

HIDROGEOLOGÍA AMBIENTAL

I

Dr. Miguel Auge

Profesor Titular de Hidrogeología

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

DEPARTAMENTO CIENCIAS GEOLÓGICAS

auge@gl.fcen.uba.ar

BUENOS AIRES 2004

TEMAS

1. DEFINICIÓN	1
2. EL AGUA EN EL PLANETA	1
3. EL AGUA EN ARGENTINA	4
4. APTITUD	5
5. CONTAMINACIÓN	5
5.1. Natural	5
5.2. Artificial directa	5
5.2.1. Urbana	5
5.2.2. Rural	5
5.2.3. Doméstica	6
5.2.4. Industrial	6
5.2.5. Agropecuaria	7
5.3. Artificial inducida	7
6. ZONA SUBSATURADA	8
6.1. Química	8
6.2. Generalidades	8
6.3. Comportamiento de los contaminantes más comunes	9
6.3.1. Nitratos	9
6.3.2. Pesticidas o plaguicidas	11
6.3.3. Metales pesados	12
6.3.4. Hidrocarburos	12
7. ZONA SATURADA	13
7.1. Puntual	14
7.2. Difusa	15
7.3. Flujo	17
7.4. Transporte	17
7.5. Propagación	17
8. PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA FRENTE A LA CONTAMINACIÓN Y AL AGOTAMIENTO	24
8.1. Medidas	24
8.2. Monitoreo	25
8.3. Vulnerabilidad	29
8.3.1. Acuífero libre	29
8.3.2. Acuífero confinado	30
8.3.3. Acuífero semiconfinado	30
8.3.4. Grado de vulnerabilidad	31

8.4. Perímetros de protección	36
8.4.1. Zona inmediata	36
8.4.2. Zona próxima	36
8.4.3. Zona alejada	37
9. IDENTIFICACIÓN Y REMEDIACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN CON HIDROCARBUROS EN EL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA	38
9.1. Diagnóstico	38
9.1.1. Recopilación de información	38
9.1.2. Verificación in situ	38
9.1.3. Muestreo de suelo y agua	38
10. CRITERIOS PARA DECIDIR SOBRE LA NECESIDAD DE LIMPIAR EL SUELO	41
10.1. Concentraciones existentes	41
10.2. Movilidad ambiental	42
10.3. Relación de calidad suelo – agua	42
10.4. Salud de plantas y animales	43
10.5. Salud humana	43
10.6. Consideraciones estéticas	43
10.7. Límites de detección analítica	44
10.8. Uso de la tierra	44
11. TÉCNICAS PARA LA REMEDIACIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA	45
11.1. Tratamiento de suelos	45
11.1.1. Incineración	45
11.1.2. Biocorrección	45
11.1.3. Reacciones químicas	46
11.1.4. Lavado	46
11.1.5. Solidificación y estabilización	46
11.1.6. Terraplenamiento	46
11.2. Factibilidad técnica para la extracción y el tratamiento de agua subterránea.	47
12. BIBLIOGRAFÍA	50

FIGURAS

1. Distribución del agua en el planeta	2
2. Contaminación industrial	6
3. Salinización por bombeo	7
4. Distribución del agua en el subsuelo	8
5. Contaminación por pozos ciegos	9
6. Contaminación urbana	10
7. Zona saturada	13
8. Contaminación por bombeo	14
9. Contaminación puntual	15
10. Tiempo de tránsito zona subsaturada	16
11. A, B y C. Circulación en la zona saturada	18
11. D	19
12.A. Pluma de contaminación agrícola	19
12.B.	20
13. Río efluente	20
14. Cambio en la condición de un río efluente	21
15. Río influente	21
16. Flujo en un acuífero heterogéneo libre	21
17. Flujo en un acuífero heterogéneo confinado	22
18. Contaminación por un HC liviano	23
19. Contaminación por oscilación de la superficie freática	23
20. Inversión del flujo por bombeo	23
21. Red de flujo subterráneo- La Plata	28
22. Vulnerabilidad respecto a la profundidad	29
23. Vulnerabilidad respecto a la permeabilidad vertical	29
24. Vulnerabilidad de un acuífero confinado	30
25. Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado	30
26. Contaminación de un acuífero semiconfinado por bombeo	31
27. Mapa de vulnerabilidad acuíferos semiconfinados	32
28. Potenciales hidráulicos naturales; acuífero libre-semiconfinado	34
29. Potenciales hidráulicos alterados por bombeo	35
30. Continuidad y propiedades del acuitardo	35
31. Selección para el muestreo vertical del suelo	39
32. Transporte de contaminantes por flujo lateral	40
33. Movilidad en función de la permeabilidad	42
34. Disposición de contaminantes en terraplenes y excavaciones	47
35. Flujo de agua subterránea contaminada en una refinería de HC	48

CUADROS

1. Agua en la Tierra	2
2. Extracción de agua en Europa	3
3. Uso de agua en el mundo	3
4. Consumo de agua en Buenos Aires y La Plata	4
5. Propiedades de plaguicidas	12
6. Normas de potabilidad EPA	59
7. Norma de potabilidad EUA, Canadá, CEE y OMS	61
8. Norma de potabilidad Canadá	63
9. Valores indicativos para sitios contaminados - Holanda	70

10. Parámetros microbiológicos CE	71
11. Norma de potabilidad OSN	72
12. Norma de potabilidad CAA	74
13. Ley 24.051. Desechos peligrosos	75

TABLAS

I. Tiempo de tránsito (medio no saturado)	16
II. Tiempo de tránsito (medio saturado)	16
III. Espesor de la zona subsaturada	31
IV. Permeabilidad vertical de la zona subsaturada	31
V. Diagrama de vulnerabilidad (acuífero libre)	32
VI. Vulnerabilidad acuífero semiconfinado (pot. hidr.)	36
VII. Vulnerabilidad acuífero semiconfinado (transmisiv. vert.)	36

1- DEFINICIÓN

La hidrogeología ambiental trata sobre las características y el comportamiento del agua subterránea y su relación con el ambiente. Dado que al ambiente lo componen los recursos naturales y el hombre, en el análisis ambiental del agua subterránea, deben considerarse las vinculaciones e incidencias mutuas entre ésta, el suelo, el aire, el agua superficial, el agua meteórica y la biota (animales, vegetales y el hombre).

Si bien la hidrogeología ambiental, con esta denominación específica, es relativamente moderna, ya en la antigüedad se le prestó especial atención a la incidencia ambiental en la aptitud de las aguas superficiales y subterráneas (Ej. contaminación en los acueductos romanos o deterioro en la calidad de los pozos de Artois - Francia).

Un concepto trascendente desarrollado por los investigadores soviéticos, es el que se refiere a la globalidad de la preservación ambiental. Esto es, que los recursos deben protegerse en forma integral, o dicho de otra manera, que es prácticamente imposible preservar sólo a algunos de ellos en detrimento de los otros. En efecto, la preservación del suelo o del agua superficial, no podrá lograrse si el aire está contaminado, pues la caída directa o el arrastre por la lluvia, harán que los contaminantes lleguen al suelo y a los ríos o lagos y desde allí, infiltrándose, ingresen al subsuelo y alcancen al agua subterránea.

2- EL AGUA EN EL PLANETA

En el cuadro 1 y en la figura 1, se indica la distribución del agua en nuestro planeta, a partir de una compilación de datos publicados por Nace (1969) y Lvovitch (1967).

De ellos se desprende un neto predominio de las aguas marinas (más del 97% del total) que evidentemente constituyen la reserva más importante para los usos corrientes del futuro (agua potable, riego, uso industrial). Lamentablemente, al presente, el costo de la desalación del agua de mar es muy elevado, por lo que sólo existen pocas plantas de tratamiento en el mundo, donde no hay otra alternativa para la provisión (Kuwait) o en sitios turísticos con alto poder económico (Islas Canarias).

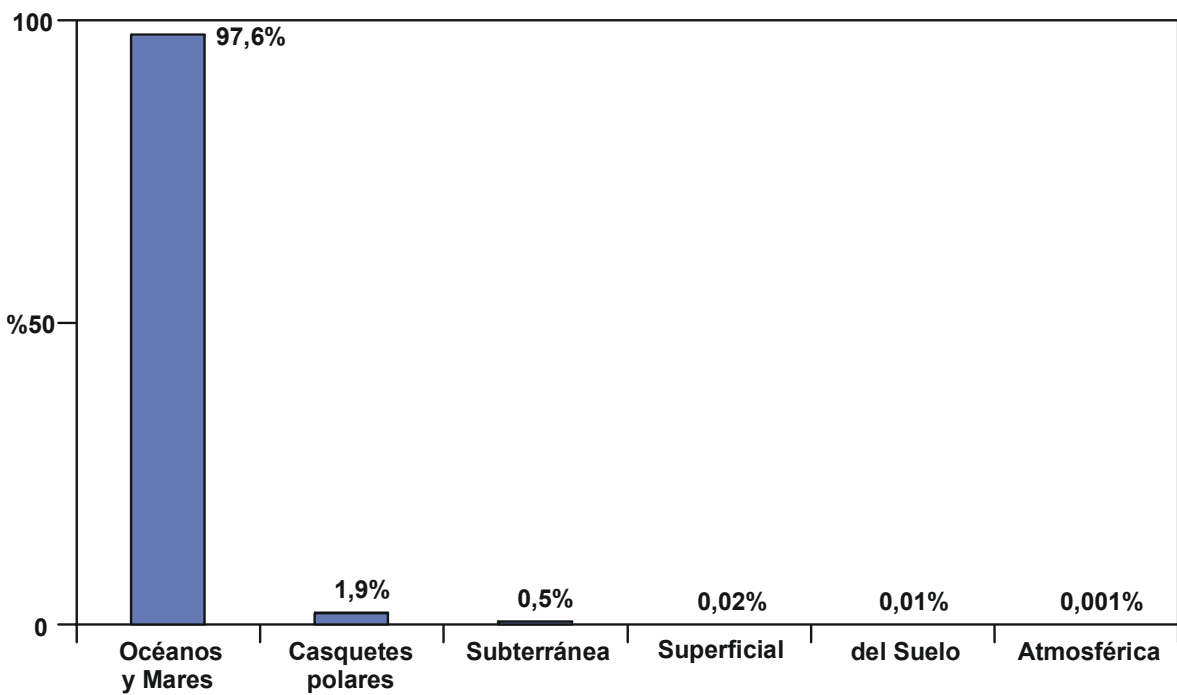
La mayor concentración de agua dulce (1,9%) se ubica en los casquetes polares en forma de hielo, lejos de los ámbitos poblados.

De las aguas continentales, el volumen almacenado hasta unos 1.000 m de profundidad (0,5%) supera con amplitud al que instantáneamente pueden contener los ríos y los lagos del mundo (0,02%).

CUADRO 1

	AGUA EN LA TIERRA			
	Area km².10⁶	Volumen km³.10⁶	%	Altura equivalente (m)
Océanos y Mares	362	1.350	97,6	2.650
Casquetes polares	17	26	1,9	50
Subterránea	131	7	0,5	14
Superficial	1,5	0,3	0,02	0,6
del Suelo	131	0,2	0,01	0,4
Atmosférica	510	0,02	0,001	0,04
Total	510	1.383	100,03	2.715

Fig. 1



Algunos ríos, sin embargo, tienen caudales sorprendentes, caso del Río de la Plata que con un módulo de 20.000 m³/s, sería hábil por sí solo para abastecer a la población mundial actual (6.000 millones), a razón de 290 l/día por habitante.

De cualquier manera, el agua superficial está más expuesta a la contaminación y generalmente es mucho más cara, por el tratamiento que necesita para su potabilización, que la subterránea. Por ello, en la mayoría de los países desarrollados, que se caracterizan por optimizar los usos de los recursos naturales, el empleo de agua subterránea para consumo humano, supera apreciablemente al del agua superficial (cuadro 2).

CUADRO 2

EXTRACCIÓN DE AGUA EN EUROPA		
	TOTAL km ³ /año	agua subterránea para uso humano %
Alemania	6,24	67
Bélgica	0,57	76
Dinamarca	0,70	98
Francia	5,00	50
Holanda	1,15	63
Inglaterra	2,50	32
Italia	9,95	36

También resulta interesante indicar el consumo total de agua en el mundo y su evolución histórica, así como la distribución en relación al uso (cuadro 3).

CUADRO 3

USO DEL AGUA EN EL MUNDO							
	Consumo total	Agricultura		Industria		Agua potable	
año	km ³ /año	km ³ /a	(%)	km ³ /a	(%)	km ³ /a	(%)
1900	400	350	87,5	30	7,5	20	5
1950	1100	820	74,5	220	20	60	5,5
1975	3000	2200	73	650	22	150	5
2000	5000	3400	68	1250	25	350	7

Del cuadro 3 se desprende el neto predominio de la agricultura como consumidor de agua, alrededor del 70% del total extraído desde 1900, frente al **consumo humano** que sólo incidió en el 6%.

3 - EL AGUA EN ARGENTINA

Alrededor del 75% del territorio argentino es árido o semiárido; o sea presenta déficit en el balance hídrico. A esto, se agrega el hecho de que sólo dos regiones tienen abundante agua superficial potabilizable (Mesopotamia y Cordillera Patagónica). Por ello el agua subterránea juega un rol importantísimo en la provisión para consumo humano y para riego. A nivel del país, aproximadamente un 50% del abastecimiento para consumo humano es de origen subterráneo. En el cuadro 4 se indican los consumos locales del Conurbano de Buenos Aires y de La Plata, durante 1990.

CUADRO 4

CONSUMO DE AGUA EN EL CONURBANO DE BUENOS AIRES – 1990			
Población 8,9 millones			
	hab.	agua sup. hm ³	agua subt. hm ³
Población servida	3,5.10 ⁶	383	256
Población no serv.	5,4.10 ⁶		100
Industria		100	300
Riego			120
Total:		483 (38%)	776 (62%)
LA PLATA			
Población 700.000			
	hab.	agua sup. hm ³	agua subt. hm ³
Población servida	0,5.10 ⁶	55	50
Población no serv.	0,2.10 ⁶		4
Industria		30	2
Riego			110
Total:		85 (34%)	166 (66%)

Del cuadro se desprende que en el Conurbano, el mayor volumen de agua se destinó en 1990 al consumo humano (739 hm³) sobre un total de 1259 hm³; o sea el 59%, seguido por la industria (400 hm³, el 32%) y finalmente el riego (120 hm³, el 9%). De la demanda total, un 62% se cubrió con agua subterránea y un 38% con agua superficial.

Algo parecido sucede en relación al empleo de agua subterránea en La Plata, aunque aquí el índice respecto al total es algo mayor (66%). Sin embargo, en La Plata el volumen para riego (110 hm³) fue prácticamente igual que el utilizado para consumo humano (109 hm³) y ampliamente superior al empleado para la industria (32 hm³).

4 - APTITUD

La aptitud de un recurso natural, en este caso del agua subterránea, depende de su calidad y también de la disponibilidad y productividad respecto del uso requerido. Así por ejemplo un acuífero de baja salinidad resulta inapto para regar, si tiene baja productividad, lo que deriva en pozos de muy escaso caudal.

El manejo inadecuado de un acuífero (sobreexplotación), afecta su reserva y productividad, generando un deterioro al que generalmente se les asocian otros procesos de degradación (salinización, contaminación artificial, etc.).

5 - CONTAMINACIÓN

Es la alteración de las propiedades físicas, químicas y/o biológicas del agua por la acción de procesos naturales o artificiales que producen resultados indeseables. Las **características físicas** más comunes son: temperatura, pH, turbidez, olor, color y las **químicas**: SDT, tipo y concentración aniónica, tipo y concentración catiónica, otros compuestos solubles, etc. **Características biológicas**: modificación de la composición biológica natural, ya sea introduciendo nuevos organismos o eliminando los existentes.

Además la contaminación puede ser **natural** y **artificial** y esta última, **directa** o **inducida**.

5.1. Natural. Es común, la salinización por contacto con sedimentos marinos y salinos, o yacimientos metalíferos (Pb, Hg, Zn, Cu, Ag), no metalíferos o radiactivos y la incorporación de oligoelementos como F y As, a partir de sedimentos de origen volcánicos.

5.2. Artificial directa. Es la más frecuente y se la puede clasificar de acuerdo al sitio donde se produce o a la actividad que la genera (**urbana** y **rural**) o (**doméstica**, **industrial**, **agropecuaria**).

5.2.1. Urbana: vertidos domésticos; residuos de los escapes de los motores; pérdidas en las redes cloacales; lixiviados de basuras o rellenos sanitarios; humos y desechos líquidos, sólidos y semisólidos de la industria.

5.2.2. Rural: el origen de los contaminantes y las fuentes de polución, se detallan en el punto 5.2.5.

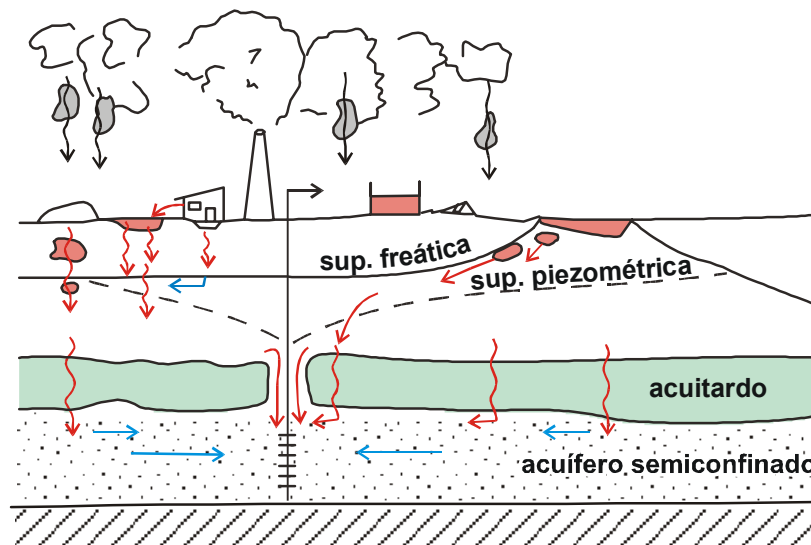
5.2.3. Doméstica: vertido de jabones, detergentes, lavandina, materia orgánica (alimentos, fecal, basura en general). Cuando no se dispone de desagües cloacales, el resultado es la generación de ambientes propicios para la reproducción bacteriana y la formación de NH_3 , NO_2^- y NO_3^- .

5.2.4. Industrial. Contaminación de la atmósfera por la eliminación de humos y otros compuestos gaseosos y del suelo y el agua por vertidos líquidos, sólidos y semisólidos. Además por la infiltración de los contaminantes atmosféricos, que caen solos o arrastrados por la lluvia.

La industria produce la gama más numerosa y variada de contaminantes. En los países desarrollados, a fines de la década de 1980, se estimaba en aproximadamente 1 millón la nómina de compuestos orgánicos. De estos, unos 40.000 se producen y se utilizan en forma corriente, pese a que un número significativo es tóxico en diferente grados. A los citados hay que agregarle los metales pesados, fenoles, hidrocarburos, plaguicidas, etc.

De los mencionados, algunos son altamente tóxicos, aún en concentraciones de millonésimas de gramo por litro de solución.

Fig. 2



En la figura 2 se reproduce esquemáticamente la producción industrial de contaminantes, la emisión al aire y los vertidos sobre el suelo y en el subsuelo.

Los humos contienen contaminantes en diferentes estados (sólido, líquido, gaseoso) que deterioran al aire y luego llegan al suelo por su propio peso o arrastrados por la lluvia. Generalmente tienden a concentrarse en las depresiones topográficas (ríos, lagos, lagunas), llevados por el escurrimiento superficial, o a infiltrarse y pasar al subsuelo, si existen condiciones favorables para ello.

En la figura, se aprecia también la migración a través de capas de baja permeabilidad (acuitardos), favorecida por el bombeo del acuifero semiconfinado

subyacente, lo que genera una sobrecarga favorable al acuífero libre sobrepuesto. Este proceso fue el que permitió la migración de los NO_3^- contenidos en el Acuífero Pampeano hacia el Puelche infrapuesto, con el consecuente deterioro en la calidad de este último, en el Conurbano de Buenos Aires y en La Plata.

5.2.5. Agropecuaria. Empleo de plaguicidas y fertilizantes para mejorar la productividad. Los primeros (organoclorados u organofosforados), son altamente tóxicos (DDT, Aldrín, Dieldrín, Paratión, Malatión, Folidol, etc.). Fertilizantes (materia nitrogenada, fósforo y potasio). La materia nitrogenada se oxida a NO_3^- que es muy soluble, estable y móvil, mientras que el P, el K y sus derivados son fijados con facilidad por las partículas arcillosas del suelo.

