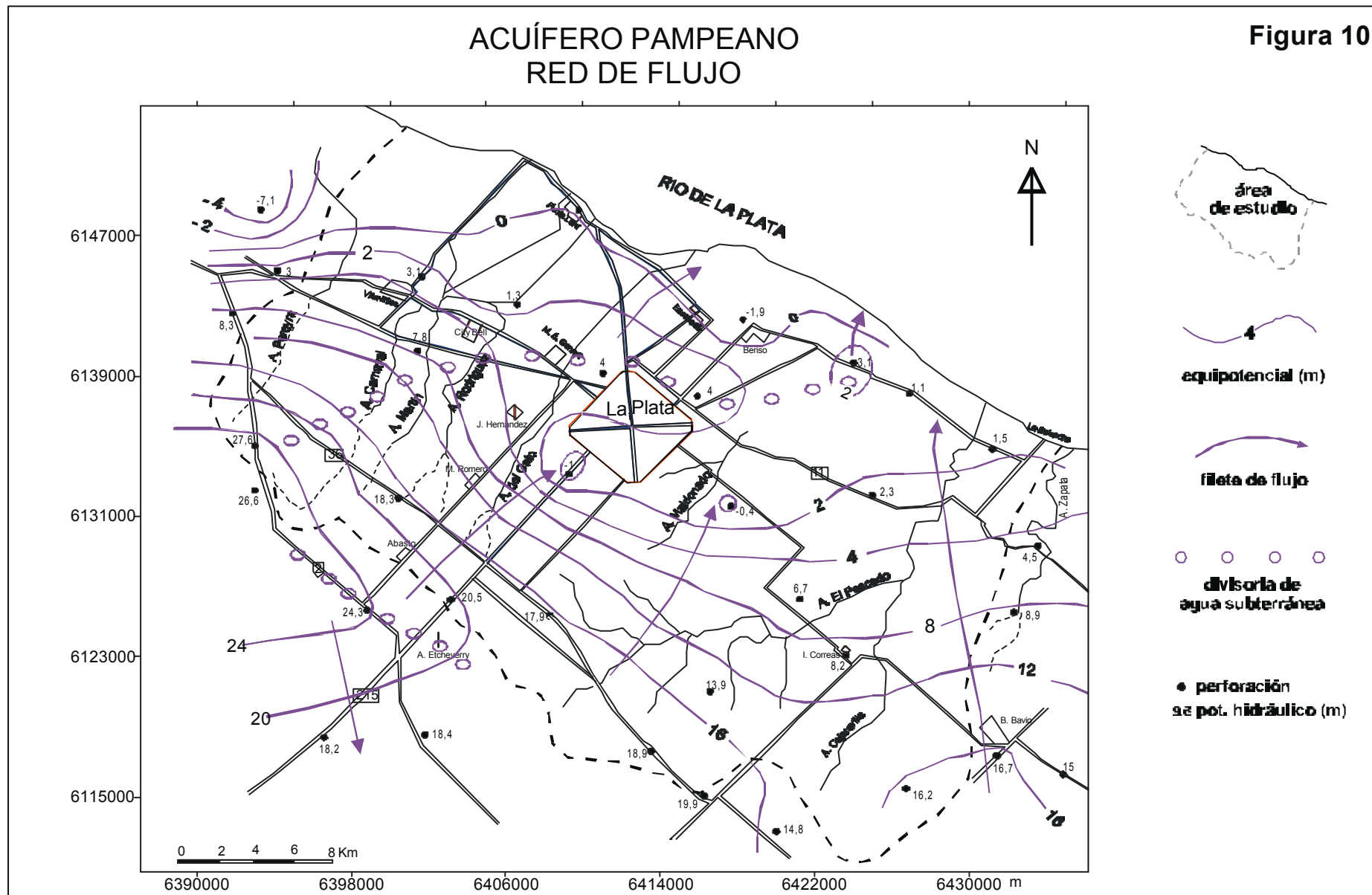


Figura 9

ACUÍFERO