Otra fuente de contaminación en el ámbito rural, es la producida por las heces del ganado en corrales, tambos y bebederos, y especialmente en los feed lots, que concentran altas cargas de materia orgánica. En estos casos al deterioro en la calidad bacteriológica, hay que agregarle un fuerte incremento en el tenor de NO_3^- .

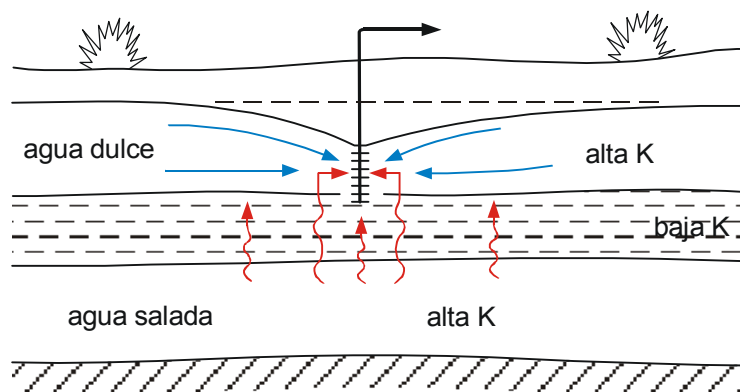
La solubilidad, movilidad y degradabilidad, condicionan el comportamiento del contaminante en relación a su permanencia y perdurabilidad en el medio. Así, las bacterias provenientes de los vertidos fecales, rara vez subsisten mas de 50 días en el agua si esta no posee una adecuada concentración de materia orgánica.

Los NO_3^- por su parte pueden mantenerse en solución en forma casi indefinida, salvo que sean reducidos a NO_2^- , N_2 , NH_3 o NH_4^+ , por el potencial redox del medio o por actividad bacteriana.

5.3. Artificial inducida

Es la que deriva de la sobreexplotación; la más común es la salinización en acuíferos costeros, o por ascenso de agua salada de fondo en acuíferos continentales (figura 3). Otro caso frecuente es el que se menciona en el punto 6.3.1 respecto a los NO_3^-

Fig. 3



6 - ZONA SUBSATURADA

Es la sección que se ubica inmediatamente por encima de la superficie freática y en ella coexisten los 3 estados de la materia (sólido, líquido y vapor).

La zona subsaturada posee gran trascendencia hidrogeológica, no sólo en el aspecto dinámico sino también geoquímico, pues es en ella, particularmente en su franja más superficial (faja edáfica), donde se produce la mayor incorporación de las sales solubles que caracterizan al agua subterránea de ciclo. Además, la zona **subsaturada o de aireación, o no saturada**, es un efectivo filtro natural frente a los contaminantes, en su recorrido descendente hacia la zona saturada, o del agua subterránea propiamente dicha. En la figura 4 se representa la distribución del agua en el subsuelo.

6.1. Química

Los procesos químicos que afectan la concentración de un soluto son tan variados, que incluso algunos presentan una componente física o biológica dominante (adsorción, degradación). Otros, netamente químicos, son: intercambio iónico, disolución - precipitación, oxidación - reducción, modificaciones en el pH, formación de complejos iónicos, etc.

6.2. Generalidades

La eficacia de la zona subsaturada para impedir o dificultar el acceso de los contaminantes al agua subterránea deriva de: la capacidad de fijación que poseen los microporos, la interacción del sólido, agua, contaminante y aire, el intercambio iónico, la actividad biológica, la adsorción sobre las partículas finas, la formación de complejos de baja solubilidad, etc.

Dentro de la zona subsaturada, la franja edáfica (hasta donde penetran las raíces) es la más efectiva como filtro natural, debido a su alto contenido en materia orgánica y fuerte actividad biológica (figura 4).

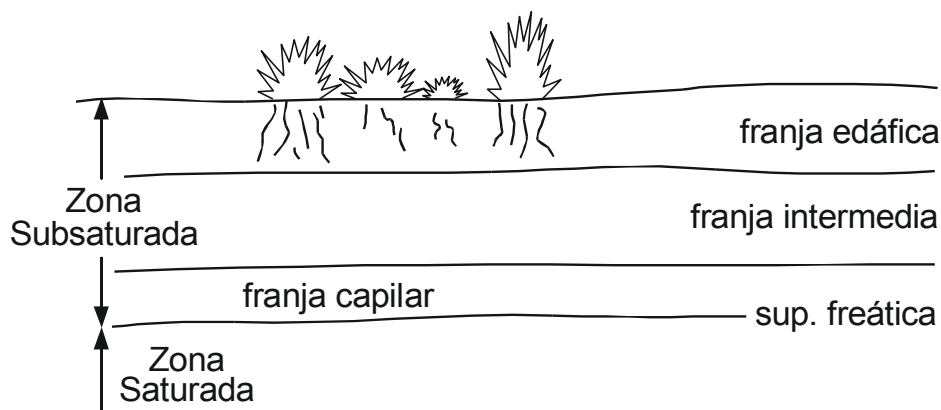


Fig. 4

Los contaminantes persistentes y estables (Cl^- , NO_3^-) no son retenidos en la zona de aireación, aún cuando ésta presente baja permeabilidad y espesor considerable, cuando existe excedente en el balance hídrico e infiltración efectiva (zonas húmedas).

6.3. Comportamiento de los contaminantes más comunes

6.3.1. Nitratos

La contaminación con NO_3^- se ha convertido en una de las causas principales de deterioro del agua subterránea, tanto en los países desarrollados como en los en desarrollo.

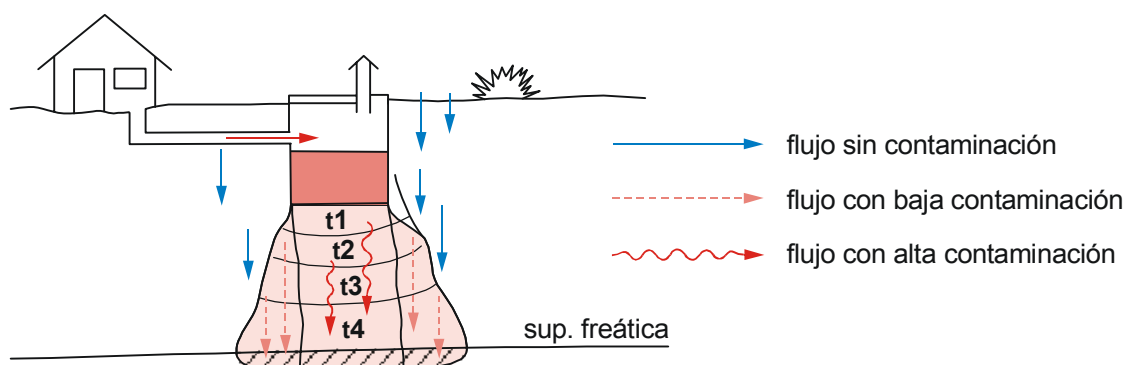
También se presenta en los ámbitos urbanos, provistos de servicios sanitarios y en aquellos que no los tienen; en pequeñas ciudades o poblados y en las megalópolis (México, Sao Paulo, Buenos Aires, Lima); en las comarcas rurales y en los emplazamientos industriales.

En definitiva, en la actualidad, la contaminación con NO_3^- aparece como la más difundida geográficamente y vinculada a la mayor parte de las actividades humanas.

En los **centros urbanos carentes de servicios cloacales** los NO_3^- derivan de la degradación de la materia orgánica, mayormente de origen fecal. Los pozos ciegos o negros, en los que se vierten los desechos fecales, son las fuentes de emisión principales.

El espesor y la permeabilidad de la zona subsaturada condicionan la velocidad y el tiempo de tránsito hasta la saturada, favoreciendo la disminución en la concentración, por dilución, en el caso de producirse infiltración efectiva de agua no contaminada (figura 5). Sin embargo, la zona de aireación por sí sola, no es hábil para detener a los NO_3^- cuando existe flujo vertical descendente.

Fig. 5

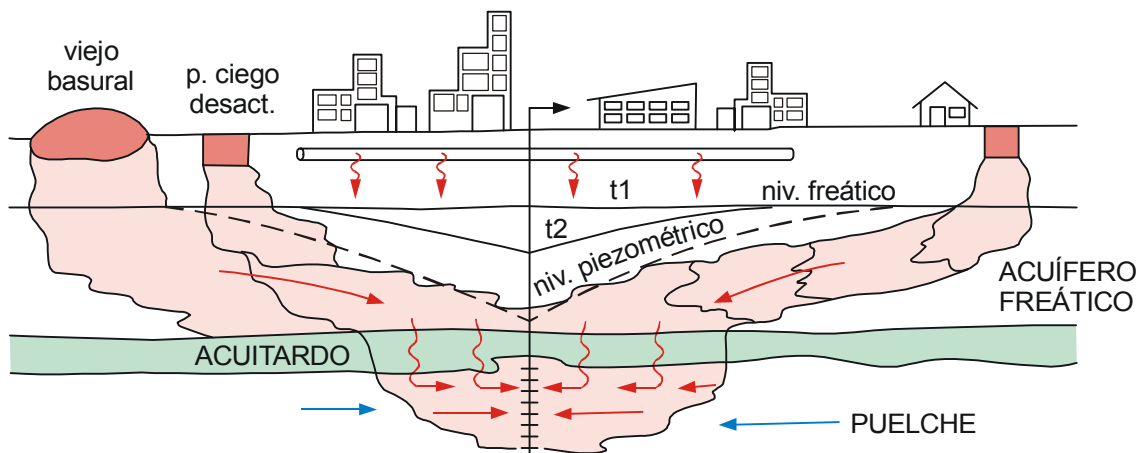


En las **ciudades con servicios cloacales**, los NO_3^- derivan de pérdidas en las redes, de aportes provenientes de los suburbios, que carecen o tienen poca cobertura cloacal, de viejos pozos ciegos que estaban situados en los cascos urbanos, y fueron reemplazados posteriormente por las redes sanitarias y en algunos casos, de antiguos

repositorios de basura que estuvieron emplazados en la vecindad del ejido poblado y que luego de desactivados, fueron empleados como terrenos para viviendas o parqueizados.

En los ámbitos urbanos es frecuente que la contaminación con NO_3^- no sólo deteriore la calidad del agua freática, sino también la de acuíferos semiconfinados, como sucede en gran parte del Conurbano de Buenos Aires y en La Plata, donde la contaminación es de tipo areal o regional y llega al acuífero inferior (semiconfinado), luego de atravesar el acuitardo que lo separa de la capa freática, por el proceso de filtración vertical descendente (figura 6).

Fig. 6



Este proceso se genera por la disminución de presión hidráulica en la base del acuitardo, derivada de la importante extracción a que está sometido el acuífero semiconfinado, para agua potable y uso industrial.

En la zona subsaturada, la materia orgánica se degrada por actividad biológica, generando aminas las que producen nitrógeno orgánico y éste a su vez pasa a NO_2^- y a NH_4^+ , que son inestables y se oxidan rápidamente para formar NO_3^- , que es la forma más estable y móvil de la materia nitrogenada.

En el **campo**, los NO_3^- derivan de fertilizantes a base de abonos, sulfato de amonio o urea, en los sitios cultivados y de la bosta y orín existentes en corrales, tambos, feed lots y en la vecindad de bebederos. También es común encontrar tenores altos de NO_3^- , derivados de los pozos ciegos que se utilizan para las descargas fecales de las viviendas rurales. En general este tipo de contaminación es puntual o localizada, particularmente la vinculada a corrales y pozos ciegos.

En la faja cultivada que rodea a La Plata, también tiene carácter local, pese a que la carga de materia orgánica y nitrogenada que se aplica al suelo para mejorar su productividad es alta.

La **industria** que produce alimentos, la que faena, la que embute carnes y la que procesa y fabrica productos lácteos, genera desechos con alta proporción de materia orgánica, que si no son adecuadamente tratados y dispuestos, darán lugar a la

formación de NO_3^- , que pueden contaminar al agua subterránea luego de atravesar la zona subsaturada.

6.3.2. Pesticidas o plaguicidas

Se agrupa con estas denominaciones a los herbicidas, insecticidas y fungicidas. Se trata de sustancias químicas de composición muy diversa, en general de carácter orgánico y de alta toxicidad aún en muy bajas concentraciones ($\mu\text{g/l}$).

Los pesticidas se pueden clasificar en: **organoclorados**, altamente tóxicos y persistentes en el suelo y los vegetales; **organofosforados**, también tóxicos, pero con alta movilidad y baja persistencia y los **carbamatos**, cuyo comportamiento en el suelo es similar a los organofosforados.

Organoclorados (OCI). Se caracterizan por un importante efecto residual (persistencia) y por su baja solubilidad y movilidad. Justamente el efecto residual y su alta toxicidad, agravada por el efecto acumulativo en el organismo, hizo que algunos fueran prohibidos en los países del Norte, como el DDT, que es uno de los más conocidos. Actualmente en Argentina, está prohibido el uso de todos los organoclorados.

Felizmente, los OCI están compuestos por moléculas grandes por lo que son fijados con facilidad en el suelo, especialmente por las partículas arcillosas. Ello inhibe su movilidad y hace muy difícil que puedan atravesar la zona subsaturada y alcanzar al agua subterránea. En sitios donde la zona de aireación es delgada (menos de 2 m) y compuesta por material aluvial mediano y grueso (arena, grava) los organoclorados pueden llegar hasta el agua freática. Otros OCI usados con frecuencia como plaguicidas son el Aldrín, Dieldrín, Heptacloro y Lindano, todos con vidas medias o persistencia en el suelo del orden de años.

Organofosforados (OP). Son más solubles y móviles que los OCI, pero mucho menos persistentes. Los más utilizados son: Malatión, Paratión, Fentión y Dimetoato. Sus vidas medias en el suelo van de semanas a meses.

Carbamatos (Cb). Son los más solubles y se comportan de manera similar a los OP, tanto en movilidad como en persistencia. El más empleado es el Carbaryl.

En el cuadro 5, se indican los plaguicidas más utilizados en Argentina, el índice de solubilidad y la persistencia en el suelo.

CUADRO 5

	solubilidad mg/l	persistencia en el suelo años
Organoclorados (OCI)		
Aldrín	180	1 – 4
Dieldrín	195	1 – 7
DDT	25	3 – 10
Heptacloro		7 – 12
Lindano	6800	
Organofosforados (OP)		días
Malatión		
Paratión		100
Fentión		
Dimetoato		122

El efecto producido por los distintos pesticidas en el organismo del hombre y de los animales es poco conocido. Sin embargo, la EPA (Environmental Protection Agency de EUA) considera que la mayoría son potencialmente cancerígenos o generadores de alteraciones en el sistema nervioso, hepático o renal y por ello, les fija límites máximos en el agua que van desde unidades de ug/l a décimas de ug/l (cuadro 6).

6.3.3. Metales pesados. Forman un grupo de compuestos poco solubles y altamente tóxicos, en bajas concentraciones. La mayoría de las normas les asigna límites de potabilidad mayores, que a los pesticidas y las más severas se refieren al Cd y al Hg (cuadros 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12).

Los metales pesados más comunes son Cd, Mn, Pb, Cu, Cr, Ni y Zn y derivan de contaminación, principalmente de la producida por la industria. Más raro es que tengan origen natural, generalmente en sedimentos relacionados con yacimientos metalíferos.

En general no se presentan como iones libres, sino formando complejos aniónicos asociados a compuestos orgánicos, de baja movilidad, aunque esta depende de su grado de oxidación; el Cr⁺³ p.ej. es fácilmente retenido por el terreno, pero como Cr⁻⁴ es mucho más móvil.

6.3.4. Hidrocarburos Los HC son compuestos orgánicos que por sus características, conviene tratarlos independientemente. En efecto, se diferencian de los plaguicidas, por su densidad, volatilidad e inmiscibilidad.

Si bien existen excepciones, los HC más comunes suelen ser menos densos que el agua, es frecuente que se volatilicen en mayor o menor medida y en general son

inmiscibles en agua, por lo que pueden presentarse formando una fase líquida no acuosa (FLNA).

La propagación de un HC en la zona subsaturada depende de las características propias del suelo, o la roca que la forma (porosidad, permeabilidad, composición mineralógica, anisotropía, heterogeneidad, espesor) y del grado de saturación que presente, por un lado y de las propiedades del HC por el otro (densidad, viscosidad, solubilidad).

En términos generales los HC se pueden clasificar en parafínicos, nafténicos, aromáticos volátiles y aromáticos polinucleares, ordenamiento en el que acrecientan su solubilidad.

Para la propagación vertical de un HC libre, se puede utilizar la siguiente ecuación (Kozlovsky, 1984):

$$p = \frac{HCi \cdot 1000}{Ai \cdot Cs}$$

p: profundidad alcanzada por el HC (m)

HCi: cantidad de producto infiltrado (m3)

Ai: área en la que se produjo la infiltración (m2)

Cs: capacidad de retención del suelo frente al HC (l/m3)

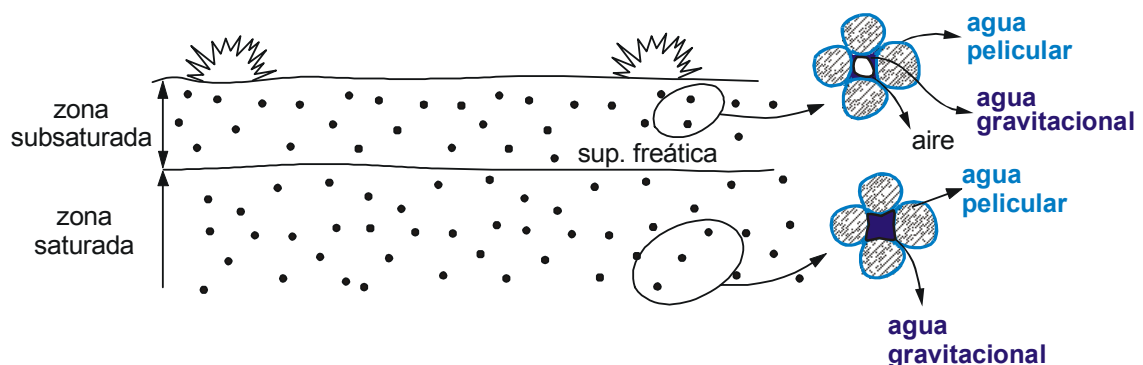
Las magnitudes de Cs en función de la granometría de la zona subsaturada son:

grava y grava arenosa	5 l/m3
arena gruesa	8 "
arena mediana	15-25 "
arena fina y arena arcillosa	40 "

7. ZONA SATURADA

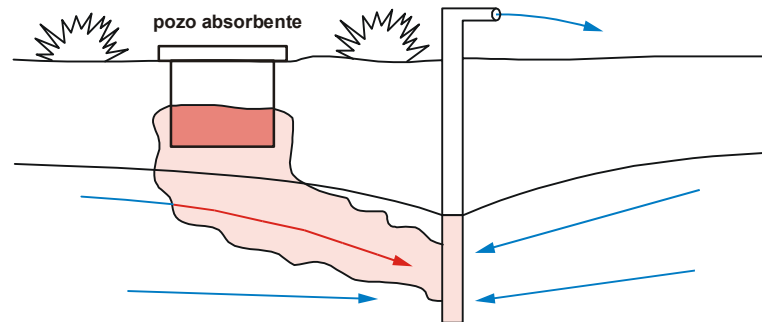
En la zona saturada sólo se presentan los estados líquido (agua) y sólido (sedimentos).

Fig. 7



El agua contenida en la zona de saturación es de dos tipos. Una prácticamente inmóvil, está adherida a la superficie de los clastos con una fuerza superior a la de la gravedad, generalmente denominada **pelicular**. La otra, que se dispone recubriendo a la pelicular, es móvil bajo la acción gravitatoria, por lo que se llama **agua gravitacional** y dado que es la que se extrae en las obras de captación, resulta la más peligrosa como medio de transporte de eventuales contaminantes (figura 8).

Fig. 8



El desplazamiento de un contaminante en el agua, está controlado por varios factores: la solubilidad, la reactividad con el agua y con el suelo, el tamaño molecular, la relación disolución - precipitación, la permeabilidad y porosidad del medio, la persistencia, la difusión molecular, la dispersión mecánica, etc.

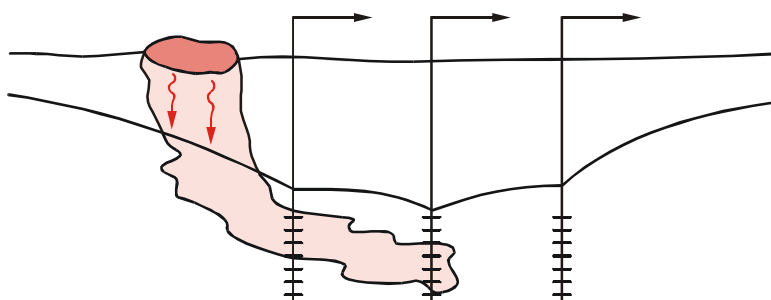
De cualquier manera, la velocidad de propagación no puede ser mayor que la del agua subterránea y el sentido seguirá al del flujo hidráulico. Algunos compuestos altamente solubles y móviles y que no reaccionan con el componente sólido (Cl^- , NO_3^-), se mueven prácticamente a la misma velocidad que el agua y por ello se los emplea como trazadores. Los NO_3^- , sin embargo, pueden ser reducidos por el medio, o por bacterias desnitrificantes que, en el caso de existir, modifican significativamente su concentración.

Dado que al tratar el tema en la zona subsaturada, se hizo referencia a los contaminantes generados por diferentes tipos de actividades y a sus características específicas, aquí se tratará sobre el comportamiento dinámico de los mismos.

En lo que hace al volumen del recurso deteriorado, se puede clasificar a la contaminación en: **puntual y difusa**.

7.1. PUNTUAL. Afecta a un volumen reducido del acuífero, extendiéndose sobre una superficie pequeña (Ej. contaminación que afecta a un pozo o a unos pocos pozos) y se caracteriza por presentar elevadas concentraciones (figura 9).

Fig. 9



7.2. DIFUSA Afecta a volúmenes significativos del acuífero y en general presenta concentraciones relativamente bajas del o los contaminantes, pero es de más difícil corrección que la puntual. En el ejemplo de la figura 8, la contaminación deteriora al acuífero freático, que es el más expuesto, pero también al semiconfinado subyacente, mediante el flujo descendente a través del acuitardo. Este mecanismo es el responsable del incremento en los tenores de NO_3^- registrados en el Acuífero Puelche (semiconfinado) en el Conurbano Bonaerense y en La Plata.

La llegada de un contaminante no reactivo (no se separa del agua, ni reacciona, ni es retenido por el terreno) a un pozo, se produce luego de su pasaje a través de las zonas subsaturada y saturada.

A efectos de disponer de órdenes de magnitud respecto al tiempo de tránsito, considerando un medio isótropo y homogéneo, se pueden emplear las siguientes ecuaciones para contaminaciones de tipo puntual (Custodio, 1994):

$$T_s = E \cdot h_r / R \qquad t_s = d \cdot m / K \cdot i$$

T_s : tiempo de tránsito por la zona subsaturada

E : espesor de la zona subsaturada

R : recarga local

h_r : humedad relativa del suelo

t_s : tiempo de tránsito por la zona saturada

d : distancia horizontal (foco - captación)

m : porosidad efectiva

K : permeabilidad

i : gradiente hidráulico

La ecuación para el medio subsaturado es demasiado simplista, pues no considera la permeabilidad vertical del mismo.

En la tabla I, se indican los tiempos de tránsito a través del medio subsaturado y saturado, para condiciones de recarga baja, media y alta (Custodio, 1994)

TABLA I

Medio no saturado									
E (m)	1	1	1	10	10	10	100	100	100
R (m/año)	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1
hr	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Ts (años)	2	0,5	0,1	20	5	1	200	50	10

De la tabla se desprende que, en función de los parámetros utilizados, los extremos para el tránsito en el medio subsaturado son 1 mes y 200 años. En el primer caso para una condición de recarga alta (1.000 mm/año) y reducido espesor de la zona de aireación (1 m) y el segundo, para 100 m de zona subsaturada y baja recarga (50 mm/año).

Fig. 10

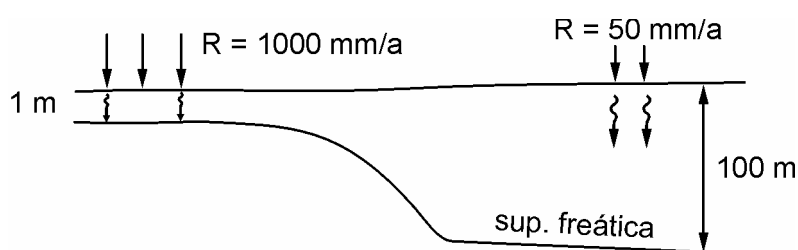


TABLA II

Medio saturado						
d (m)	10	10	10	1000	1000	1000
K (m/días)	1	10	100	1	10	100
m	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
l	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
v (días)	100	10	1	10000	1000	100
v (años)	0,3	0,03	0,003	30	3	0,3

En la tabla II se señalan los tiempos de tránsito en medio saturado, para distancias de 10 y 1.000 m, entre el punto de ingreso y el pozo, con permeabilidades de 1, 10 y 100 m/d, porosidad efectiva del 25% y gradiente hidráulico del 2,5%, apreciándose que el tránsito puede variar entre 1 día y 27 años, considerando condiciones extremas.

Si la contaminación es **difusa**, abarca un volumen significativo del acuífero y la relación entre las concentraciones de entrada y salida del sistema, en condición de flujo estacionario es:

entrada - salida = aumento en el medio

$$c_e \cdot R - c_s \cdot R = V dc/dt$$

R: recarga = descarga

c_e : concentración que la recarga adquiere a partir de la polución difusa (concentración de entrada)

c_s : concentración en el punto de muestreo (concentración de salida)

V: volumen de agua en el acuífero

$$t_m = V/R \quad t_m: \text{ tiempo medio de renovación}$$

$$(C_e - C_s)/(C_e - C_o) = \exp [1/t_m (t-t_a)]$$

C_o : concentración inicial (nivel base o background)

t_a : tiempo de tránsito por la zona subsaturada

t: tiempo a partir del ingreso del contaminante al medio

La interpretación matemática del transporte de un contaminante, se puede hacer mediante las ecuaciones de **flujo** y **de transporte de masa**.

7.3. FLUJO

$$\text{div}(k \text{ grad } h) + F = S_v dh/dt$$

k: tensor de permeabilidad

h: potencial hidráulico

F: término volumétrico (entrada/salida.tiempo)

S_v : almacenamiento específico

7.4. TRANSPORTE

$$m \cdot \text{div}(D \cdot \text{grad } c) - m \cdot \text{div}(V \cdot c) + Q = dc/dt$$

m: porosidad

V: veloc. intergranular del agua

D: dispersividad

t: tiempo

c: concentración del soluto

Q: término volumétrico del soluto por unidad de volumen del acuífero

7.5. PROPAGACION

La forma de producirse, de propagarse, de situarse y la intensidad de la contaminación, dependen de las características y ubicación de la fuente de polución, de las propiedades del contaminante (reactivo - no reactivo) de su movilidad, de la recarga y de las características del medio (permeabilidad, porosidad, anisotropía, heterogeneidad), que inciden en las del agua (gradiente hidráulico, velocidad de flujo). Por ello, existe una variedad muy grande de situaciones, en realidad una para cada

caso, lo que hace muy difícil realizar generalizaciones. Sin embargo, se hará mención a las más frecuentes.

En la figura 11 (Custodio, 1994), se aprecia la propagación de un contaminante localizado o focalizado, a través de un acuífero libre, siguiendo el sentido principal del flujo.

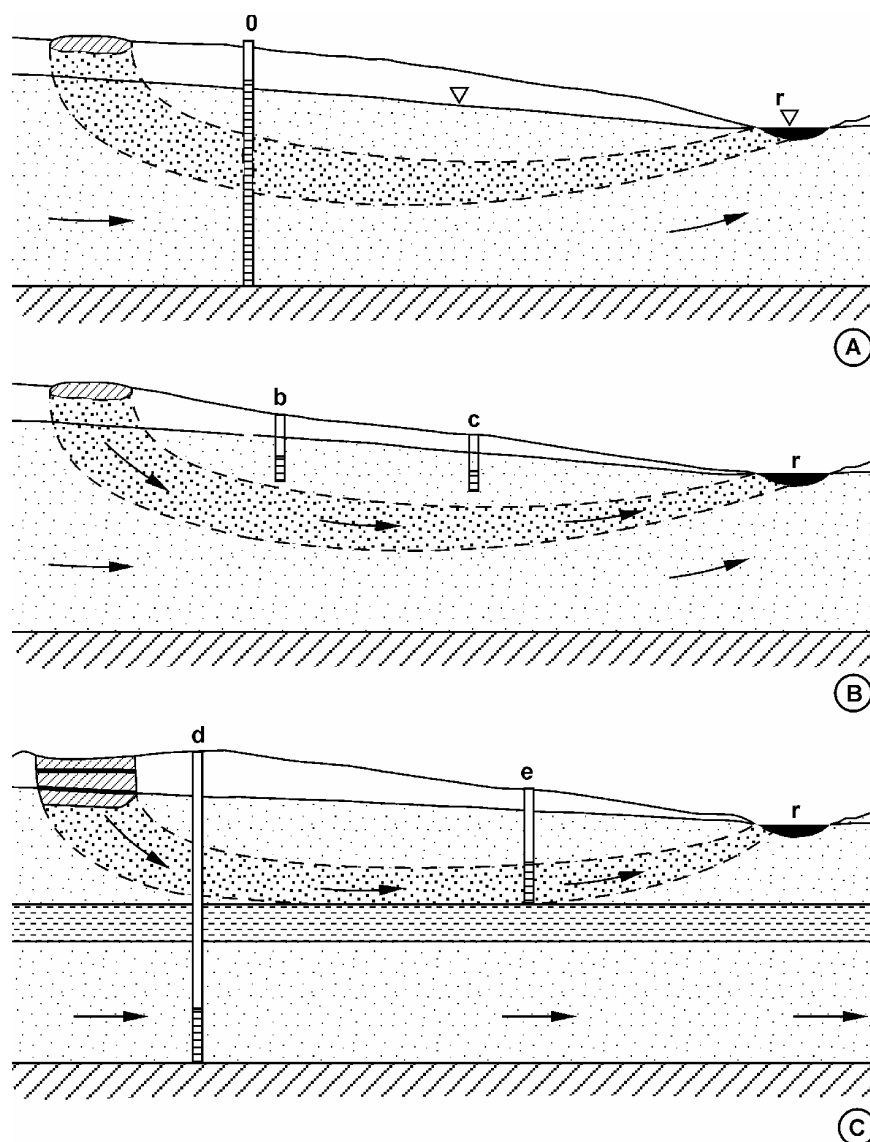
El pozo a va a brindar una muestra bastante diluida en la concentración del contaminante, particularmente si se la extrae por bombeo, debido a la longitud del filtro (A).

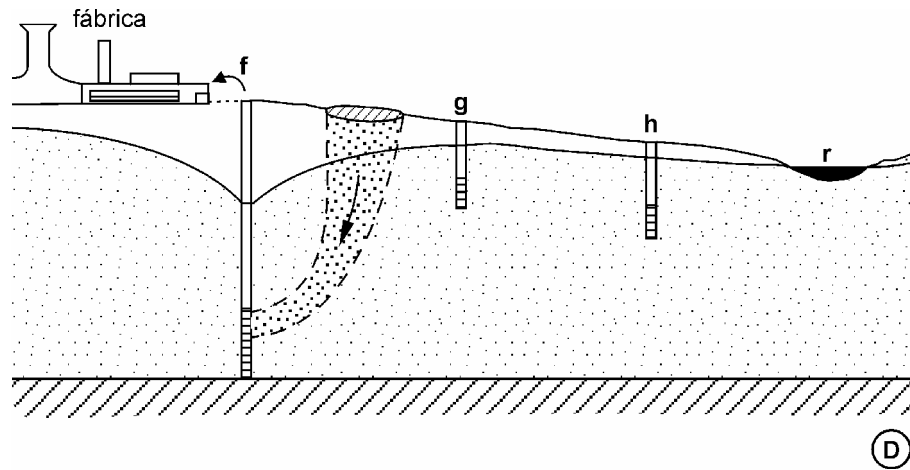
Los pozos b y c (B), no registran contaminación alguna, toda vez que su profundidad es menor a la que se ubica la pluma de contaminación.

El pozo d tampoco detecta contaminación, pues capta de un acuífero subyacente, pero sí lo hará el e más alejado de la fuente (C).

Finalmente en (D), el bombeo industrial invierte el sentido del flujo, evitando la llegada del contaminante al río, al menos mientras se mantenga el cono de depresión.

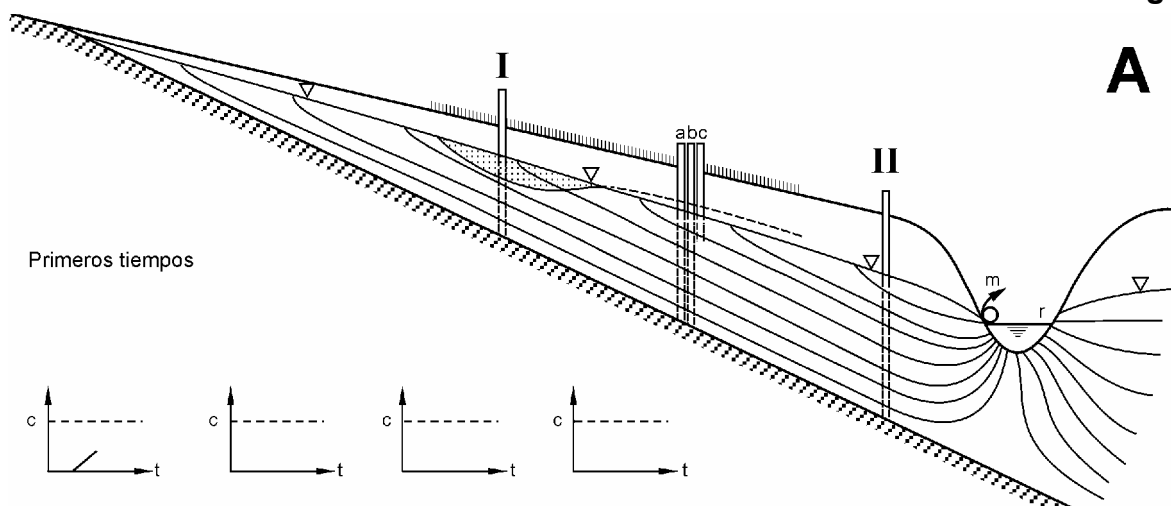
Fig. 11





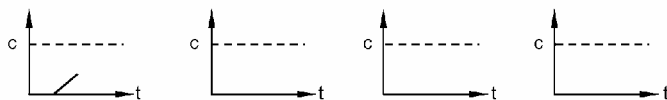
En la figura 12 (Custodio, 1994), se ejemplifica la evolución de un pluma de contaminación agrícola. Luego de alcanzar la superficie freática, el contaminante comienza a migrar en dirección del flujo; la dispersión mecánica y la difusión molecular permiten, junto con la persistencia de la entrada al medio, el incremento en el volumen de la pluma. Para tiempos cortos (A), el único pozo que detecta la contaminación y bastante diluida por su posición es el I. El grupo de los pozos (a b y c), el manantial y el río, no registran contaminación alguna. Para tiempos largos (B), la propagación de la pluma crece llegando al manantial y al río. En el grupo de pozos, el **a** observa una concentración diluida, el **b** no resulta afectado y el **c** registra la contaminación sin dilución. En el pozo II también se muestrea mezcla de agua contaminada y sin contaminar.

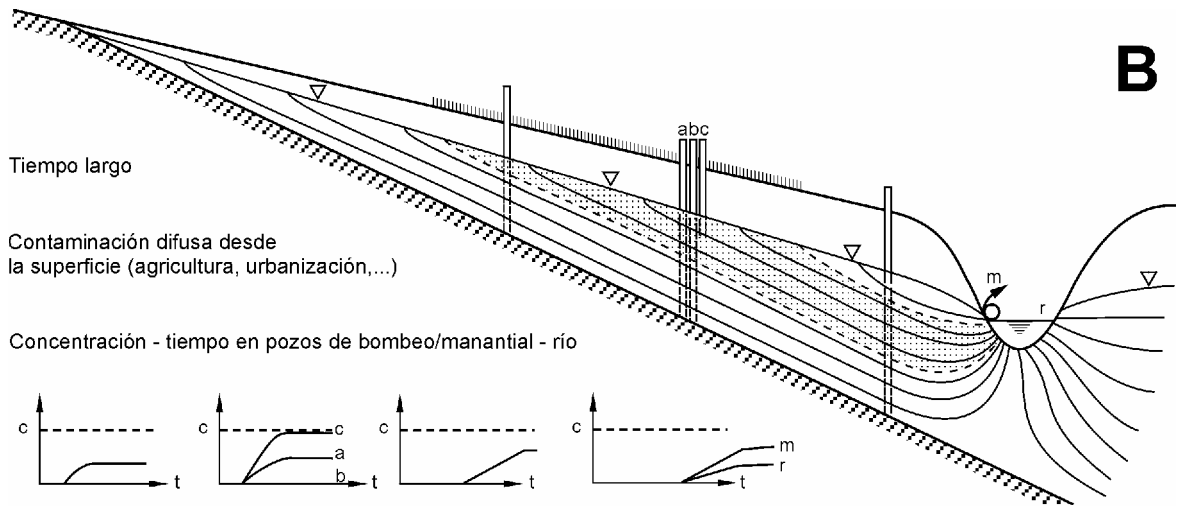
Fig. 12



A

Primeros tiempos



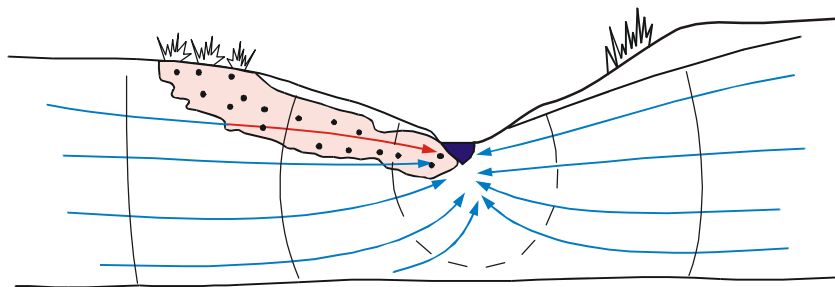


Efecto de contaminación difusa (agrícola) en un acuífero libre homogéneo. Primero debe penetrar la contaminación a través del medio no saturado, y el medio saturado es alcanzado en primer lugar allí donde el espesor del medio no saturado sea menor (o la recarga sea mayor). El río (r) y los manantiales (m) reciben la contaminación diferida y diluida. El pozo mas aguas arriba es el primero en detectar el efecto poco diluido a causa de la mezcla vertical que produce. En el grupo a, b, c, el pozo a produce una mezcla, el b no resulta afectado y el c acaba recibiendo la contaminación sin dilución. Los gráficos indican la evolución temporal de concentraciones.

La relación de potenciales hidráulicos entre el agua superficial y la subterránea, controla la posibilidad de que se produzca contaminación de una de ellas, a partir de la otra.

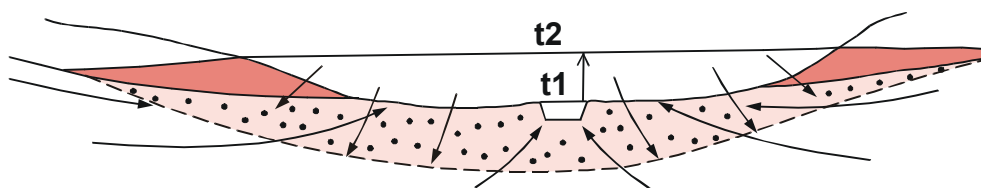
Así, si el río es **efluente** (recibe aporte subterráneo), no es posible que exista contaminación difusa del agua subterránea a partir de la superficial,

Fig. 13



pero sí de esta última, como resultado del aporte subterráneo (figura 13). Solamente puede producirse contaminación localizada en la vecindad de las márgenes, si el tirante del río sube y se invierte la relación de potenciales hidráulicos (figura 14).

Fig. 14



- t1: tirante del río agua normal.
- t2: " " " en crecida
- margen contaminada con agua superficial
- ⋯ mezcla de agua subterránea y superficial

Cuando el río retorna a su tirante normal, la condición hidráulica vuelve a la indicada en la figura 13.

El agua subterránea corre peligro cierto de contaminación a partir del agua superficial, si el río es influente (figura 15).