PUELCHE RED DE FLUJO





ACUÍFERO NITRATOS

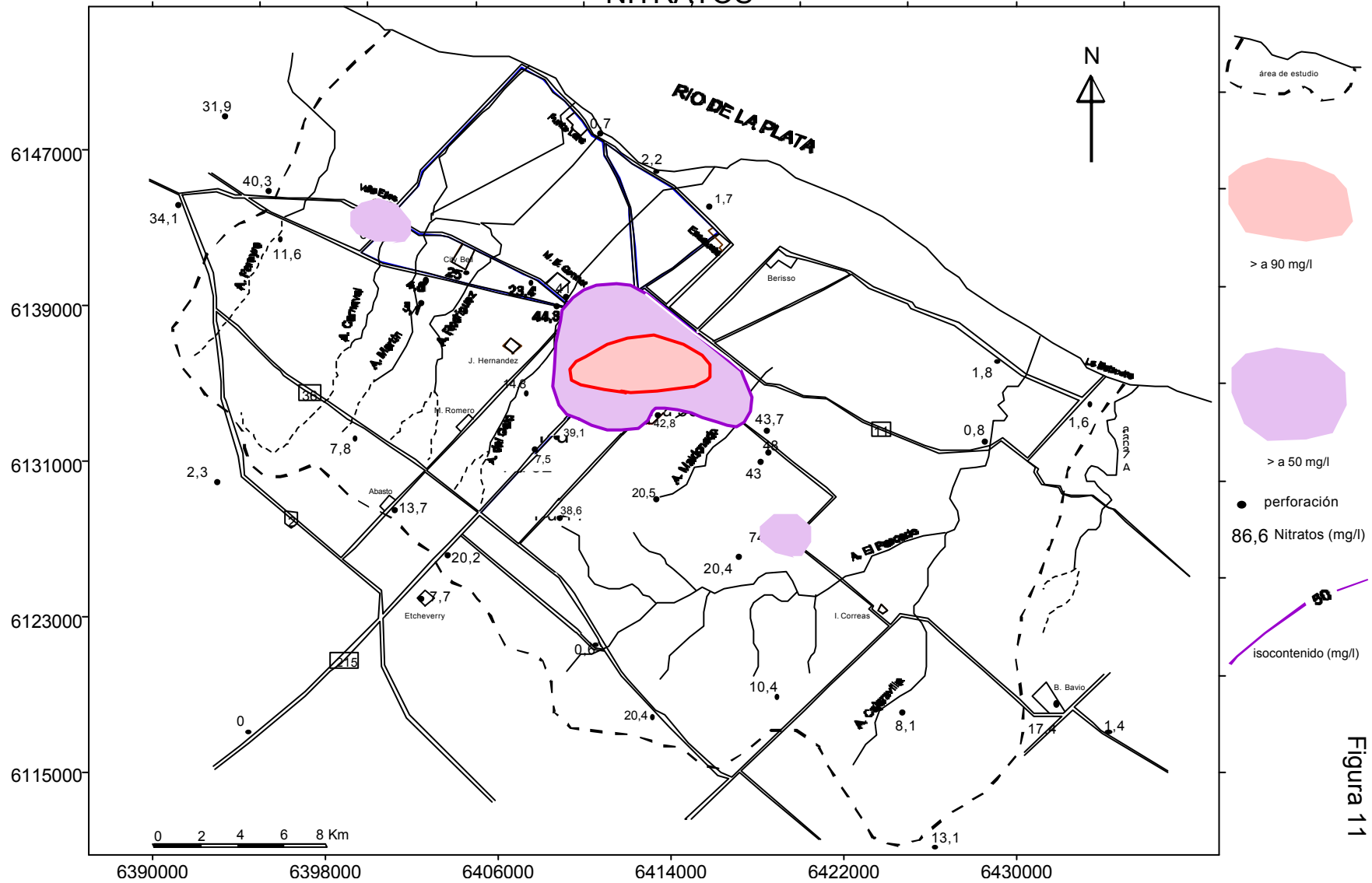
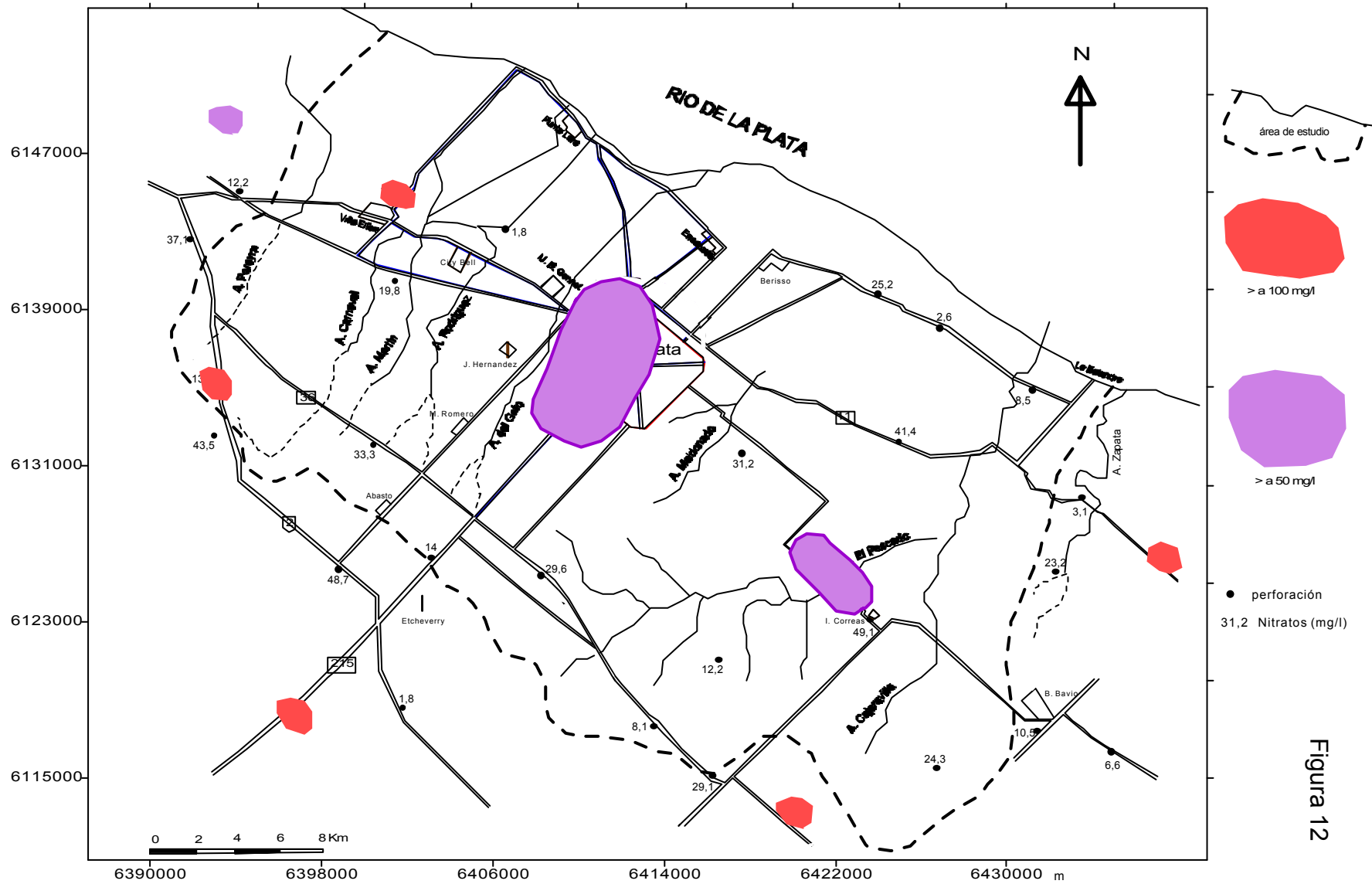