Fig. 15

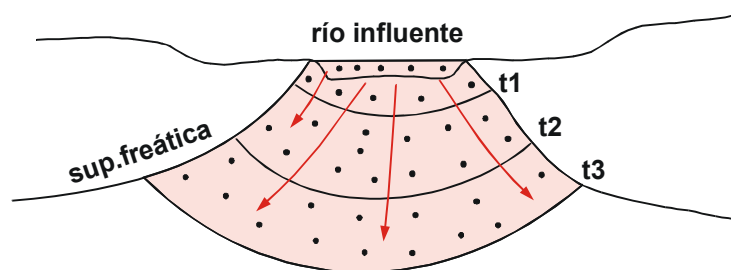
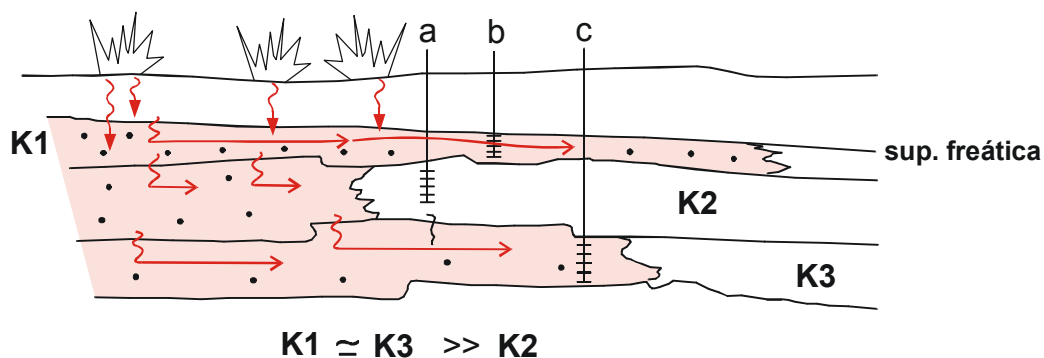


Fig. 16



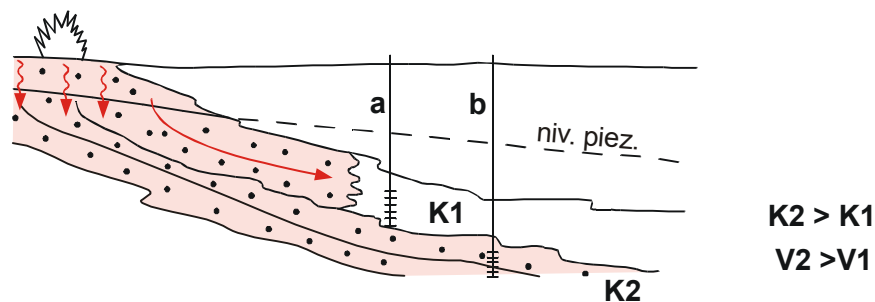
En un acuífero heterogéneo como el de la figura 16, la contaminación difusa desde superficie, se propaga con relativa facilidad a través del medio 1. Parte de ella llega al medio 2, donde la velocidad disminuye notoriamente debido a su baja permeabilidad. En 3, por el aumento de la permeabilidad, vuelve a incrementarse la velocidad de propagación.

El pozo (b) registra la pluma de contaminación en un tiempo (t_1) pero no el (a), más cercano a la fuente de polución debido a la baja velocidad de propagación en el medio 2. El 3, más profundo, pese a manifestar un retardo respecto al medio 2 frente al flujo vertical, presenta un mayor desplazamiento lateral de la pluma, que es identificada por el sondeo (c), en un tiempo t_2 , mientras que el sondeo (a), aún no la registra.

En caso de cesar el ingreso de contaminantes al sistema subterráneo, la recarga será mucho más activa en los medios 1 y 3, lo que dará lugar a una disminución relativamente rápida de la contaminación por dilución. El medio 2, debido a su baja dinámica, recibirá menor aporte y por ende el proceso de dilución será bastante más lento, lo que permitirá una mayor persistencia de la contaminación.

En un acuífero confinado, la polución puede producirse en el ámbito de recarga, generando contaminación difusa. Como en el caso anterior, si el acuífero es heterogéneo y la unidad geológica presenta estratificación gradada, casi seguramente $K_2 > K_1$ y la velocidad de propagación por el medio 2 ($V_2 > V_1$), por lo que la pluma avanza más rápidamente en 2 que en 1 y es detectada antes en el pozo b (figura 17).

Fig. 17



Si finaliza el aporte de contaminantes, en el pozo **a** se seguirá registrando la contaminación bastante tiempo después de su desaparición en el sondeo **b**.

Los ejemplos demuestran claramente la incidencia que ejerce el medio (mayor o menor heterogeneidad) y la dinámica del agua subterránea, en los procesos de contaminación y lo complicado que resulta detectarla y cuantificarla.

Por ello, para lograr un seguimiento adecuado (monitoreo) es necesario conocer las características y el comportamiento hidrogeológico de los acuíferos y de sus unidades asociadas.

Un caso particular, es el de los hidrocarburos, dado que la mayoría son inmiscibles (forman una fase líquida no acuosa). Muchos son menos densos que el agua (flotan), pero también los hay más pesados (solventes orgánicos - triclorobenceno, tricloroetileno, tetracloruro de carbono, etc).

En el primer caso (figura 18) los HC, luego de atravesar la zona subsaturada, llegan a la saturada, dejando una **mancha** en la primera, de hidrocarburos inmóviles

(saturación irreductible). La mancha origina la contaminación del agua que se infiltra, debido a que una fracción de los HC es soluble.

Una vez instalada sobre el agua freática, la acumulación de HC se desplaza lateralmente arrastrada por el flujo hidráulico, pero a una velocidad bastante menor que el agua, relación en la que influye notoriamente la viscosidad del HC.

La oscilación de la superficie freática desplaza verticalmente al HC, dando lugar a una mancha que puede ubicarse por encima o por debajo del nivel del agua subterránea (figura 19). Esta situación se magnifica cuando la superficie hidráulica está influenciada por el bombeo (figura 20).

Fig. 18

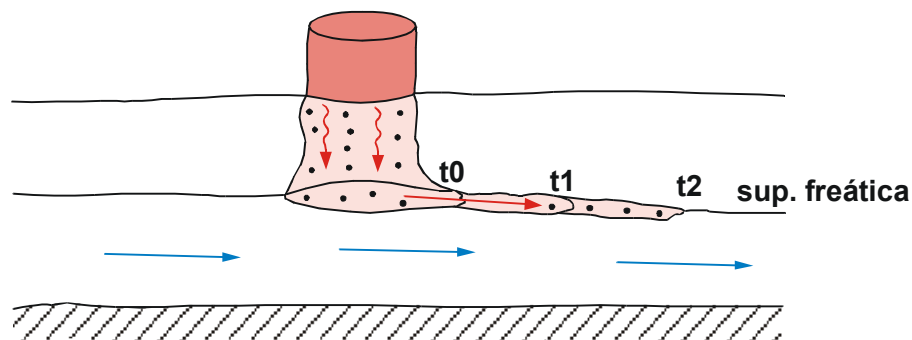


Fig. 19

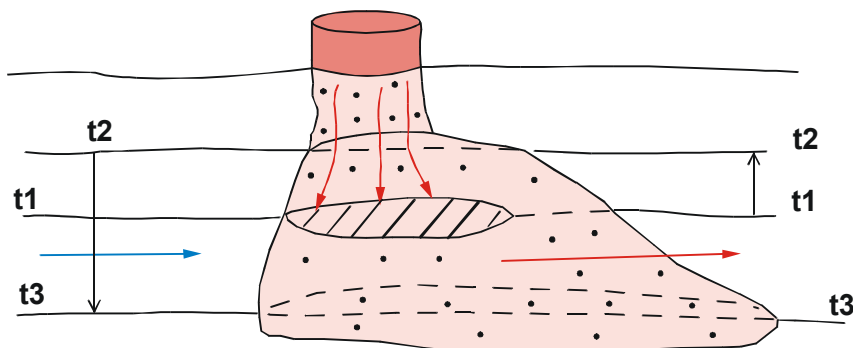
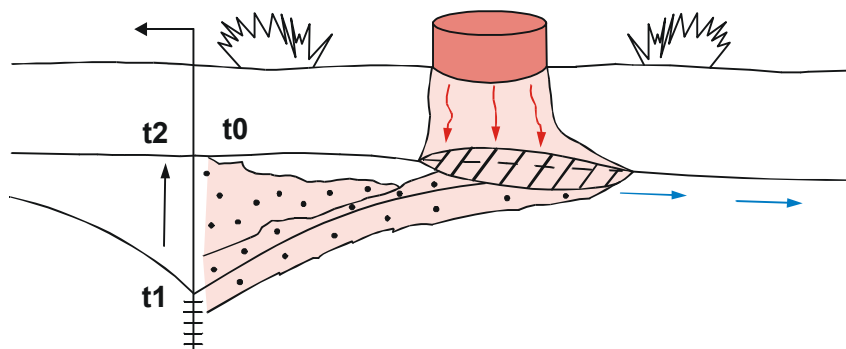


Fig. 20



En el punto 6.3.4 se mencionó la ecuación para estimar la propagación vertical de un HC en la zona subsaturada y seguidamente se desarrolla otra, empleada por el mismo autor, para establecer la propagación areal de un HC en su fase líquida, sobre la superficie freática o la franja capilar.

$$A_g = (V_i - V_s) \cdot 1000/D_o$$

$$V_s = A_i \cdot H \cdot u_o/1000$$

A_g : superficie de propagación de la fase líquida de HC (m²)

V_i : cantidad de HC infiltrado (m³)

V_s : cantidad de HC retenido en la zona de pasaje (m³)

D_o : espesor del HC sobrenadante (mm)

A_i : área en la que se produjo la infiltración (m²)

H : espesor de la zona subsaturada (m)

u_o : capacidad de retención del suelo seco frente al HC (l/m³)

La permeabilidad del medio frente a un HC varía notoriamente respecto del agua. De cualquier manera, un HC puede fluir si su saturación residual llega alrededor del 20%, índice bastante similar al que necesita el agua (20 al 22%)

En términos generales se pueden asumir las siguientes permeabilidades para HC, en función de los respectivos índices de saturación:

índice de saturación con HC: 80, 60, 45 y 20%, permeabilidad relativa: 75, 45, 23 y 0% respectivamente.

8. PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA FRENTE A LA CONTAMINACIÓN Y AL AGOTAMIENTO

Las medidas para proteger al agua subterránea de la contaminación, están orientadas a prevenirla, a eliminar sus consecuencias y a preservar su calidad, para asegurar un uso efectivo de la misma.

Dado que la contaminación del agua subterránea está íntimamente relacionada con el estado del agua superficial, la atmósfera, la lluvia y el suelo, su protección debe encararse al mismo tiempo y sobre la base de pautas que apunten a la preservación del ambiente en forma global.

8.1. Medidas

Dentro de las medidas de naturaleza técnica, se pueden citar:

- * creación de sistemas cerrados para la disposición de residuos líquidos industriales y urbanos.
- * empleo de tecnología limpia o que genere pocos residuos.
- * tratamiento de las aguas servidas.

- * verificación y reparación de pérdidas en los sistemas de saneamiento (desagües cloacales).
- * aislamiento de las aguas contaminadas respecto de las aptas.
- * desactivación y reemplazo de los pozos ciegos o fosas sépticas por redes cloacales.
- * eliminación o purificación de emisiones gaseosas y humos.
- * limitación en el empleo de fertilizantes y pesticidas en la actividad agropecuaria.
- * creación de territorios especiales para la preservación del agua y de los otros recursos naturales (suelo, aire, biota).

La experiencia indica que la restauración de la calidad de un acuífero deteriorado por el ingreso de uno o varios contaminantes, constituye una tarea sumamente complicada en el aspecto técnico y generalmente de elevado costo. Es prácticamente imposible restaurar un acuífero a su condición original y con frecuencia, ni siquiera se logra recomponerlo para las exigencias que requiere el uso. En definitiva, es válido para los recursos naturales en general y para el agua subterránea en particular, el apotegma de la medicina: **es preferible prevenir que curar.**

En este sentido, no debe olvidarse la escasa dinámica que posee el agua subterránea si se la compara con el agua superficial o el aire, por lo que los procesos de contaminación insumen tiempos prolongados para producirse y manifestarse (años, decenios, centenios y hasta milenios), pero también para mejorar su condición frente a la polución. Por ello, en la generalidad, es mucho más sencillo y rápido, restaurar la calidad de un río que la de un acuífero.

Otros factores trascendentes en la prevención para evitar el deterioro del agua subterránea, son las normas, regulaciones y leyes, que traten sobre la utilización, las concentraciones máximas admitidas para diferentes usos y las cargas de contaminantes permitidas en los efluentes industriales, urbanos y agrícolas.

8.2. Monitoreo

El primer paso para un adecuado sistema de prevención hidrogeológico, es la instalación de una **red para el monitoreo** de niveles y calidad del agua subterránea. El término monitoreo implica seguimiento y por lo tanto, se refiere a mediciones y muestreos reiterados (periódicos). La periodicidad del monitoreo, depende de variados factores: régimen de flujo (natural o artificial - extracción); fuentes reconocidas o potenciales de contaminación (ubicación y características), carga, movilidad, persistencia y toxicidad de los contaminantes; tamaño del acuífero; comportamiento hidráulico (libre, semiconfinado o confinado); características y espesor de la zona subsaturada; características y posición de la zona de recarga y profundidad de los acuíferos semi y confinados; relación exceso - déficit y periodicidad de la recarga; etc.

La mayoría de estos factores incide también en la distribución y separación de los pozos para monitoreo, cuya principal virtud consiste en que sean hábiles para

brindar valores representativos de los potenciales hidráulicos y para permitir un muestreo que también sea representativo de la calidad del acuífero.

La condición señalada, no sólo debe cumplirse espacialmente, sino también en el tiempo y en este sentido, los pozos que integren la red, debe elegirse teniendo presente el lapso previsto para el monitoreo de forma de disponer de puntos estables, que permitan una fácil medición y muestreo. Además deberán tener libre acceso en los momentos elegidos para los registros.

Los requerimientos mencionados no son fáciles de cumplimentar, especialmente en las redes que se utilizan para monitorear a nivel regional (más de 50.000 hectáreas), dado que para esta tarea, generalmente se emplean pozos existentes, construidos con otra finalidad (agua potable, riego, uso industrial o doméstico, etc).

Pozos exclusivamente para monitoreo, suelen perforarse en acuíferos bajo explotación, o en terrenos industriales, o en la cercanía de basurales, pero cubriendo superficies mucho menores que la citada (hectáreas a cientos de ha).

En estos casos, lógicamente el espaciado es mucho menor y aunque éste depende, como ya se dijo, de variados factores, a título ilustrativo se puede señalar que para un monitoreo regional es satisfactorio contar con 1 pozo cada 500 a 2.000 ha, mientras que para otro local, particularmente para monitorear hidrocarburos, es necesario disponer de 2 a 5 pozos por ha.

Además del tamaño del ámbito a monitorear, el número y la distribución de los pozos, depende en gran medida de la dinámica del acuífero y más específicamente de la dinámica del agua contaminada.

Es muy conveniente detectar el límite entre el agua contaminada y la que no lo está, para conocer su desplazamiento espacial y temporal. Para ello, se eligen o ubican pozos en secciones caracterizadas por ambos tipos de agua.

Si el acuífero es confinado o semiconfinado, debe asegurarse la aislación entre éstos y el freático, que normalmente es el más expuesto a la contaminación. En los acuíferos semiconfinados, con filtración vertical descendente, es común la contaminación difusa a través de los acuitardos y no por mala aislación o estado de las cañerías (caso del Acuífero Puelche en el Conurbano y en La Plata).

Otro elemento a tener muy en cuenta, es la técnica para el muestreo y preservación de las muestras.

En efecto, algunos contaminantes se presentan en concentraciones muy bajas (millonésimas de gramo por litro) y aún así son altamente tóxicos (plaguicidas, metales pesados, hidrocarburos alifáticos, HC aromáticos, sustancias radiactivas). Por ello, el muestreo debe efectuarse con sumo cuidado, empleando el equipamiento y el instrumental adecuado para cada caso, con el objeto de evitar pérdidas (HC aromáticos volátiles), o la introducción accidental de la misma sustancia que se quiere detectar (bomba o roscas lubricadas con aceite, si se va a determinar HC).

El personal debe estar bien aseado, con ropa limpia y el manipuleo debe efectuarse con suma precaución.

En los casos de determinaciones analíticas con precisión de ug/l, no es conveniente reiterar el uso del equipo de muestreo; o sea, se utiliza un equipo diferente en cada pozo, para evitar la contaminación cruzada. En estos casos es conveniente establecer el fondo o background ambiental para deducirlo de las concentraciones del contaminante registradas en el agua. Esta práctica se emplea corrientemente cuando se muestrea para HC totales o metales pesados, en las refinerías o plantas de almacenamiento de HC.

Las muestras, para determinar el fondo del contaminante, se llaman "blancos" y en general son de agua destilada.

Las muestras tomadas en los sondeos, deben disponerse en recipientes que se adecuen a sus características p.ej. para preservar HC, el envase debe ser de vidrio color caramelo y además, deben acidificarse con HCl hasta pH 3 y mantenerse enfriadas a unos 3° C, para evitar su degradación.

Para los metales pesados, se emplean los mismos recipientes, también se mantienen enfriados, pero luego de bajar el pH a 2 con HNO₃.

Lógicamente que la calidad del laboratorio, particularmente en la precisión que logre en la determinación de contenidos tan bajos, juega un rol preponderante en el éxito de los trabajos.

En relación al **monitoreo para establecer el estado hidráulico de un acuífero**, lo que se hace es medir periódicamente los niveles de agua en los pozos que integran la red y en el caso de existir, en los sitios donde se concentra la descarga natural p.ej. manantiales.

La variación en la posición de la superficie freática de un acuífero libre, indica variación del volumen de agua almacenada, (si asciende aumenta, si desciende disminuye), mientras que la variación en la posición de la superficie piezométrica de un acuífero confinado, si se produce por encima del techo impermeable del mismo, es producto de diferencias en la presión hidráulica.

En los acuíferos semiconfinados, la modificación en la posición de su superficie hidráulica, puede derivar de variaciones en la presión hidráulica, de cambios en el volumen almacenado, o de ambos.

Las variaciones en la reserva pueden deberse a procesos naturales (relación recarga-descarga) o artificiales (extracción).

En el primer caso, durante los períodos de exceso (recarga superior a descarga) la tendencia general es al ascenso del nivel, en los tres tipos de acuíferos. En los lapsos de déficit, sucede lo contrario. A estos cambios se los denomina estacionales porque se producen en el transcurso del año hidrológico. Otros, de mayor duración (plurianuales), derivan de ciclos climáticos secos o húmedos y normalmente abarcan

varios años y aún decenios, como en Oeste de la Provincia de Buenos Aires, donde desde 1965 la precipitación está por encima de la media registrada desde 1900/65.

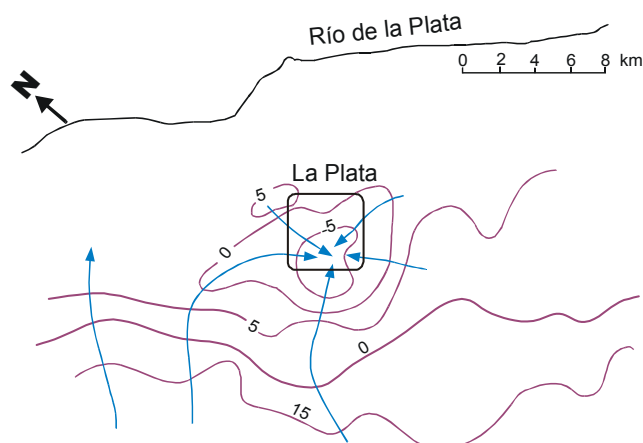
En la generalidad, las variaciones de los potenciales hidráulicos producidas artificialmente, superan con amplitud a las que se originan naturalmente.

En sitios sometidos a extracción para consumo humano, riego o uso industrial, la tendencia es declinante y si la disminución de la reserva resulta significativa, se dice que el acuífero está sobreexplotado.

En definitiva, el objetivo principal del monitoreo hidráulico, es efectuar un seguimiento de la evolución del agua almacenada. Para ello, los niveles deben medirse en reposo, o sea sin que haya incidencia del bombeo. Lamentablemente, en la mayoría de los centros urbanos que se abastecen con agua subterránea esto resulta prácticamente imposible, debido a que los pozos funcionan en forma continuada y en el mejor de los casos, sólo se puede sacar temporariamente de servicio a algunos de ellos. En estos lugares, la red de flujo subterráneo presenta una marcada distorsión, con fuertes cambios en los gradientes y en las velocidades y con la aparición de las formas hidráulicas que tipifican a la extracción (conos de depresión). Los pozos de observación para el monitoreo deben ubicarse de manera que permitan definir las características de los conos de depresión (extensión lateral y vertical, gradientes hidráulicos), pero también de los ámbitos vecinos no distorsionados por el bombeo.

Esta será la única manera de poder cuantificar, conociendo la magnitud de otro parámetro hidráulico trascendente (transmisividad), el caudal que ingresa al o a los conos de depresión, para comparar dicho caudal con el que se extrae por bombeo, a fin de establecer la relación entre ambos. En la figura 21 se representa la red de flujo ocasionada por la extracción para el abastecimiento de agua potable a La Plata (50 hm³/a). El embudo hidráulico está delimitado por la equipotencial de 0 m que tiene una longitud de 32 km; considerando además el gradiente hidráulico ($6,1 \cdot 10^{-3}$) y la transmisividad medios (550 m²/d), el caudal que ingresa al cono a través de la línea de 0 m es de 107.000 m³/d (39 hm³/a).