Figura 11

ACUIFERO PAMPEANO NITRATOS



VULNERABILIDAD - ACUIFERO PUELCHE ESPESOR DEL ACUITARDO

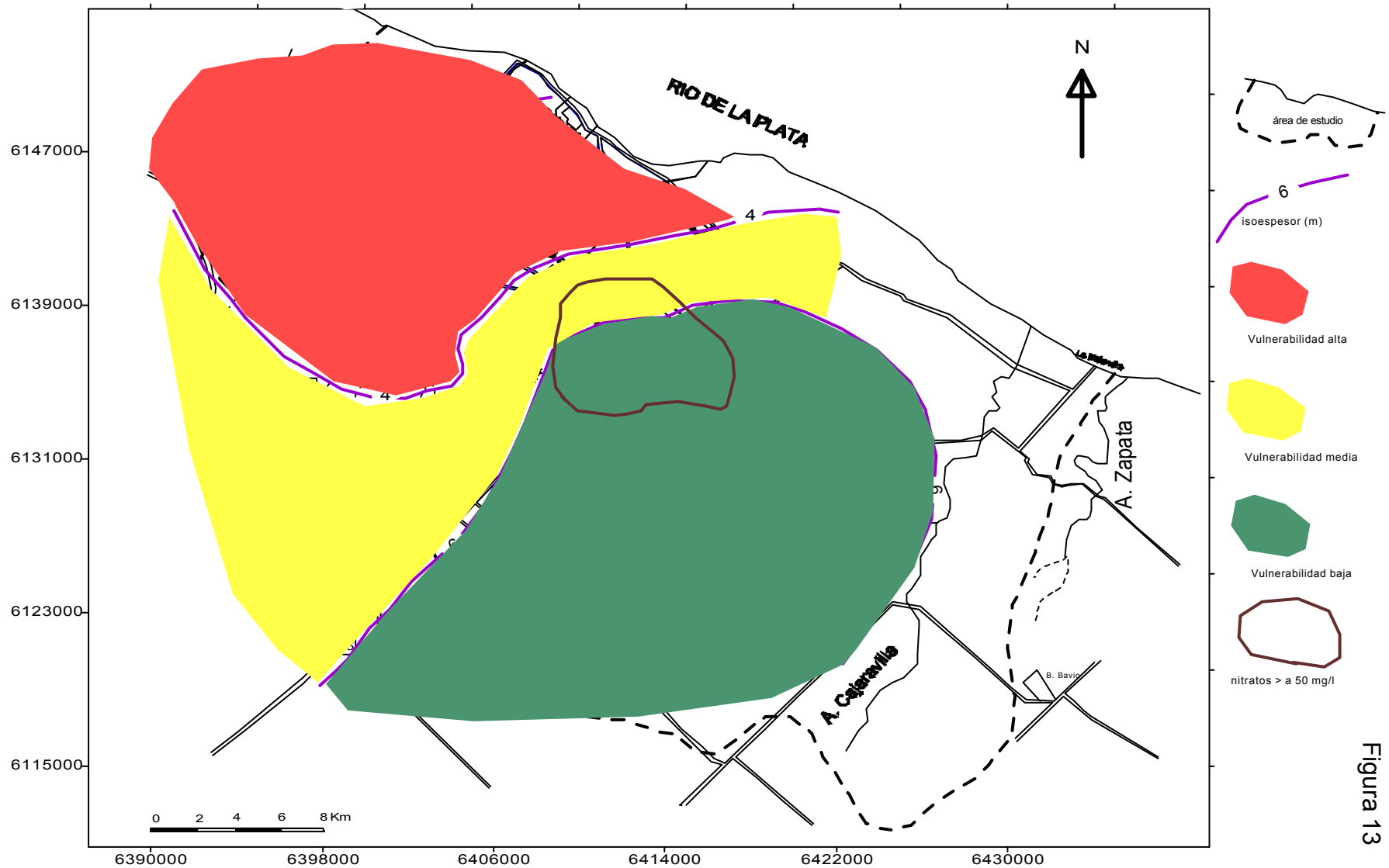


Figura 13

VULNERABILIDAD - ACUIFERO PUELCHE
DIFERENCIA DE POTENCIALES HIDRAULICOS

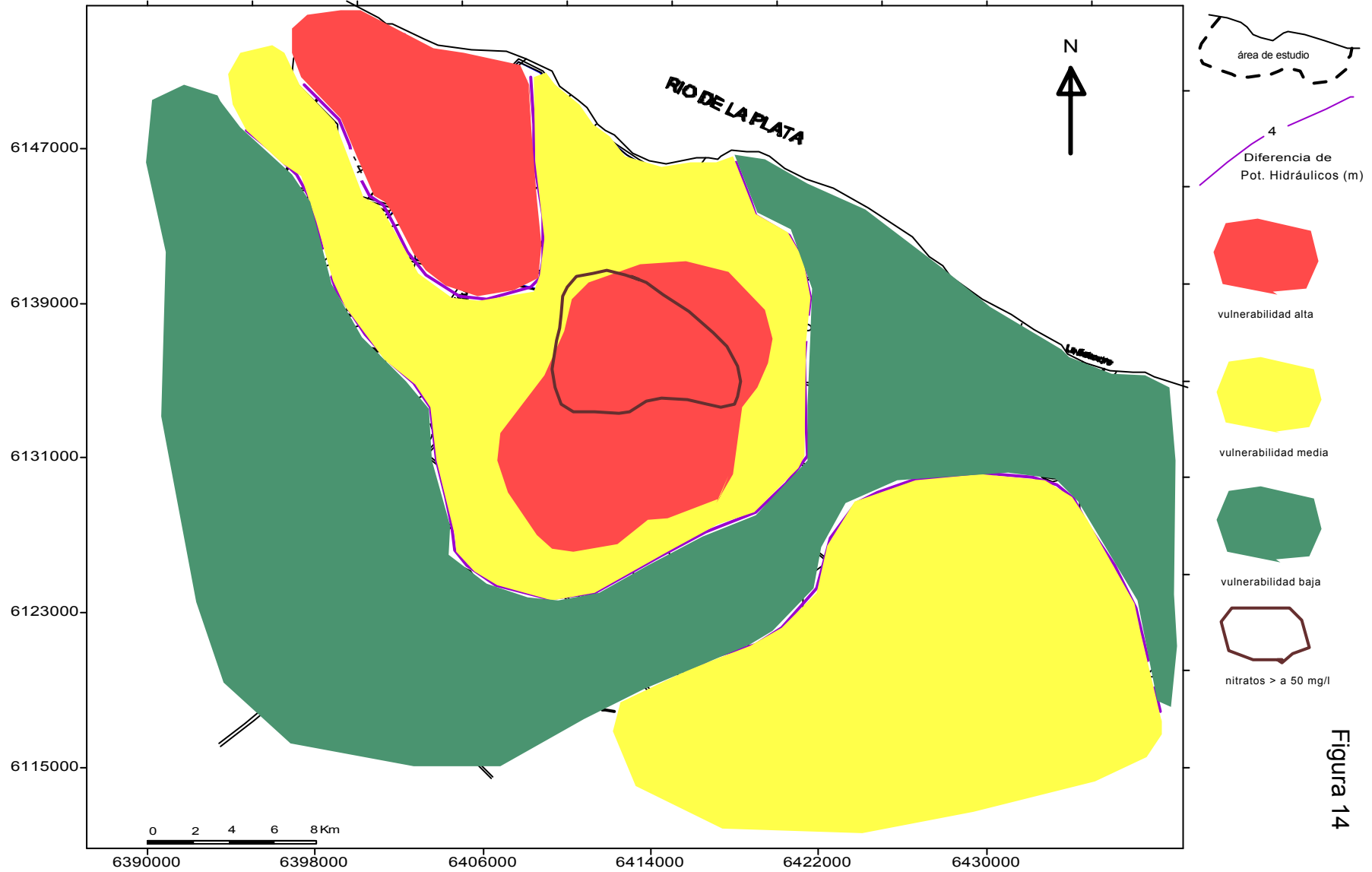


Figura 14

VULNERABILIDAD - ACUÍFERO PUELSCHE PROFUNDIDAD DEL TECHO