Fig. 21

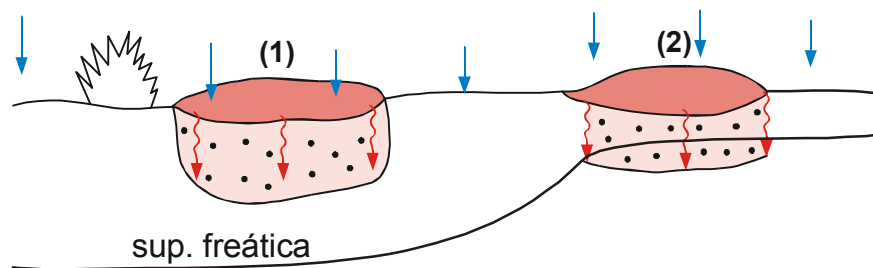


8.3. Vulnerabilidad

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**.

La vulnerabilidad, es función inversa de la profundidad de yacencia (figura 22) y directa de la permeabilidad vertical (K) de la zona subsaturada (figura 23), en el caso de acuíferos libres. Los acuíferos confinados son más vulnerables en sus ámbitos de recarga y los semiconfinados dependen de la aislación que les brinden sus acuitardos.

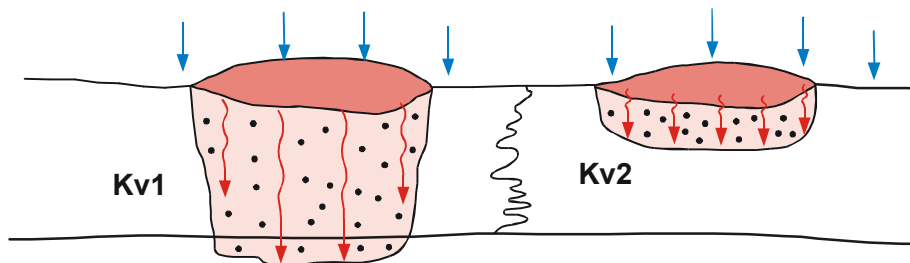
Fig. 22



8.3.1 Acuífero libre

En (1) la profundidad a que se ubica la superficie freática, le otorga un espesor considerable a la zona subsaturada respecto a (2), hecho que favorece la fijación de algunos contaminantes y la atenuación en la concentración de otros. En (2), la cercanía del agua subterránea a la superficie y a la fuente de contaminación, hace que la atenuación de la polución en su paso por la zona subsaturada, sea poco efectiva (figura 23).

Fig. 23

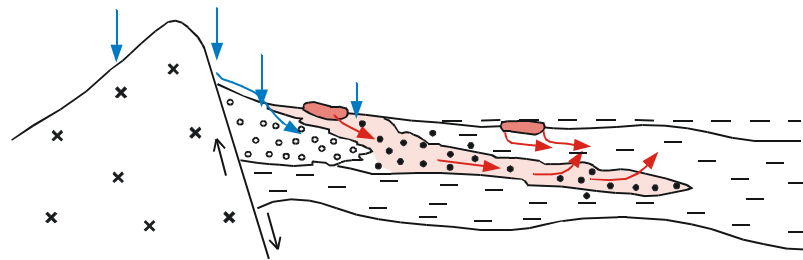


Si la permeabilidad vertical en 1 es mucho mayor que en 2 ($Kv1 \gg Kv2$) la velocidad de desplazamiento de la pluma en (1) es mucho mayor que en (2). De cualquier manera, si el aporte se mantiene y los contaminantes son suficientemente móviles y persistentes, la pluma también puede alcanzar al agua freática en (2), aunque con mayor retardo y dilución (figura 23).

8.3.2. Acuífero confinado

Está directamente expuesto en sus afloramientos que son los sitios por donde se produce la recarga. Ya en una posición alejada de la serranía, la granometría disminuye hasta hacerse muy fina (pelítica) y constituir un efectivo sellante litológico. A esto se le agrega la posición de la superficie piezométrica, que frecuentemente se ubica por encima del suelo (acuífero surgente), lo que impide el flujo vertical descendente y por ende la contaminación en profundidad (figura 24).

Fig. 24



8.3.3. Acuífero semiconfinado

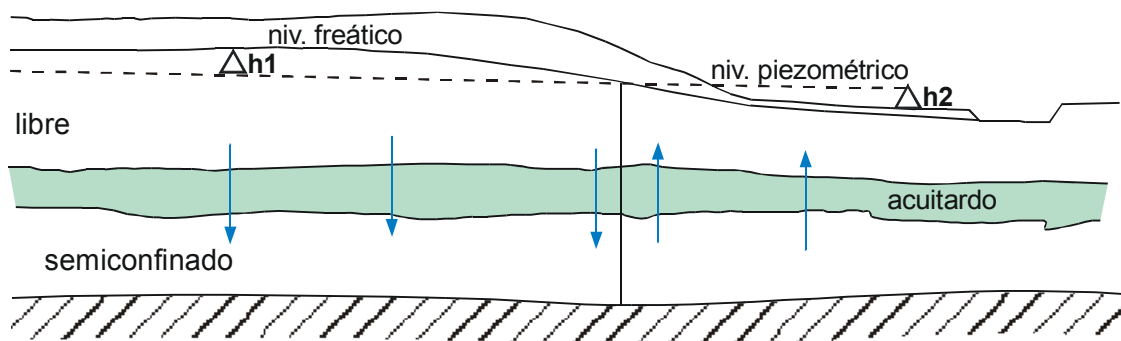
La vulnerabilidad de este tipo de acuífero, está controlada por las propiedades físicas y geométricas de los acuitardos (permeabilidad vertical, porosidad y espesor) y también por la diferencia de potencial hidráulico que guarda con el libre sobrepuesto.

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 25 se señala la relación hidráulica natural con un h_1 favorable al acuífero libre, que define el sector de recarga del semiconfinado y un h_2 , favorable a este último que tipifica al ámbito de descarga.

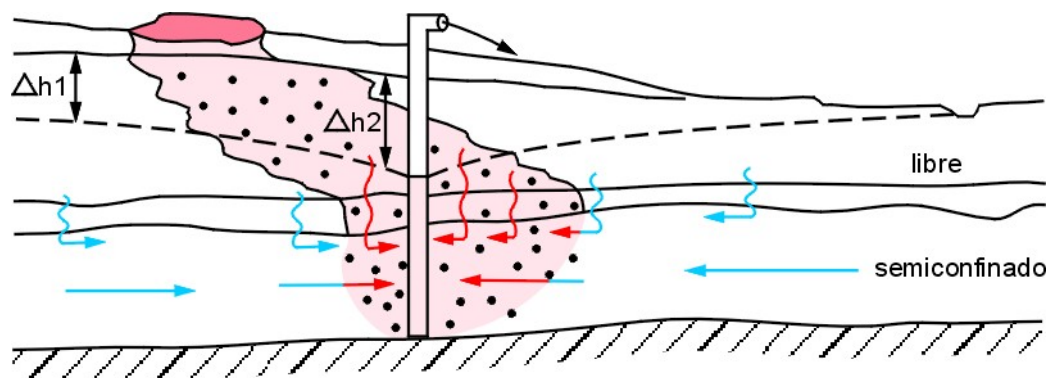
El acuífero semiconfinado sólo puede contaminarse a partir del libre en el ámbito de recarga, pero no en el de descarga.

Fig. 25



En la figura 26 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.

Fig. 26



8.3.4. Grado de vulnerabilidad

Establecer en forma cuantitativa el grado de vulnerabilidad de las unidades hidrogeológicas no es tarea sencilla, en virtud de lo variado de los factores que inciden en ella. Sin embargo, reduciendo las variables a considerar sólo a 2 (espesor y permeabilidad de la zona subsaturada), se puede lograr una caracterización semicuantitativa, referida a la **vulnerabilidad relativa de los acuíferos libres**.

En relación al espesor de la zona subsaturada (e) se consideran cinco casos (tabla III).

TABLA III

espesor de la zona subsaturada					
m	< 5	5 - 15	15 - 30	30 - 50	>50
índice	5	4	3	2	1

El índice 5, representa la condición más vulnerable (menos protegida) y el 1 la más protegida frente a la contaminación.

En relación a la permeabilidad media vertical de la zona de aireación se tiene (tabla IV).

TABLA IV

permeabilidad vertical de la zona subsaturada					
m/día	< $1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3} - 0,01$	0,01 - 1	1 - 50	50 - 500
índice	1	2	3	4	5
	muy baja	baja	media	alta	muy alta

5: con permeabilidades verticales (K_v) de 50 a 500 m/día, está representado por arena mediana y gruesa, grava arenosa y grava.

4: K_v de 1 a 50 m/d, por arena muy fina a limosa, arena fina y arena mediana a gruesa.

3: K_v de 0,01 a 1 m/d, por limo y limo arenoso.

2: K_v de 0,001 a 0,01 m/d, por limo y limo arcilloso.

1: $K_v <$ de 0,001 m/d, por arcilla y arcilla limosa.

Tomando la permeabilidad vertical (K_v) vuelve a ser 5 el más vulnerable y 1 el más protegido.

Considerando ambas variables en forma conjunta, se tiene que su suma varía entre extremos de 2 a 10 (2 resulta el menos vulnerable y 10 el más vulnerable).

Con el objeto de disponer de órdenes de magnitud respecto a la vulnerabilidad del agua subterránea frente a la contaminación y facilitar la elaboración de la cartografía correspondiente, se asumen 3 condiciones:

e + K_v de 2 a 4 (grupo I - vulnerabilidad baja)

e + K_v de 5 a 7 (grupo II - vulnerabilidad media)

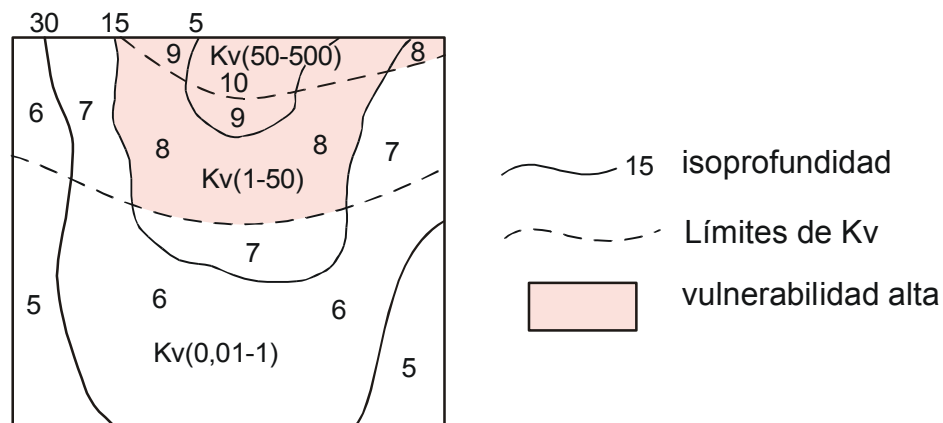
e + K_v de 8 a 10 (grupo III - vulnerabilidad alta)

En la tabla V se esquematiza la distribución de los campos mencionados.

TABLA V

K_v	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						

Fig. 27



Para tener una visión areal del grado de vulnerabilidad del agua subterránea freática frente a la contaminación, es necesario elaborar un mapa donde se reproduce la profundidad del agua subterránea, junto con las variaciones de la permeabilidad vertical (figura 27).

Del mapa se desprende que el sector más vulnerable es el que contiene al río (sector rayado) y que los más alejados, presentan una mejor protección (vulnerabilidad media).

Los mapas de **vulnerabilidad**, deben acompañarse con los de **riesgo** en los que se señala la ubicación de las fuentes reales o potenciales de emisión de contaminantes (zonas urbanas, con la indicación de los sectores cubiertos con desagües cloacales, basurales, terrenos cultivados, emplazamientos industriales, sectores ganaderos, etc).

Especialmente interesa conocer la materia prima utilizada y los efluentes vertidos por la industria y, pese a que es mucho más difícil de establecer, la carga de contaminantes que produce la actividad industrial. Algo similar ocurre con los terrenos cultivados, donde es importante determinar el tipo y el volumen aplicado de fertilizantes y pesticidas, con el objeto de orientar las determinaciones analíticas de laboratorio.

En relación a la **cuantificación de la vulnerabilidad de los acuíferos confinados y semiconfinados**, se toma en cuenta: el espesor, la distribución, la litología y las propiedades hidráulicas del acuicludo o del acuitardo que actúa como techo y la relación de potenciales hidráulicos con el o los acuíferos superpuestos.

No resulta sencillo diferenciar con certeza si un acuífero es confinado o semiconfinado. Es más, el confinamiento absoluto no existe en la naturaleza y por ello, es más frecuente la existencia de acuíferos, semiconfinados que confinados.

Los ensayos de bombeo brindan valores del coeficiente de almacenamiento del acuífero principal y la permeabilidad vertical de los sellantes asociados (acuitardos, acuicludos), lo que puede orientar el análisis, pero en general son de corta duración y abarcan porciones hidrogeológicas relativamente reducidas.

La relación de niveles hidráulicos es un valioso indicador y en este sentido los acuíferos semiconfinados suelen presentar potenciales bastante parecidos a los del acuífero libre sobrepuesto, mientras que los confinados comúnmente poseen niveles piezométricos bastante diferentes a los freáticos.

La hidroquímica también puede ayudar y en este caso, salinidades y composiciones aniónicas y catiónicas similares, apuntan a una comunicación hidráulica efectiva.

Otros factores a tener en cuenta, son la desaparición de la capa freática en zonas donde se practica sobreexplotación de acuíferos más profundos y la contaminación de estos como consecuencia de la migración vertical descendente del agua freática.

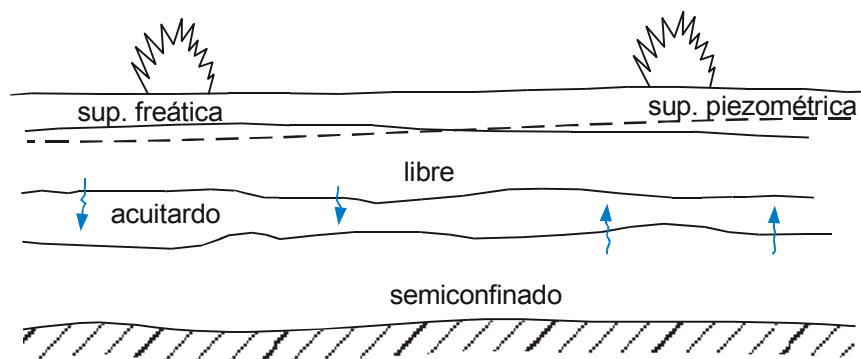
Ya se dijo que la vulnerabilidad de un acuífero confinado o parcialmente confinado, fuera de los ámbitos donde afloran o se ubican a poca profundidad, depende de 2 factores. Uno se refiere a la geometría y propiedades hidráulicas del sellante superior y el otro a la relación de los potenciales hidráulicos entre el confinado o el semiconfinado y el acuífero sobrepuesto, que generalmente es el freático.

La permeabilidad vertical del acuitardo o del acuicludo (K') y su transmisividad vertical ($T' = K'/e'$) no son de fácil determinación. Una forma es mediante ensayos hidráulicos, pero estos en general brindan valores bastante más altos que los reales. Más preciso es comparar la freaticimetría 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 semiconfinado, estimar el valor de T' . Magnitudes de T' entre 10^{-3} y 10^{-6} día^{-1} son típicas de acuíferos semiconfinados, mientras que las menores de 10^{-6} día^{-1} indican un alto grado de confinamiento y las mayores de 10^{-3} día^{-1} apuntan hacia acuíferos libres o semilibres. Un valor de $T' = 5 \cdot 10^{-4} \text{ día}^{-1}$ significa que por cada metro de diferencia de potencial hidráulico entre el acuífero parcialmente confinado y el freático, pasarán por una superficie de 1 m^2 del sellante, $5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3$ (0,5 litros) al cabo de 1 día.

Los potenciales hidráulicos relativos de las unidades hidrogeológicas involucradas, resultan fundamentales, pues condicionan el flujo vertical.

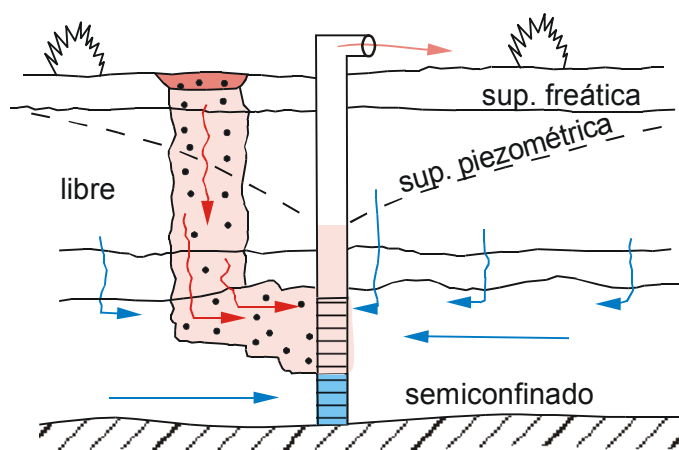
Si los niveles son parecidos el flujo vertical a través del acuitardo estará muy limitado (figura 28). La dinámica vertical se acentuará notoriamente en condiciones de alteración artificial (figura 29).

Fig. 28



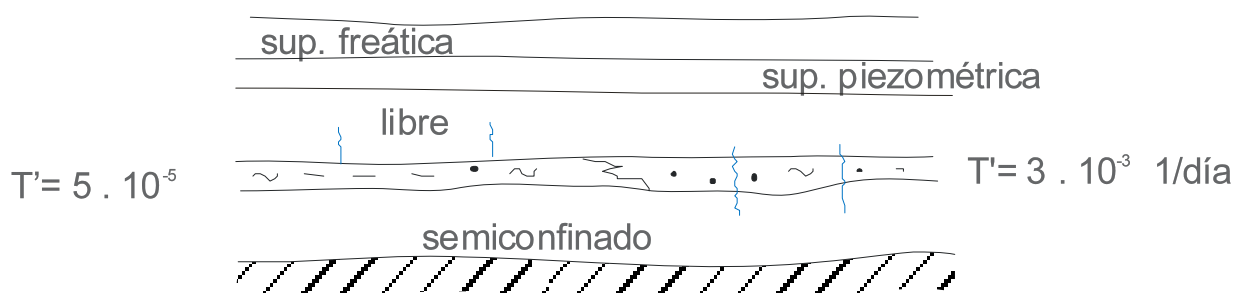
De los esquemas se desprende que la situación menos favorable para la protección del acuífero parcialmente confinado, se da cuando su potencial hidráulico es menor que el del freático; o sea existe un gradiente hidráulico vertical negativo en profundidad (figura 29).

Fig. 29



Otro factor que incide en la comunicación hidráulica es la continuidad areal y litológica del sellante, dado que los cambios faciales suelen modificar notablemente sus propiedades respecto a la transmisión de agua (figura 30).

Fig. 30



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 VI)

TABLA VI

H2 > H1	vulnerabilidad baja
H2 ~ H1	vulnerabilidad media
H2 < H1	vulnerabilidad alta

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

TABLA VII

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

8.4. Perímetros de protección

A efectos de cuidar la calidad del agua subterránea, se delimitan zonas de protección en derredor de las captaciones (perforaciones, manantiales, galerías filtrantes, drenes, etc). En ellas se imponen restricciones al uso del territorio y a toda actividad que implique o suponga riesgo de contaminación. Las restricciones suelen ser severas en las inmediaciones de las captaciones y se van disipando a medida que aumenta la distancia.

Las limitaciones en el uso y la zonificación varían de acuerdo a la reglamentación de cada país sobre el tema.

Según Custodio (1994), existe un denominador común que puede resumirse de la siguiente manera:

8.4.1. Zona inmediata

De 10 a 20 m alrededor de la captación; es propiedad del que capta. El sitio está cerrado y controlado; no se permite la circulación de personas ni vehículos ni el almacenamiento, manipulación y aplicación de ninguna sustancia peligrosa.

8.4.2. Zona próxima

Se delimita fundamentalmente para la protección a la contaminación bacteriológica y para un tiempo de tránsito que varía entre 50 y 100 días, lapso máximo de sobrevivencia bacteriana fuera de su hábitat propicio. En función del tipo de acuífero, de

la profundidad de la superficie freática, del tipo litológico y la permeabilidad vertical de la zona subsaturada, y del caudal de la captación, se fijan distancias de 50 hasta 300 m. Se toleran actividades no contaminantes, algunos almacenamientos bien controlados y en general, una circulación restringida de personas y vehículos.

8.4.3. Zona alejada

En general se la extiende hasta límites naturales (bordes de acuíferos o divisorias subterráneas), a efectos de lograr tiempos de tránsito de por lo menos algunas decenas de años. Su extensión es variable, alcanzando comúnmente desde algunos cientos de metros hasta más de 1 km. Existen restricciones de uso del territorio para la industria y para urbanizaciones, como así también para ciertas prácticas agrícolas y a la existencia, diseño y conservación de vías de comunicación. Si el tamaño es muy grande, se la suele subdividir para graduar las restricciones.

El establecimiento de zonas de protección para el agua subterránea constituye una importante intervención en el ordenamiento territorial, toda vez que condiciona directa o indirectamente a las actividades agrícolas, ganaderas, forestales, industriales, de transporte y urbanas, por lo que en su fijación, deben participar otros organismos competentes, además de los dedicados a la gestión específica del agua.

Resulta evidente que para lograr una correcta protección, además del cuidado territorial, las captaciones deben estar diseñadas y construidas de forma de evitar el ingreso de contaminantes (encamisadas, con sus bocas cerradas, en recintos limpios, en sitios que no sean cubiertos por agua superficial, con equipos de bombeo que no pierdan lubricante, etc). Esto que parece redundante, muchas veces no se cumple por desidia, falta de conocimiento, deficiencias constructivas, o abaratamiento, pese a que constituye un factor fundamental en la preservación de la calidad del agua subterránea.

En los cuadros 6, 7, 8, 9, 10, 11 y 12, se mencionan las normas de calidad de agua utilizadas por los países de América del Norte, Europa y Argentina y las recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (WHO - OMS)

El cuadro 6 es una normativa desarrollada por EPA para metales pesados, HC volátiles, pesticidas y policlorinados, además de NO_3^- y NO_2^- , donde se indican los máximos admitidos para agua potable, los efectos que pueden producir sobre la salud y las fuentes más comunes de aporte al agua.

En el cuadro 7, se comparan, las normas vigentes de EUA, Canadá, Comunidad Económica Europea y OMS para sustancias inorgánicas tóxicas y no tóxicas, orgánicas, radiactivas, orgánicas volátiles y respecto al contenido bacteriológico.

El cuadro 8 es la norma canadiense, que contempla concentraciones máximas aceptables (MAC) para sustancias que se conoce o se sospecha que causan efectos adversos en la salud. Concentraciones máximas aceptables provisorias (IMAC), para sustancias en las que la insuficiencia de datos toxicológicos impide fijar con certeza un

límite MAC. Factores estéticos (AO), son aquellos que le otorgan mal aspecto al agua (olor, color, sabor).

En el cuadro 9 de origen holandés, no sólo se cita la aptitud del agua, sino también la del suelo calificándolos en 3 niveles de acuerdo a la concentración de la sustancia considerada: A (background o fondo), B (valor indicativo para estudios adicionales) y C (valor indicativo para proceder a la limpieza).

El cuadro 10 trata sobre la norma bacteriológica para el agua potable elaborada por la CEE.

En el cuadro 11, se señalan los límites permisibles en un agua potable establecidos por OSN de Argentina y en el 12, los establecidos por el Código Alimentario Argentino.

En el cuadro 13 se reproducen los niveles guía de calidad de agua y de suelo, de acuerdo a lo establecido por la Ley 24.051 para residuos peligrosos vigente en Argentina.

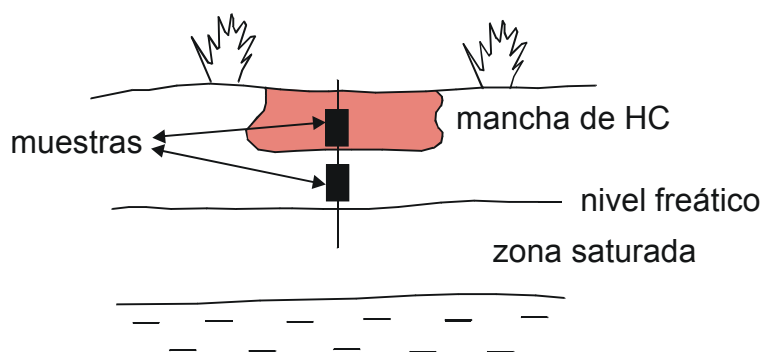
9. IDENTIFICACIÓN Y REMEDIACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN CON HIDROCARBUROS EN EL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA

9.1. DIAGNÓSTICO

9.1.1. Recopilación de información. Especialmente la referida a la ubicación de los ductos enterrados, depósitos, tanques, plantas de bombeo o tratamiento, sitios de vertido, etc. También respecto al tipo de HC utilizado o producido (pesados, livianos, volátiles, etc.)

9.1.2. Verificación in situ. Reconocimiento del ámbito objeto. Identificación de derrames, lugares deprimidos donde se concentra el escurrimiento superficial. Recintos de tanques, piletas API, separadores, canales de descarga, etc. La finalidad del reconocimiento es establecer los lugares mas apropiados para el muestreo (los mas comprometidos).

9.1.3. Muestreo de suelo y agua. El muestreo de suelo y su descripción en boca de pozo tiene por objeto seleccionar las muestras que se enviarán a laboratorio. La descripción macroscópica se basa en el grado de impregnación, el olor y la iridiscencia. En general se diferencia: **sin impregnación, impregnación baja, media y alta**. La selección de las muestras se basa en las que presentan alta impregnación y las que carecen de ella; con el objeto de establecer el espesor contaminado (figura 31).

Fig. 31

Para delimitar espacialmente las **manchas**, además del perfil es necesario conocer la extensión areal. Con ello se puede estimar el volumen de suelo contaminado y ajustar los costos y las prácticas destinadas a la remediación. Para la delimitación areal, es necesario lograr una adecuada distribución de los sondeos exploratorios. El distanciamiento entre sondeos depende de la finalidad y grado de precisión previstos en el estudio, del grado de contaminación y de la movilidad de los contaminantes y de las condiciones físicas del medio (porosidad, permeabilidad, anisotropía, heterogeneidad). En términos generales, considerando refinerías o plantas de almacenamiento y despacho de HC, para las condiciones físicas de los suelos de las zonas llanas (limos, arcillas, limos arenosos y arenas finas de baja permeabilidad), es recomendable un distanciamiento que no supere los 50 m entre sondeos para lograr una adecuada definición areal de la contaminación (5 sondeos por hectárea).

La extracción de las muestras para enviar a laboratorio, se efectúa mediante un sacatestigos tipo Moretto o Terzaghi que se hinca en el suelo por golpeo. Debe prestarse especial cuidado en no introducir contaminantes durante la perforación y/o el muestreo, para lo cual no deben emplearse lubricantes (en las roscas de ensamble de las barras). También es necesario lavar minuciosamente toda la sarta del sondeo, incluido el sacamuestras, después de cada extracción. Finalmente, debe preservarse el aseo del personal (indumentaria limpia) y cuidar el manipuleo de las muestras. Las vainas de PVC deben sellarse en sus extremos mediante tapas a presión, para evitar o atenuar la pérdida de livianos por evaporación.

El muestreo de agua es conveniente realizarlo después de 1 semana o más de terminada y limpiada convenientemente la perforación, a fin de permitir el ingreso de los HC viscosos que presentan una dinámica mucho más lenta que la del agua. Las muestras deben envasarse en recipientes de vidrio color caramelo para evitar la fotoalteración.

Para conocer el valor de la contaminación ambiental, se expone un "blanco" de agua destilada destapado, en el sitio estudiado, durante el tiempo que duren los trabajos de perforación y muestreo. La concentración en HC y metales pesados del

blanco, deberá deducirse de la obtenida en las muestras para conocer la contaminación efectiva del agua.

Una precaución insoslayable consiste en evitar contaminaciones “cruzadas”, por el uso del mismo equipo de muestreo en sondeos con agua contaminada, en otros que no lo están. Para ello se pueden utilizar dos procedimientos: el más conveniente es no reiterar el uso del equipo de muestreo; o sea emplear uno diferente en cada pozo. El otro, más económico, consiste en limpiar adecuadamente el equipo de muestreo (bomba, cañería, válvula, etc.) luego de cada toma.

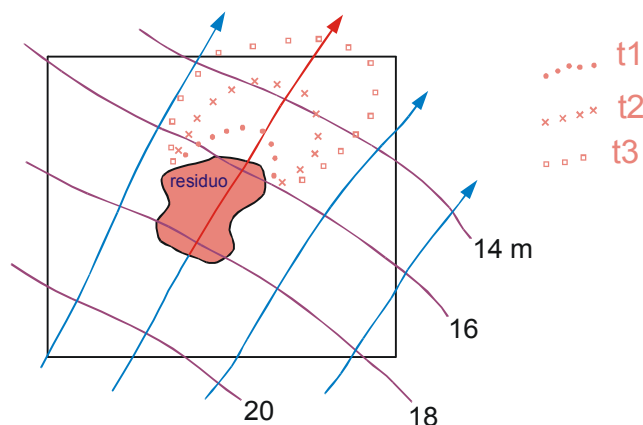
Las muestras deben acidificarse con HCl hasta un pH de aproximadamente 3 y mantenerse en frío (unos 3° C) hasta su llegada al laboratorio, para evitar la alteración de los HC. Para ello se utilizan conservadoras de hielo portátiles durante el muestreo.

Los resultados de laboratorio, tanto en las muestras de suelo como en las de agua, resultan los factores determinativos para decidir sobre la necesidad de remediación y definir las técnicas a utilizar para ello.

En la Argentina tiene vigencia la Ley 24.051 (cuadro 13), que trata sobre la aptitud del agua y del suelo para diferentes usos. De ellos el que más interesa a la actividad petrolera es el uso industrial. En la Ley se consideran las concentraciones máximas de la mayoría de los HC y sus derivados (BTEX, aromáticos polinucleares, livianos, fenoles, metales pesados, etc.) y aquellos que no están contemplados (HC total) se pueden obtener de otras normas como la Holandesa.

Además de la contaminación hidrogeológica vertical (comunicación entre acuíferos, intercalación de capas impermeables, zonación química) y del gradiente hidráulico en profundidad, uno de los factores más trascendentes es el flujo lateral, cuyo conocimiento se logra a partir del mapa con curvas equipotenciales, que permite visualizar el sentido del flujo subterráneo y establecer los gradientes hidráulicos laterales (figura 32).

Fig. 32



Las direcciones de flujo son perpendiculares a las líneas equipotenciales y el agua se mueve desde los mayores hacia los menores potenciales hidráulicos. En el ejemplo el agua subterránea fluye de SO a NE atravesando el predio de la refinería.

Si los procesos de refinación o almacenamiento generaron contaminación, la misma puede propagarse por fuera del predio, hacia el Norte, pero no hacia el Sur. Por lo tanto, de existir agua contaminada en el Sur de la refinería, no proviene de la misma, salvo que en algún momento se hubiese invertido el sentido del flujo, hecho que suele acaecer cuando existe extracción cercana (bombeo).

Con los gradientes hidráulicos y las permeabilidades de las unidades hidrogeológicas que se obtienen mediante ensayos de bombeo, se pueden estimar las velocidades de flujo del agua subterránea, que en ambientes llanos como el de la Provincia de Buenos Aires, varían entre mm y cm por día.

Otro factor a tener en cuenta debido a que genera manchas en sentido vertical, es la oscilación de la superficie freática. En efecto el HC sobrenadante es desplazado por el movimiento del agua, dando lugar a manchas que pueden ubicarse por encima o por debajo del nivel medido (figura 19). El sobrenadante correspondiente al nivel en to, se desplaza hacia arriba (t1) y posteriormente hacia abajo (t2), originando un sector manchado en el perfil que abarca desde t1 a t2 y un aumento en el tamaño lateral de la mancha original, debido a los fenómenos de dispersividad y difusividad.

10. CRITERIOS PARA DECIDIR SOBRE LA NECESIDAD DE LIMPIAR EL SUELO

Han variado en los últimos 10/15 años. Hasta principios de 1980, se empleaba solamente la concentración de los contaminantes, mientras que en la actualidad los entes reguladores de América del Norte, Europa, Australia y Nueva Zelanda consideran otros factores como:

- 1 - Concentraciones existentes
- 2 - Movilidad ambiental
- 3 - Relación de calidad suelo - agua
- 4 - Salud de plantas y animales
- 5 - Salud del hombre
- 6 - Estética
- 7 - Límites de detección analítica
- 8 - Uso de la tierra

10.1. Concentraciones existentes

Se refiere al nivel base o background de los suelos frente a diversas sustancias, cuya presencia deriva de procesos naturales. Por lo tanto las concentraciones referidas son previas al deterioro artificial. En general se las emplea como umbrales de optimización para los tratamientos correctivos. °

Generalmente no se dispone de información respecto a la concentración existente en el suelo, es más común la referida al agua superficial y más rara la del agua subterránea. La variabilidad del contaminante dificulta la interpretación Ej. Cu y Se (móviles). Resulta más fácil determinar el background del Hg y Co debido a que presentan mayor uniformidad temporal en sus concentraciones.

10.2. Movilidad ambiental

Es la habilidad que posee una sustancia para trasladarse en el medio ambiente. En términos generales los componentes que presentan mayor movilidad son los más solubles (Cl^-) y los más volátiles (BTEX). Es conveniente señalar que la movilidad no sólo depende de las propiedades de la sustancia, sino también de las características del medio. En efecto, un suelo arcilloso (muy poco permeable) hará que el Cl^- en solución tenga menos movilidad que un hidrocarburo viscoso en otro de alta permeabilidad (grava o arena).

En definitiva, el concepto de movilidad apunta a establecer si los contaminantes pueden salir del sitio objeto. En este aspecto resulta importante conocer la dinámica del agua subterránea, tanto en lo referente a su dirección, como velocidad (figura 32).

10.3. Relación de calidad suelo - agua

Esta relación aparece como obvia pero no siempre es así. En la generalidad de los casos, donde el suelo está contaminado, el agua también lo está o presenta un riesgo potencial de estarlo.

La permeabilidad del suelo, la profundidad del agua, la movilidad del contaminante y el clima, son factores determinantes en relación al deterioro del suelo y del agua subterránea.

En la figura 33 se indica la incidencia de la **permeabilidad, que al ser muy baja en (a) limita la movilidad** del contaminante impidiendo que alcance al agua subterránea. En (b), la presencia de grava (alta permeabilidad) facilita el desplazamiento y la llegada del contaminante al agua freática.

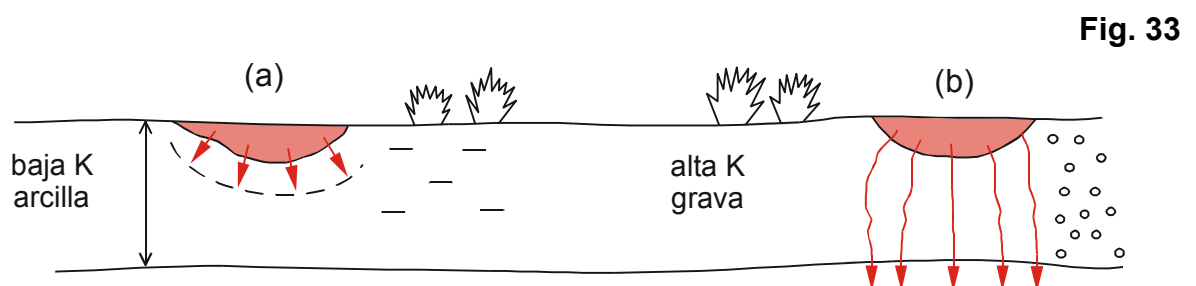


Fig. 33

La **zona de aireación o subsaturada** se caracteriza por presentar los tres estados de la materia (sólido, gas y líquido). El sólido es la partícula del suelo, el gas es aire y el líquido agua. En lo referente a la contaminación del agua subterránea, su principal virtud es que actúa como un efectivo filtro natural frente al desplazamiento de

los contaminantes. Por ello, cuanto mayor es su espesor, tanto mayor será su efectividad para fijarlos.

Ya se citó a la **movilidad** como una de las propiedades básicas para decidir sobre la limpieza. Aquellas sustancias que tienen baja movilidad en el suelo pueden no alcanzar al agua subterránea aunque ésta se ubique a poca profundidad. Caso de los pesticidas organoclorados, que son efectivamente fijados por el suelo debido a su gran tamaño molecular. Otro contaminante adsorbido por los componentes arcillosos del suelo, es el K^+ . Un comportamiento totalmente opuesto exhiben los nitratos, que son altamente móviles y estables, por lo que, si su concentración es alta en el suelo, es muy factible que también lo sea en el agua subterránea.

En regiones de **clima** húmedo, el excedente en el balance hídrico se transforma en escorrentía y en infiltración. Este último proceso favorece el transporte de los lixiviados a través de la zona subsaturada hasta el agua freática. Además otra característica de las comarcas húmedas, es la escasa profundidad a que se ubica la superficie freática (la zona subsaturada presenta un espesor reducido y ello facilita la llegada de los contaminantes a la zona de saturación).

10.4. Salud de plantas y animales

En lo referente a las plantas, la mayoría de la información existente considera a los contaminantes capaces de producir trastornos en los cultivos (boro, cobre, níquel y cinc.)

Respecto a los animales, el tratamiento más frecuente es de las sustancias que pueden perjudicar a los de pastoreo (molibdeno, selenio y cobre).

10.5. Salud humana

En la mayoría de las normas internacionales, constituye el factor determinante para decidir sobre la necesidad de **limpiar**.

En lo que concierne al suelo, se consideran aquellos contaminantes que eventualmente puedan incorporarse a los vegetales de consumo (verdura y frutas). Sin embargo, el recurso a tener más en cuenta es el agua, toda vez que es muy frecuente el abastecimiento a partir de pozos domiciliarios en las cercanías de las plantas mencionadas.

La mayoría de los componentes naturales de los HC y de los derivados, producto de su refinación, son altamente tóxicos, aún en concentraciones de millonésimas de gramo por litro de solución (Ej: Pb 200, Hg 2, Benceno 5, Tolueno 50, Aromáticos totales 100, Naftaleno 30, Pireno 100, Polinucleares totales 200).

10.6. Consideraciones estéticas

Las manchas de HC en el agua superficial o en el suelo, así como los olores, afectan estéticamente al ambiente. Esto, generalmente constituye un efecto

secundario, toda vez que cuando se manifiestan alteraciones en la estética ambiental, la afectación del recurso ya es severa.

La cuantificación del daño estético es complicada, por ello MOE de Ontario, aplica apreciaciones cualitativas para evaluar la calidad del suelo retirado de una planta industrial cuyos óptimos son los siguientes:

- suelo sin olor
- suelo sin decoloración ni manchas
- suelo sin iridiscencia en agua

10.7. Límites de detección analítica

Este criterio se utilizó durante mucho tiempo para los suelos de uso residencial y rural, particularmente para aquellos contaminantes cuya acción se reconoce como nociva para el ser humano. Para los de uso industrial, generalmente se aplicó un límite equivalente a un múltiplo del primero.

El mejoramiento de las técnicas de detección logrado en los últimos tiempos (ug/kg) y el aumento en el conocimiento del daño que algunos contaminantes producen en el organismo, modificó el umbral de cuantificación analítica como borde superior para la remediación. Sin embargo es mucho lo que queda por investigar, especialmente sobre el grado de agresividad biológica de los contaminantes. En este sentido, a fines de 1980, se estimaban en un millón los compuestos orgánicos producidos por la industria de los países desarrollados. De ellos, unos cuarenta mil eran de uso corriente en América del Norte y Europa, muchos de ellos altamente tóxicos y de éstos la EPA monitoreaba regularmente 240.

Otro factor trascendente en este aspecto, es la asepsia necesaria para el muestreo, el envasado, la conservación y el traslado al laboratorio, que resultan imprescindibles para evitar la contaminación cruzada. Con el objeto de establecer el umbral ambiental (background) se emplean los **blancos**, para cuya extracción, manipuleo y análisis deben tomarse las mismas precauciones que para las muestras.

10.8. Uso de la tierra

La utilización del suelo es otro de los criterios empleados con frecuencia para la corrección (remediación).

En términos generales se puede subdividir al uso en: residencial, agrícola e industrial, aunque también existen otros como: recreación, comercial, parques, pavimentos, jardines domésticos, espacios públicos, etc. En virtud del riesgo que implica la contaminación en los diferentes sitios, el suelo para uso industrial es el que posee menor exigencia normativa.

El criterio de **polifuncionalidad**, propuesto por los países bajos (Moen 1988), establece la preservación del suelo en función de sus usos posibles (cultivos, medio que contiene al agua potable, recurso en el se desarrollan las plantas y animales, etc).