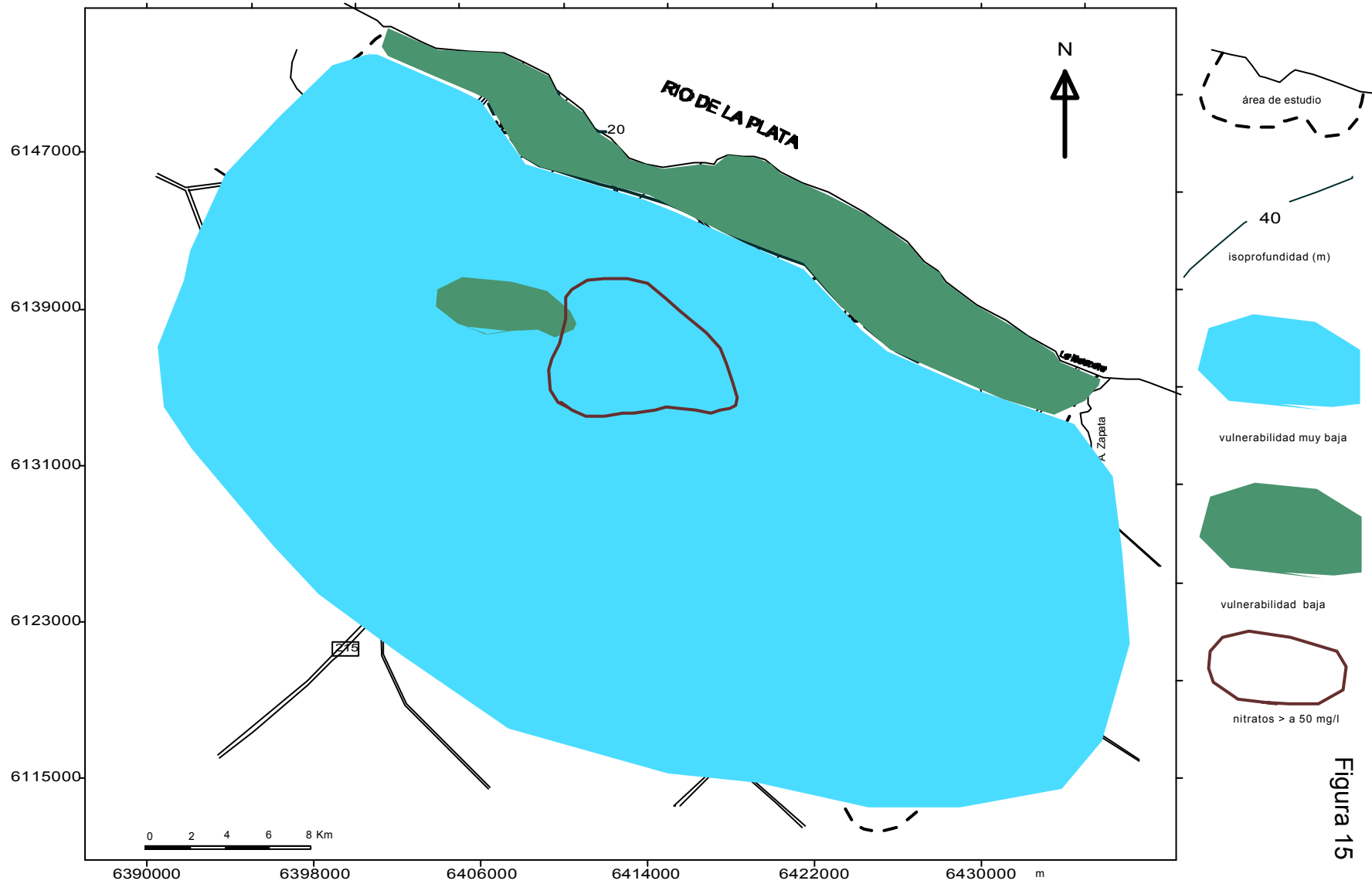


Figura 15

VULNERABILIDAD - ACUIFERO PUELCHE - DIF. POT. HIDRAULICO
CARGA CONTAMINANTE
ZONA URBANA Y RURAL