11. TÉCNICAS PARA LA REMEDIACIÓN DEL SUELO Y DEL AGUA

La corrección de los suelos contaminados y de las aguas asociadas puede hacerse: **in situ, dentro del sitio o fuera del sitio.**

Corrección in situ. El material es tratado y los contaminantes eliminados o degradados en el mismo sitio en que ocurrió la contaminación.

Corrección dentro del sitio. En este caso los materiales contaminados son trasladados a lugares más adecuados, pero dentro de la misma refinería o depósito de HC, donde se los pueda tratar, ej. biocorrección o land farming.

Corrección fuera del sitio. Debe preservarse cuidadosamente la carga durante el traslado para evitar el deterioro de ambientes “sanos” ocasionados por eventuales derrames o pérdidas de la sustancia contaminada.

11.1. Tratamiento de suelos

Las tecnologías de uso más frecuente incluyen: 1- incineración 2- biocorrección 3 - reacciones químicas 4- lavado 5- solidificación y estabilización 6- terraplenamiento.

11.1.1. Incineración. Se logra por: horno rotativo, inyección líquida, lecho fluidizado, infrarrojo o vitrificación.

Horno rotativo. Consiste en un cilindro revestido de material refractario, cuyo eje se dispone unos 5° respecto de la horizontal y que gira con una velocidad de 0,3 a 1,5 m/minuto.

Inyección líquida. Es una cámara de combustión vertical asistida por un quemador en el que se inyecta el desecho líquido de baja viscosidad.

Lecho fluidizado. Es otro tipo de incinerador que se basa en la circulación de aire caliente.

Para los tres casos citados hay que considerar tanto los sólidos que quedan en los hornos como las cenizas y gases emitidos durante la operación. Otro de los inconvenientes que presenta esta técnica es su elevado costo.

Infrarrojo. Se basa en la temperatura producida por elementos radiantes de tipo infrarrojo.

Vitrificación. Se realiza in situ, mediante electrodos que se hincan en el suelo a diferentes profundidades. El espacio que separa los electrodos es cubierto con una capa de grafito para compensar la baja conductividad del suelo. Las superficies tratadas varían entre 10 y 100 m² con una profundidad máxima de 5 m. Las temperaturas de funcionamiento son del orden de los 1.000 a 2.000 °C.

11.1.2. Biocorrección. Consiste en la transformación de contaminantes en moléculas menos complejas y tóxicas, por la acción de microbios que se presentan naturalmente en el suelo o en el agua, por enzimas, o por microorganismos logrados por la ingeniería genética. Los primeros sistemas de biorremediación, hoy casi en desuso, pero que

actuaban en forma muy eficaz, fueron las cámaras sépticas, empleadas para purificar las aguas servidas antes de su vertido a los pozos negros o ciegos.

Los niveles mas altos de degradación logrados por biocorrección, no superan el 90 %. Los tiempos de tratamiento son prolongados y en su efectividad final influye el contenido en el suelo de: humedad, oxígeno y materia orgánica, temperatura, pH, nutrientes, etc. En algunos casos se ha practicado la inyección bacteriana en sitios determinados del perfil del suelo o de la zona saturada, en coincidencia con los sectores que manifiestan más alta contaminación. Sin embargo la mayor actividad bacteriana se da en los primeros 20-30 cm del perfil, que es donde existe mayor aireación, disminuyendo notoriamente en profundidad.

Los lodos contaminados con HC deben secarse previamente a su disposición y la concentración final no debe superar al 10% de hidrocarburo en relación al peso del suelo seco, con el que se mezcla y se esparce en capas de 20 a 30 cm de espesor. Es necesario arar periódicamente para facilitar la aireación y controlar el pH y el contenido de humedad, a fin de facilitar la actividad bacteriana.

11.1.3. Reacciones químicas. Como la reducción del Cr o la oxidación del Pb orgánico (tetraetilo de Pb) a plomo metálico.

11.1.4. Lavado. El suelo puede ser lavado antes de su disposición para disminuir la carga de contaminantes. Se emplean solventes o “jabones” (tensoactivos). Luego se tratan los lixiviados, generalmente por incineración.

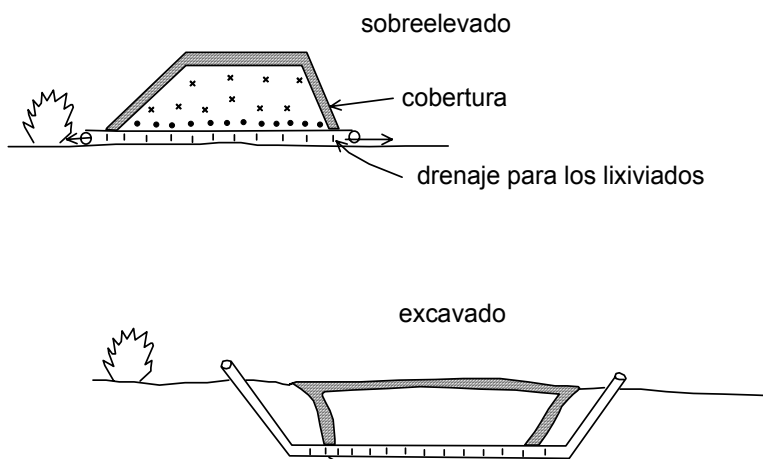
11.1.5. Solidificación y estabilización. EPA considera por lo menos 6 categorías para lograr solidificación y estabilización:

a) cemento b) cal más puzolanas c) asfaltos d) polímeros orgánicos e) vitrificación y f) otros.

Hasta el presente no se ha podido comprobar efectividad a largo plazo de este tratamiento.

11.1.6. Terraplenamiento. La disposición en excavaciones o como rellenos sobre elevados son prácticas comunes para los residuos peligrosos (figura 34).

Fig. 34



11.2. Factibilidad técnica para la extracción y el tratamiento de agua subterránea

Para establecer la factibilidad técnica de la extracción del agua contaminada, es necesario conocer el comportamiento hidrogeológico de las unidades deterioradas (permeabilidad, porosidad, espesor, direcciones de flujo, gradientes hidráulicos, velocidades de flujo, etc.) y prever el sistema de tratamiento para su disposición de acuerdo a las exigencias de las normas correspondientes.

Es importante señalar que resulta imposible extraer la totalidad del agua intersticial contaminada, aún con HC livianos o miscibles. Del volumen total de agua poral, sólo una fracción es efectivamente recuperable por acción gravitatoria (porosidad efectiva). La diferencia entre el volumen total de agua y el efectivamente recuperable es mayor en los sedimentos de grano fino (arcilla) que en los medianos o gruesos (arena y grana).

A modo de ejemplo se citan las siguientes porosidades medias:

POROSIDAD EFECTIVA %	MATERIAL	POROSIDAD TOTAL %
0 - 5	Arcilla	40 - 60
10 - 20	Arena	20 - 45
15 - 25	Grava	25 - 40

Los sistemas de extracción: pozos de gran diámetro (1 a 5 m), perforaciones de diámetro reducido (5 a 50 cm) o colectores horizontales, dependerán de las propiedades físicas e hidráulicas de las unidades hidrogeológicas afectadas (permeabilidad, espesor, continuidad, productividad, profundidad) y del tipo de contaminante (inmiscible, miscible, viscoso, fluido, liviano, pesado, volátil, etc.).

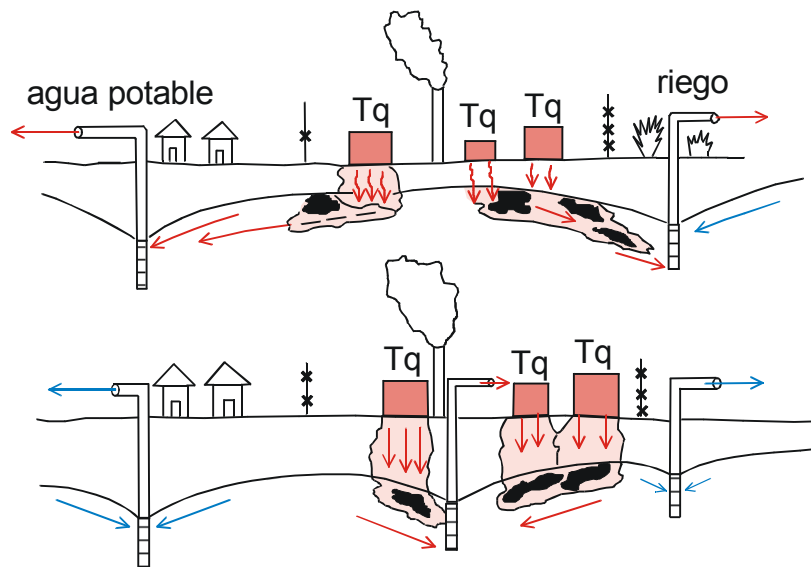
En términos generales se adopta el sistema de pozos de gran diámetro, a veces combinado con colectores horizontales en medios de baja permeabilidad y por ende de

escasa productividad y las perforaciones de pequeño diámetro en los sistemas de mediana y alta permeabilidad.

Se suelen utilizar algunas técnicas complementarias para mejorar la recuperación de HC con el agua, como la inyección de solventes o vapor de agua para fluidificar a los viscosos. El primero, sin embargo, encarece la extracción y a veces complica el proceso, pues a la extracción del contaminante hay que agregar la del solvente.

Ya se mencionó que por acción del bombeo, sólo puede extraerse una fracción del agua intersticial y que ésta es menor en los materiales de baja permeabilidad. Más complicado aún resulta extraer el contaminante, especialmente cuando es inmisible. Por ello una técnica de uso frecuente en las refinerías europeas, es la de evitar la salida de los HC en fase acuosa, fuera del predio de las mismas. De esta forma aunque no se logre una recuperación efectiva del contaminante, se preserva la calidad del agua subterránea de los ambientes vecinos, lo que resulta especialmente trascendente en los lugares en que se utiliza el agua subterránea para consumo humano, ganadero, o riego (figura 35).

Fig. 35



Los sistemas de recuperación por bombeo, necesariamente deben contemplar el tratamiento del agua previo a su vertido como efluente o reinyección profunda. El monitoreo resulta imprescindible y en la generalidad de los casos hay que practicar sondeos y construir piezómetros especialmente para ello.

Las técnicas de tratamiento más utilizadas son:

1- **Separación con aire.** Emplea torres para el almacenamiento temporario del agua contaminada, en las que se inyecta aire a presión. Es efectiva para separar volátiles. En BTEX el índice de recuperación puede llegar al 95%.

2- **Separación por gravedad.** Es de uso corriente en la industria petrolera; aprovecha la condición de inmiscibilidad en el agua, de muchos HC. Es hábil para lograr el tratamiento de volúmenes importantes. En HC inmiscibles se puede bajar la concentración hasta 15 mg/l.

3- **Adsorción con carbono.** Los lechos de carbono activado granular, suelen ser efectivos para eliminar algunos compuestos aromáticos de alto peso molecular y baja solubilidad (aromáticos polinucleares, índice de recuperación 95%) y también para fijar metales.

4- **Biodegradación.** La técnica consiste en lograr un contacto íntimo entre bacterias, oxígeno, elementos nutritivos y los HC en cuestión. Para ello se emplean grandes tanques o lagunas de aireación (biorreactores), con tiempos de residencia variables (alrededor de 24 hs). Se puede lograr hasta 0,1 - 1 mg/l de contaminante en solución.

5- **Ósmosis inversa.** Se aplica para extraer sales en solución, empleando membranas semipermeables y el principio de diferencia de presión osmótica entre soluciones de alta y baja concentración salina.

Concluyendo se puede sintetizar que:

- El diagnóstico sobre el estado del suelo y del agua subterránea frente a la contaminación con HC debe basarse en un muestreo representativo, para lo cual no sólo habrá que seleccionar adecuadamente la grilla areal, sino también la ubicación de los puntos a muestrear en el perfil.

- Durante la ejecución de los sondeos hay que prestar atención para no introducir HC en ellos, por lo que no deben emplearse lubricantes en las roscas, el agua de la inyección debe ser limpia y sumamente cuidadoso el manipuleo y envasado de las muestras.

- La selección de las muestras de suelo para las determinaciones analíticas de laboratorio, normalmente se efectúa mediante una apreciación macroscópica en boca de pozo, teniendo en cuenta el grado de impregnación, el olor y la iridiscencia.

- Para el muestreo de agua subterránea es conveniente que transcurra al menos una semana desde la finalización del sondeo, a fin de permitir el ingreso de los HC, especialmente los viscosos que tienen una dinámica mucho más lenta que el agua.

- La variación del potencial hidráulico en sentido vertical permite predecir la tendencia a la contaminación en profundidad. En el aspecto areal, la red de flujo subterráneo resulta imprescindible para determinar la ubicación de los sitios más comprometidos frente a la contaminación.

- Para remediar el suelo deteriorado, salvo muy raras excepciones, es necesario renovarlo, prepararlo, tratarlo y disponerlo nuevamente en el mismo sitio de donde se lo sacó o en otro. El costo del diagnóstico es notoriamente más bajo que el de la remediación (normalmente inferior al 5%) por lo que a fin de evitar movimientos innecesarios de suelos, hay que delimitar las manchas con la mayor precisión posible, lo que se logra con una adecuada distribución de sondeos y toma de muestras.

- La remediación del agua subterránea es bastante más complicada que la del suelo, debido a la baja recuperación de HC en relación al agua bombeada, particularmente si el HC es del tipo viscoso. Alguna mejora se puede lograr en el índice de recuperación, inyectando vapor de agua o sustancias tensoactivas. Sin embargo las dificultades en el mejoramiento de la calidad hace que una de las prácticas más utilizada sea contener al agua contaminada dentro de los límites del predio que originó la contaminación, lo que se consigue generando un cono de depresión por bombeo.

- Ninguna técnica de remediación tendrá resultado exitoso si se mantienen las fuentes de polución y el ingreso de los contaminantes al suelo y al agua. Por ello antes de intentar la limpieza, deben identificarse dichas fuentes a efectos de repararlas o desactivarlas (pérdidas en tanques y tuberías, derrames, vertidos, disposición de efluentes, etc.).

12. BIBLIOGRAFÍA

ADAMS, B & FOSTER, S.S.D. 1992. Land-surface zoning for groundwater protection. J. Inst. Water & Environmental Management. London. 6 (3): 312-321.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1991. Alberta User Guide for Waste Managers. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1983. Guidelines for Disposal of Sulfur Containing Solid Wastes. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1987. Guidelines for Industrial Landfills. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1988. Guidelines for Land Treatment of Industrial Waste. Edmonton.

ALBERTA ENVIRONMENT. 1988. Hazardous Waste Storage Guidelines. Edmonton.

ALEKESEEV, V.S. & KOMMUNAR, GM 1976. Confined seepage structures and their design.. In: Artificial recharge of groundwater, p. 35-42. MDNTP Pub. (in Russian).

ALLER, L; BENNET,T; LEHR, J.H; PETTY, R.J & HACKETT, G. 1987. Drastic, a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. EPA Report 600/2-87-035: 1-455.

ANDREU, J. 1993. Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. CIMNE. Barcelona: 1-391.

ARPEL. 1995. Guía para el manejo de residuos sólidos de refinerías de petróleo. Alberta.

AUGE, M. 1993. Análisis ambiental en relación al estado del suelo y del agua subterránea en una refinería de petróleo del Conurbano Bonaerense. Seminario Hispano - Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Actas: 383-395. Mar del Plata.

AUGE, M. 1996. Identificación y remediación de la contaminación ambiental con hidrocarburos en el suelo y el agua subterránea. Segundas Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria Petrolera. Actas: 463-483. San Martín de los Andes.

AUGE, M. y M.I. NAGY 1996. Origen y Evolución de los nitratos en el suelo y el agua subterránea de La Plata - Argentina. Tercer Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Actas: 1-12. San Luis Potosí – México.

AUGE, M. 1997. Deterioro de acuíferos por sobreexplotación y contaminación. Congreso Internacional sobre Aguas: 1- 40. UBA. Buenos Aires.

AUGE, M. 2002. Hidrogeología Ambiental – Quinto Curso de Posgrado. UBA. Inéd: 1-161. Buenos Aires.

AUGE, M. 2003. Vulnerabilidad de acuíferos. Conceptos y Métodos. Ebook: 1-38. Red IRIS. Red Académica y Científica de España en Internet. www.tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html

AUGE, M. 2004. Hidrogeología Ambiental – Sexto Curso de Posgrado. UBA. Inéd: 1-278. Buenos Aires.

BINDEMAN, N.N. Ed. 1975. Regional assessments of groundwater resources. Nauka Publ: 1-136. (in Russian).

BOCHEVER, F.M. 1968. The theory and practical methods of hydrogeological computations of groundwater development. Nedra Publ. Moscow: 325 p (in Russian).

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1972. Hydrogeological substantiation of protection of groundwatwer and water-supply wells from pollution. Nedra Publ. Moscow: 129 p (in Russian).

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1974 Methodological recommendations on prediction of wastewater distribution in aquifers. VODGEO Publ. Moscow: 126 p (in Russian)

BOCHEVER, F.M. & ORADOVSKAYA, A.E. 1976, # 2. Problems of groundwater pollution control. Sovetskaya Geologiya: 59-70 (in Russian).

BOCHEVER F.M; LAPSHIN, N.N & ORADOVSKAYA, A.E. 1979. Protection of groundwater from pollution. Nedra Publ. Moscow: 254 p (in Russian).

BOGOLYUBOV, K.S. & BURCHAK, T.V. 1976. Recharge structures of the open type. Design features and production computations. In Artificial recharge of groundwater: 21-35. MDNTP Publ. Moscow (in Russian).

BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. 1989. Criteria for Managing Contaminated Sites in British Columbia. Victoria.

BURCHAK, T.V. 1978. Recharge basins. Budivel'nik Publ: 152 p (in Russian). Calculations for water-supply wells. Editor: BOCHEVER, F.M.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 1991. National Guidelines for the Landfilling of Hazardous Waste. Ottawa.

COHEN, S. 1992. Results of the national drinking water survey: pesticides, nitrates and well characteristics. Water Well Journal - Aug: 35-38.

CPPI (PACE) REPORT # 90-5. 1990. Waste Management Guidelines for Petroleum Refineries and Upgrades. Second Edition; prepared by Monenco Consultants Ltd. For Canadian Petroleum Products Institute. Ottawa.

CUSTODIO, E. 1989 a. Strict aquifer control rules versus unrestricted ground-water exploitation: comments on economic consequences. *Groundwater Economics. Developments in Water Science # 39*. Elsevier: 381-395.

CUSTODIO, E. 1989 b. The role of groundwater quality in the decision-making process for water resources. *Groundwater Management Quantity and Quality. Intern. Assoc. Scientific Hydrology Publ. # 188*: 87-99.

CUSTODIO, E. 1993 a. Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. *Selected Papers. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise*.

CUSTODIO, E. 1993 b. In groundwater overexploitation a new hydrogeological concept. *Ingegneria e Geologia degli Acquiferi Groundwater Geoengineering, IGEA, Rev. Sez. Ital. Acque Sotterranee, Assoc. Mineraria Subalpina. Torino. 2*: 5-14.

CUSTODIO, E. 1993 c. Aquifer intensive exploitation and over-exploitation with respect sustainable development. *Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research. 2*: 509-516.

CUSTODIO, E. 1993 d. Protección de acuíferos y su correcta explotación: perímetros de protección. *La Economía del Agua. Sociedad General de Aguas de Barcelona. Barcelona*: 69-105.

CUSTODIO, E & DIJON, R. 1991. Groundwater overexploitation in developing countries. Report of an Interregional Workshop, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. U.N. Dept. of Technical Cooperation for Development. New York. 1992: 1-116.

DUIJVENBOODEN, W. & WAEGENINGH, H.G. 1987. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. *TNO/RIVM, Proceedings and Information # 38, The Hague*: 1-143.

EPA 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. U.S. Environmental Protection Agency. Ada. OK.

FOMIN V.M. Editor 1978. Evaluation of changes in hydrogeological conditions under the human impact. *Nedra Publ. Moscow*: 264 p (in Russian).

FAVORIN, N.N. 1967. Artificial recharge of groundwater. *Nauka Publ. Moscow*: 198 p (in Russian).

FOSTER, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. TNO/RIVM. Proceedings and Information 38: 69-86. The Hague:

FOSTER, S.S.D. & HIRATA, R. 1988-1991. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/CEPIS: 1-78. Lima.

FRANKLIN, N. 1991. Disposal of Contaminated Soil; position paper for Petro-Canada Products.

GAZIZOV, M.S; BANKOVSKAYA, V.M. & MALYSHENKO, V.S. 1974. Management of the water regime is a promising direction of depletion and pollution control of water bodies. Vodnye Resursy # 1: 135-141 (in Russian).

GARRET, P. & T.L. POTTER. 1989. Groundwater Sampling Manual for Underground Storage Tank Sites. Depart. of Env. Port. Maine.