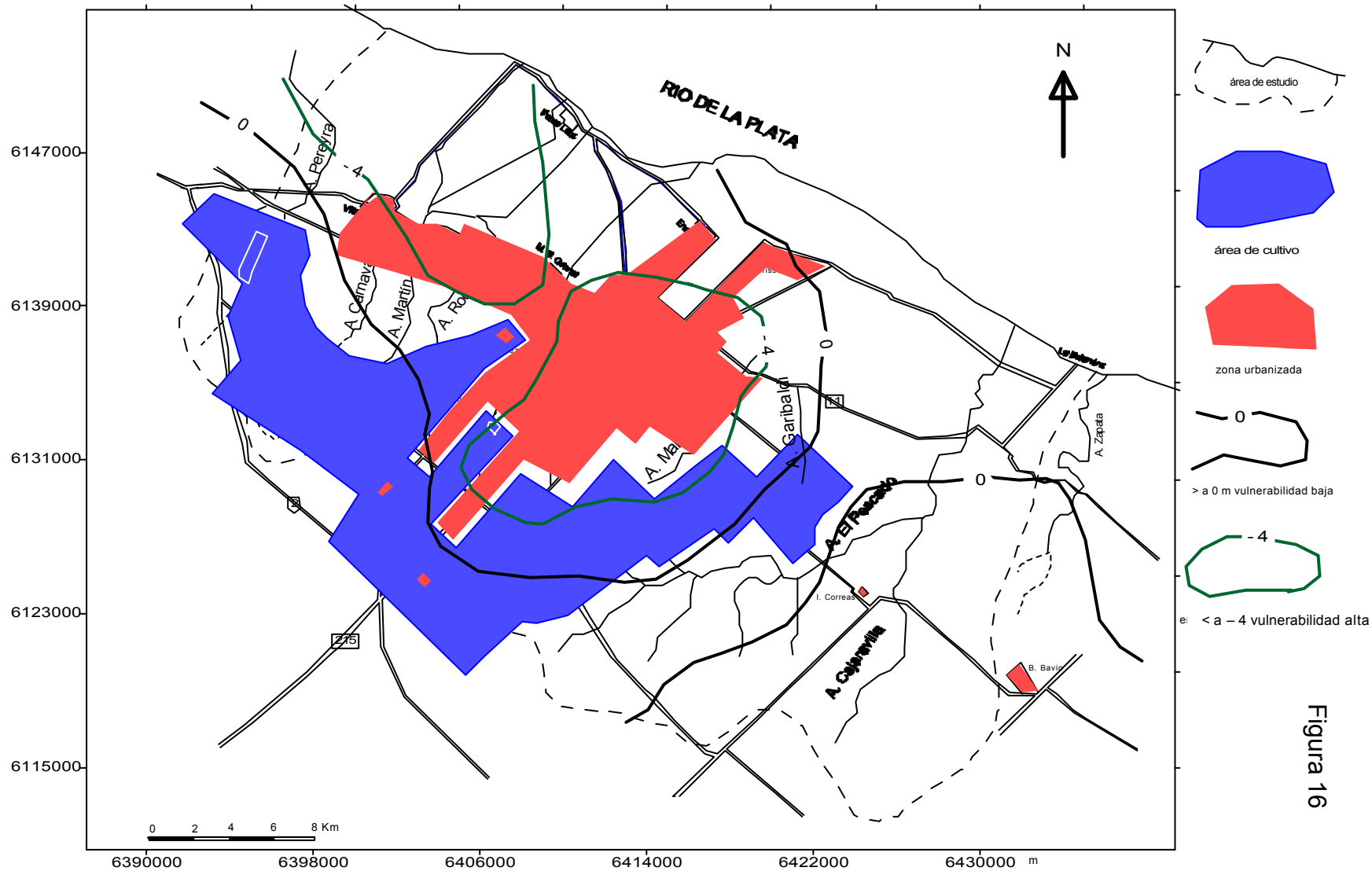


Figura 16

VULNERABILIDAD - ACUIFERO PAMPEANO
PROFUNDIDAD DE LA SUPERFICIE FREATICA

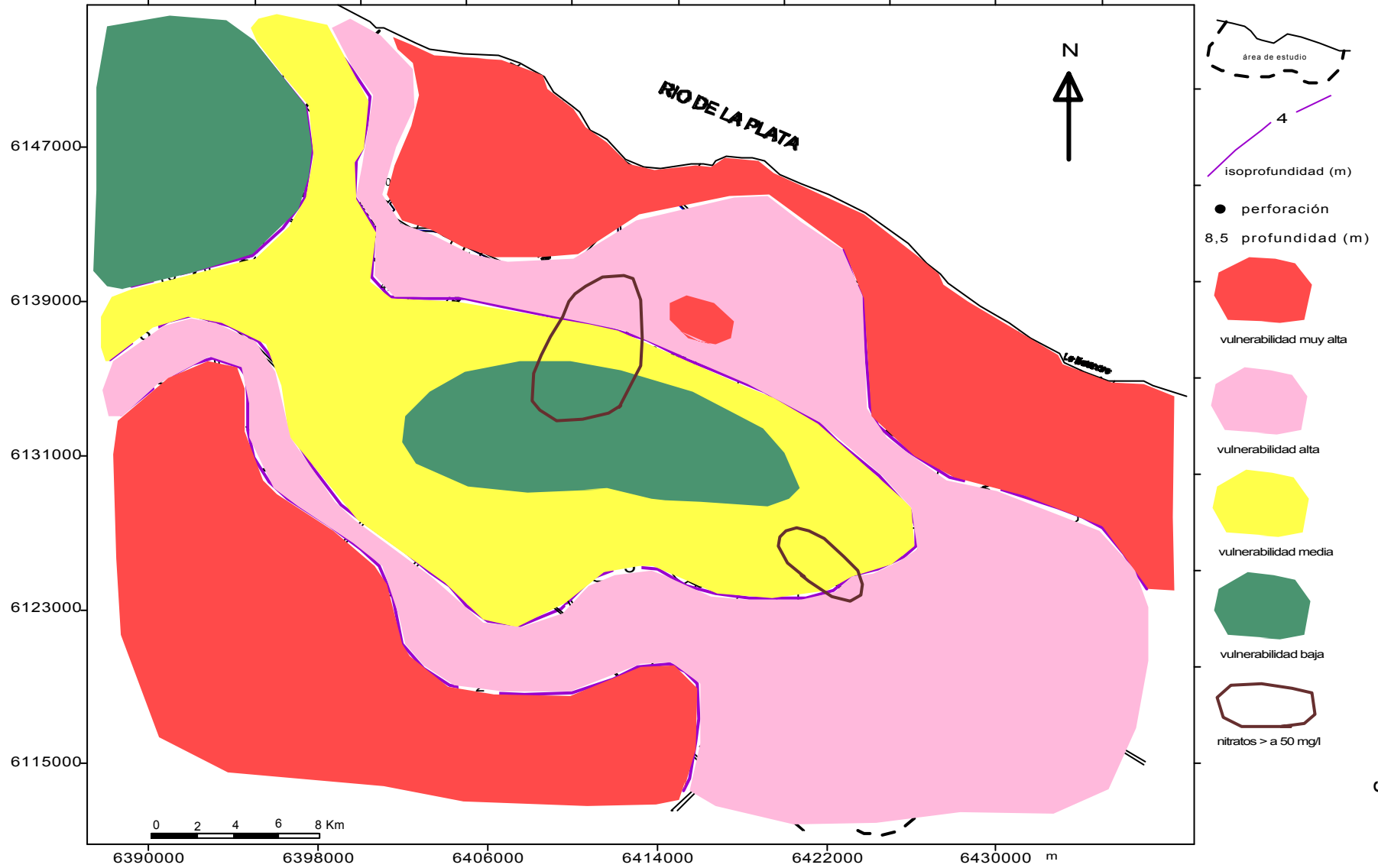


Figura 17

VULNERABILIDAD - ACUIFERO PAMPEANO
CARGA CONTAMINANTE
ZONA URBANA Y RURAL

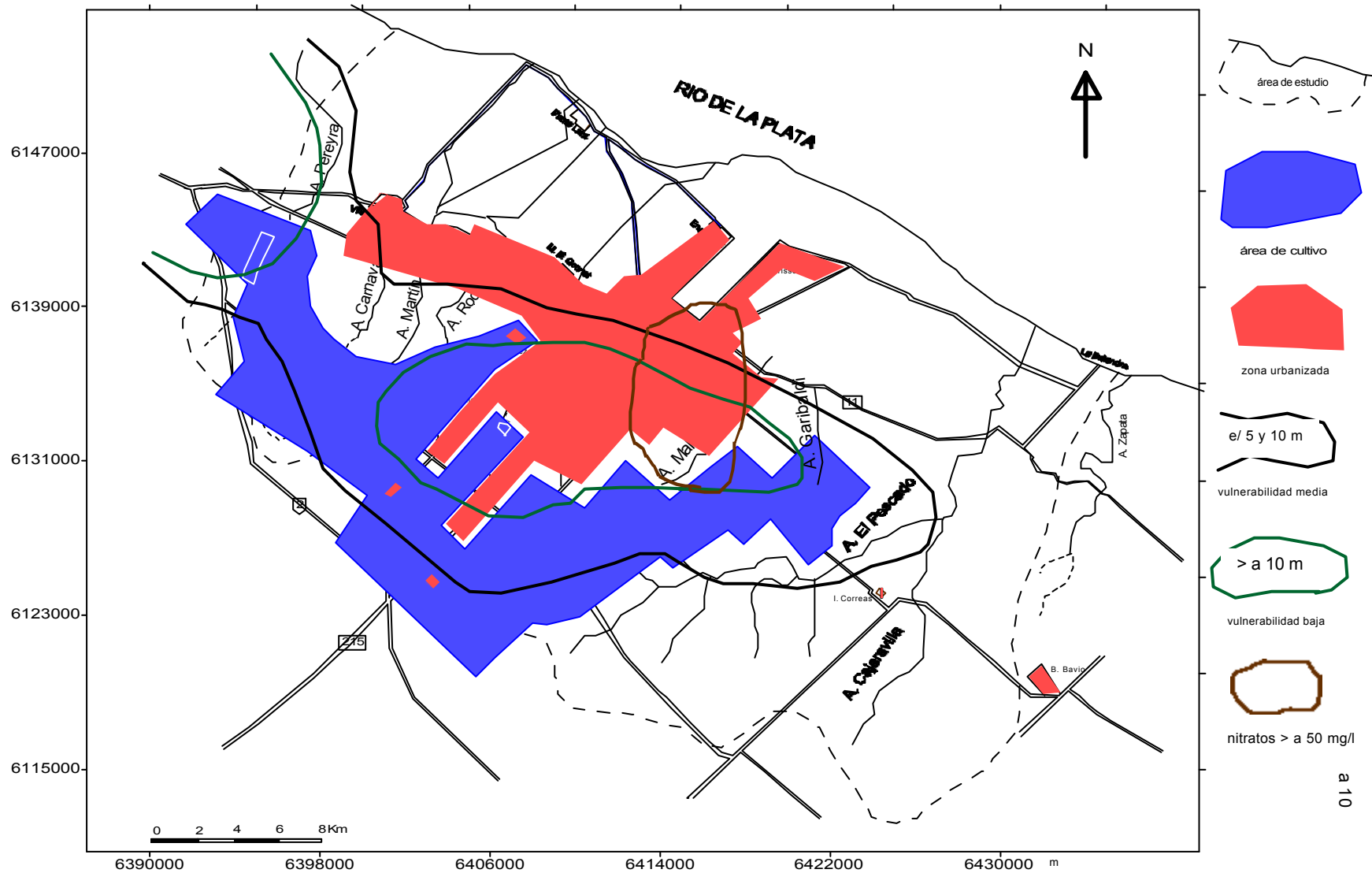


Figura 18