GOLDBERG, V.M. 1973. Hydrogeological forecasts of polluted groundwater movement. Nedra Publ: 1-170. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1979. Methodological guide on groundwater pollution control. SEV Publ: 1-63. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1979. Regime observations in connection with groundwater pollution control. In Studying and mapping on the groundwater regime. Nedra Publ: 40-46. Moscow. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1980. Methodological recommendations of hydrogeological studies and forecasts of control of groundwater protection. VSEGINGEO Publ: 1-86. (in Russian).

GOLDBERG, V.M. 1983. Natural and artificial factors of groundwater protections. Byullyuten Moskovskogo Obshchestva Ispytatelei Prirody #2: 103-110. (in Russian).

HAIMES, Y.Y. 1992. Sustainable development; an holistic approach to natural resource management. Water international # 17: 187-192.

INTERA KENTING. 1991. Manual of Petroleum Contaminated Soil Treatment Technologies; prepared for Canadian Petroleum Products Institute National Petroleum Contaminated Soil Task Force. Nepean, Ontario.

JEDLITSCHKA, J. 1991. Qualitative aspects. The Management of Ground Water Resources: Preparation for a Ministerial Seminar. European Institute for Water: 1-16. Paris - Bruxelles.

KHORDIKAINEN, M.A. 1974. On the methods of areal subdivision of the area of the URSS according to conditions of creation of artificial resources of groundwater. Razvedka i Okhrana Nedra # 1: 38-45. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1974. On artificial recharge of groundwater. Vodnye Resursy # 2: 170-179. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1975. Particularities of artificial recharge in fractured and karst groundwater reservoirs. Vodnye Resursy # 2: 122-132. (in Russian).

KHORDIKAINEN, M.A. 1977. Interaction of ground and surface waters and their integrated use in national economy exemplified by the Karakengir River Basin in the Dzhezkazgan industrial region. In: Surface and groundwater and water balance. VSEGINGEO Publ: 38-50. Moscow. (in Russian).

KHORDIKAINEN, MA 1979. Artificial recharge of groundwater in the area of water-supply wells of Tbilisi. In: Artificial recharge of groundwater. VSEGINGEO Publ: 37-42. Moscow. (in Russian).

KONOVOV, I.V. 1972. Preparation of river water and industrial waste water for artificial groundwater recharge. In: Problems of artificial recharge of groundwater of the arid zone of Ukraine. Naukova Dumka Publ: 67-71. Kiev. (in Russian).

KOVALENKO, G.G. & KHORDIKAINEN, M.A. 1979. Evaluation of artificial recharge of groundwater in the area of water-supply wells in the Sherubai-Nura Valley (district of Karaganda) using the analog modeling technique. In: Problems of evaluations of the safe yield of groundwater # 130: 57-71. VSEGINGEO Publ. Moscow. (in Russian).

LALLEMAND-BARRÉS, A. & ROUX, J.C. 1989. Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Manuels & Méthodes 19: 1-221. Editions du BRGM. Paris - Orléans.

LLAMAS, M.R. 1984. Política hidráulica y génesis de mitos hidráulicos en España. Cimbra: 16-25. Madrid.

LLAMAS, M.R. 1991. Consideraciones iniciales sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. Revista de Obras Públicas. Dic. 1991: 7-12. Madrid.

LAPHSIN, N.N. 1976. Calculations for water-supply wells under artificial recharge conditions. In: Artificial recharge of groundwater. MDNTP Publ: 42-52.. Moscow. (in Russian).

LUKNER, L. & SHESTAKOV, V.M. 1976. Modeling of groundwater flow. Nedra Publ: 1-407. Moscow.

MARTÍNEZ NAVARRETE, C; MORENO MERINO, L y LÓPEZ GETA, J.A. 1991. Análisis comparativo de los métodos para la determinación de perímetros de protección de las captaciones de aguas subterráneas. III Simposio sobre el Agua en Andalucía - Córdoba. ITGE I: 513-524. Madrid .

MATTHESS, G; FOSTER, S.S.D & SKINNER, A.CH. 1985. Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection zones. Intern. Contributions to Hydrogeology # 6: 1-204 . Inter. Assoc. Hydrogeologists. Heise.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUEBEC. 1990. Guide des Methodes de Conservation et d'Analyses des Echantillons d'Eau et de Sol.

MINKIN, E.L. 1967. Hydrogeological computations for delineation of zones of sanitary protection of water-supply wells. Nedra Publ: 1-124. Moscow. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1972. Studies and approximate computations for groundwater protection. Nedra Publ: 1-112. Moscow. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1972. Main problems of groundwater protection. Vodnye Resursy # 2: 25-30. (in Russian).

MINKIN, E.L. 1973. Interrelation between surface and groundwater and its importance to solution of some hydrogeological and water-management problems. Stroiizdat: 1-59. Moscow. (in Russian).

MIRONENKO, V.A; RUMYNIN, V.G & UCHAEV, V.K. 1980. Groundwater protection in mining regions. Nedra Publ: 1-320. Leningrad. (in Russian).

NATIONAL PETROLEUM REFINERS' ASSOCIATION REPORT AM-90-48. 1990. Treatment Technologies for Refinery Wastes and Wastewater's; address by D. Schleck. Washington.

PARRIAUX, A; MANDIA, J. & DUBOIS, J.D. 1990. The concept of protection zones in karstic mountains. Mém. 22nd. Congress Inter. Assoc. Hydrogeologists. XXII: 1136-1143. Lausanne

PÉREZ ADÁN, J. 1992. El pensamiento "ecológico" de Juan Pablo II. Estudios sobre la Encíclica "Centesimus Annus" : 333-350. Aedos - Unión Ed. Madrid.

PLOTNIKOV, N.A. & SYCHEV, K.I. 1976. Estimating the safe groundwater yield in the case of artificial recharge. Nedra Publ: 1-152. (in Russian).

PLOTNIKOV, N.I; PLOTNIKOV N.A & SYCHEV, K.I. 1978. Hydrogeological principles of artificial recharge of groundwater. Nedra Publ: 1-311. Moscow. (in Russian).

SAHUQUILLO, A. Ed. 1983. Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid.

SHAMOV, G.I. 1969. Rivers sediments. Gidrometeoizdat: 1-378. Leningrad. (in Russian).

SHESTAKOV, V.M. 1961. Principles of hydrogeological computations for leakage from industrial waste water storage reservoirs. VODGEO Publ: 1-100. (in Russian).

SHESTAKOV, V.M. 1973. Groundwater dynamics. MGU Publ: 1-327.

STANKEVICH, R.A. & CHEREPANSKII, M.M. 1979. Problems of assessments of the effect of water-supply wells on the discharge of Byelorussian rivers. In: Particularities of formation of hydrogeological and engineering-geological conditions of Byelorussia. Nauka i Tekhnika Publ: 1-176. Minsk. (in Russian).

SYCHEV, K.I. 1975. Hydrogeological substantiation of artificial recharge of groundwater (Methodological recommendations). VSEGINGEO Publ: 1-100. Mscow. (in Russian).

SYCHEV, K.I. 1976. Particularities of hydrogeological and hydrological investigations in artificial recharge of groundwater. In: Proceedings of Workshop on Artificial Recharge. MDNTP Publ: 82-89. (in Russian).

SYCHEV, K.I. & KHORDIKAINEN, M.A. 1977. Methods of studies for substantiation of artificial recharge of groundwater. Principles of hydrogeological areal subdivision according to artificial recharge conditions. SEV Publ: 1-106. Moscow. (in Russian).

URSS Standard 2874-83 1983. Drinking water. Izdatelstvo Standartov: 1-8. Moscow. (in Russian).

USENKO, V.S. 1972. Artificial recharge and induced recharge wells. Nauka i Tekhnika Publ: 1-153. Minsk. (in Russian).

VRBA, J. 1991. Mapping of groundwater vulnerability: working paper. IAH Groundwater Protection Commission Meeting, Tampa, Fla. UNESCO-Intern. Hydrological Programme IV, Project M 1.2. (a).

WCED 1987. Our common future. World Commission on Environment and Development. Oxford Univ. Press, Oxford, U.K. Workshop on artificial recharge of groundwater.

ZAEZZHEV, N.M; GORBENKO, G.F. et al. Results of operations in artificial replenishment of confined groundwater in the Plain Crimea. In: Problems of artificial replenishment of groundwater in the arid zone of Ukraine. Naukova Dumka Publ: 35-41. Kiev. (in Russian).

EPA Promulgates

Phase II
Contaminants

The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) announced in the January 14, 1991 Federal Register that it has set final drinking water standards for 33 contaminants and has re-

proposed standards for another five. The regulations address 17 pesticides and 13 probable carcinogens.

These new regulations increase the number of federally enforceable standards to 60 for drinking water contaminants.

The new regulations set Maximum Contaminant Levels (MCL's) for four widely used pesticides (alachlor, aldicarb, atrazine and pentachlorophenol), 13 other pesticides, 10 volatile organic compounds (VOC's), PCB, eight inorganic-compounds including cadmium, nitrate and nitrite, and two chemicals used in treating drinking water. The 33 final MCL's will take effect in July 1992 and EPA anticipates five re-proposed MCLs will be implemented by January, 1993. Below is a list of the 38 contaminants and their MCL's.

CONTAMINANT	CURRENT FINAL MCL	MCL	HEALTH EFFECT	SOURCES
Inorganic				
Asbestos		7 MFL	benign tumor	natural mineral deposits, also in asbestos/cement (NC) pipe
Barium (2)	1.0	2.0	circulatory system	natural mineral deposits, oil/gas drilling operations paint and other industrial uses
Cadmium metal	0.01	0.005	kidney	natural mineral deposits, finishing; corrosion product in plumbing
Chromium	0.05	0.1	liver, skin, digestive system, kidney	natural mineral deposits, metal finishing, textile, tanning and leather industries
Mercury	0.002	0.002	kidney; nervous system	industrial/chemical manufacturing, fungicide, natural mineral deposits
Nitrate	10.0	10.0	methemoglobinemia "blue baby, syndrome"	fertilizers, feedlots, sewage; naturally in soil, mineral deposits
Nitrite		1.0	methemoglobinemia "blue baby syndrome"	unstable, rapidly converted to nitrate; prohibited in working metal fluids
Total Nitrate/Nitrite		10.0		
Selenium	0.01	0.05	nervous system	natural mineral deposits; by-product of copper mining/smelting
Volatile Organics				
o-Dichlorobenzene chemical		0.6	nervous system, lungs, liver, kidney	industrial solvent, manufacturing
cis-1,2 dichloroethylene		0.07	circulatory, liver, nervous system	industrial extraction solvent
trans-1,2 dichloroethylene		0.1	circulatory, liver, nervous system	industrial extraction solvent
1,2 Dichloropropane		0.005	probable cancer, liver, lungs, kidney	soil fumigant, industrial solvent
Ethylbenzene		0.7	kidney, liver, nervous System	present in gasoline and insecticides, chemical manufacturing
Monochlorobenzene		0.1	kidney, liver, nervous System	pesticide manufacturing, metal cleaner, industrial solvent

CUADRO 6

CONTAMINANT	CURRENT MCL	FINAL MCL	HEALTH EFFECT	SOURCES
Tetrachloroethylene		0.005	probable cancer	dry- cleaning/industrial solvent
Toluene		1.0	nervous system, kidney, lungs	chemical manufacturing. gasoline additive. industrial solvent
Xylenes		10.0	liver. kidney, nervous system	paint/ink solvent, gasoline refining by-product. component of detergents
Pesticides and PCBs				
Alachlor		0.002	probable cancer	herbicide on corn and soybeans
Aldicarb (2)		0.003	nervous system	insecticide on cotton, potatoes
Aldicarb sulfone (2)	1	0.003	nervous system	degraded from aldicarb by plants
Aldicarb sulfoxide (2)		0.003	nervous system	degraded from aldicarb by plants
Atrazine		0.003	reproductive/and cardiac	widely used herbicide on corn and on non-crop land
Carbofuran		0.04	nervous system and reproductive	soil fumigant/insecticide on corn/cotton
Chlordane		0.002	probable cancer	soil insecticide for termite control, corn, potatoes
Dibromo-chloropropane DBCP, Nemaflume)		0.0002	probable cancer	soil fumigant on soybean, cotton; cancelled 1977
2,4-D (Formula 40, Weeder 64)	0.1	0.07	liver, kidney, nervous system	herbicide for wheat. corn. rangelands
Ethylene Dibromide - additive, (EDB, Bromofume)		0.00005	probable cancer	gasoline soil fumigant; solvent cancelled in 1984: limited uses continue
Heptachlor (H-34, Heptox)		0.0004	probable cancer	insecticide on corn: cancelled in 1983 except for use in termite control
Heptachlor epoxide		0.0002	probable cancer	soil and water organisms convert heptachlor to epoxide
Lindane	0.004	0.0002	nervous system, liver, kidney	insecticide for seed, lumbar, livestock
Methoxychlor (DMDT, Marlate)	0.1	0.04	nervous system, liver, kidney	alfalfa, livestock insecticide
Polychlorinated Biphenyls (PCBs, Aroclor)		0.0005	probable cancer	electrical transformers, plasticizers; banned in 1979
Pentachloropheno- chlorophenol (2)		0.001	probable cancer	wood preservative & herbicide; non-wood use banned in 1987
Toxaphene	0.005	0.003	probable cancer	insecticide/herbicide for cotton, so5,beans: cancelled in 1982
2,4,5-TP (Silvex)	0.01	0.05	nervous system, liver, kidney	herbicide on rangelands, sugarcane, golf courses; cancelled in 1983
Treatment Techniques				
Epichlorohydrin		0.01% dosed at 20mg/l	probable cancer, liver, kidney, lungs	epoxy resins and coatings; flocculents used in treatment
Acrylamide		0.005% dosed at 1 mg/l	probable cancer, nervous system	flocculents used in sewage/wastewater treatment

(1) Final MCL.s become effective July, 1992. At that time, the current MCL.s cease to be effective.

-(2) Levels for barium. aldicarb. aldicarb sulfone, aldicarb sulfoxide and pentachlorophenol are proposed. Final levels will be established by July 1, 1991.

million fibers per liter

CUADRO 7

Summary comparison of US primary regulations with Canadian, EEC, and WHO guidelines				
Substance	US Maximum Contaminant Level* mg/L	Canadian Maximum Acceptable Limit † mg/L	EEC Maximum Admissible Concentration ‡ mg/L	WHO Guideline Value mg/L
Inorganics				
Arsenic	0.05	0.05	0.05	0.05
Barium	1.0	1.0	0.1	NS
Cadmium	0.01	0.005	0.005	0.005
Chromium	0.05	0.05	0.05	0.05
Fluoride	4.0	1.5	NSI	1.5
Lead	0.05	0.05	0.05	0.05
Mercury	0.002	0.001	0.001	0.001
Nitrate	10.0	10.0	50	10.0
Selenium	0.01	0.01	0.01	0.01
Silver	0.05	0.05	0.01	NS
Microbials				
Coliforms-orrmmiswu/100 ml	<1	10	0	0
Turbidity- min	1-5	5.0	0-4	< 1
Organics				
2,4-D	0.1	0.1	NS	0.001
Endrin '	0.0002	0.0002	NS	NS
Lindane	0.0004	0.004	NS	NS
Methoxychlor	0.1	0.1	NS	0.001
Pesticides (total)	NS	0.1	0.005	NS
Toxaphene	0.005	0.005	NS	NS
2,4,5-TP silvex	0.01	0.01	NS	
NS				
Trihalomethanes	0.10	0.35	0.001	0.03 (CHC1 ₃ only)
Radionuclides				
Beta particle and photon activity	4 mrem	NS	NS	1.0 Bq/L§
Gross alpha particle activity	15 pCi/L	NS	NS	0.1 Bq/L§
Radium.226 + radium-228	5 pCi/L	1 Bq/L§	NS	NS
Volatile organic chemical				
Benzene	0.005	NS	NS	0.01
Carbon tetrachloride	0.005	NS	NS	0.003
1,1 .Dichloroethylene	0.007	NS	NS	0.003
1,2-Dichloroethane	0.005	NS	NS	0.01
para-Dichlorobenzene	0.075	NS	NS	NS .
1,1,1-Trichlorethane	02	NS	NS	NS
Trichloroethylene	0.005	NS	NS	0.03
Vinyl chloride	0.002	NS	NS	NS

* Enforceable

† Nonenforceable

‡ No standard

§ Becquerels per litre

CUADRO 7

Summary comparison of US secondary regulations with Canadian, EEC, and WHO guidelines					
Substance	US Secondary Maximum Contaminant Level*	Canadian Maximum Acceptable Limit*	EEC		WHO Guideline Value
			Guide Level*	Maximum Admissible concentration	
Chloride	250 mg/L	250 mg/L	25 mg/L	NS	250 mg/L
Color	15 cu	15 cu	1 mg Pt-Co/L	20 mg Pt-Co/L	15 cu
Copper	1 mg/L	1.0 mg/L	100 ug at treatment plant: 3.000 ug after 12 Hours in piping	NS	1.0 mg/L
Corrosivity	noncorrosive				
Fluoride	2 mg/l	1.5 mg/L		Water should not be aggressive Varies according to average temperature in the area	1.5 mg/L
Foaming manta	0.5 mg/L	NS		NS	Ns
Iron	0.3 mg/L	0.3 mg/L	50 ug/L	300 ug/L	0.3 mg/L
Manganese	0.05 mg/L	0.06 mg/L	20 ug/L		50 ug/L
0.1 mg/l					
Odor	3 TON		0 dilution number	2 dilution number at 54° F (12° C)	
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5	NS	6.5-8.5
Sulfate	250 mg/L	500 mg/L	25 mg/L	NS	400 mg/L
Total dissolved					
solids	500 mg/L	500 mg/L	NS	NS	1.000 mg/L
Zinc	5 mg/L	5 mg/L	100 ug at treatment ptant:5000 ug after 12 hours in piping	NS	5.0 mg/L

*Nonenforceable

NORMA CANADIENSE**Explanation of Terms****Maximum Acceptable Concentrations (MAC)**

Maximum acceptable concentrations have been established for certain substances that are known or suspected to cause adverse effects on health. They have been derived to safeguard health on the basis of lifelong consumption. To the extent possible, the use of drinking water for all usual domestic purposes, including personal hygiene, has been considered in the derivation of the guidelines. However, water of higher quality may be required for some special purposes, including renal dialysis.

Drinking water that continually contains substances at levels greater than the maximum acceptable concentrations will contribute significantly to consumers' exposure to these substances and may, in some instances, be capable of inducing deleterious effects on health. However, short-term excursions above the maximum acceptable concentrations do not necessarily mean that the water constitutes an undue risk to health. The amount by which, and the period for which, the maximum acceptable concentration can be exceeded without posing a health risk must be assessed by taking into account the toxicity of the substance involved. When the maximum acceptable concentration for a contaminant is exceeded, however, the minimum action required is immediate resampling. If the maximum acceptable concentration continues to be exceeded, the authorities responsible for public health should be consulted concerning appropriate corrective action.

Interim Maximum Acceptable Concentrations (IMAC)

In those instances where there were insufficient toxicological data to derive a maximum acceptable concentration (MAC) with reasonable certainty, interim values have been recommended, taking into account the available health-related data, but employing a larger factor to compensate for the additional uncertainties involved. An interim value was also established for those substances for which estimated lifetime risks of cancer associated with the guideline (the lowest level that was practicably achievable) were greater than those deemed to be essentially negligible. Because of the nature of interim maximum acceptable concentrations, they will be reviewed periodically, as new toxicological data and developments in methods of quantitation and/or treatment become available.

Aesthetic Objectives (AO)

These apply to certain substances or characteristics of drinking water which can affect its acceptance by consumers or interfere with practices for supplying good water. For certain parameters, both aesthetic objectives and health-related guidelines (maximum acceptable concentrations) have been derived. Where only aesthetic objectives are specified, the values are below those considered to constitute a health hazard.

Microbiological Characteristics*

Coliform, Coliform Background, and Heterotrophic Plate Counts

All water supplies should be routinely analysed for coliform bacteria and the general bacteria(population. This general population can be estimated from either background colony counts on the total coliform membrane filters or heterotrophic plate counts (HPC) as outlined in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Excessive concentrations of the general bacterial population can hinder the recovery of coliforms and thereby prevent the detection of a potential threat to public health.

The maximum acceptable concentration (MAC) for total coliforms is no organisms detectable per 100 mL. Because coliforms are not uniformly distributed in water, and are subject to considerable variation in enumeration, drinking water that fulfils the following conditions is considered to be in compliance with the total coliform MAC:

- 1) No sample should contain more than 10 total coliform organisms per 100 mL, none of which should be fecal coliforms; and
- 2) No consecutive samples from the same site should show the presence of coliform organisms; and
- 3) For community drinking water supplies:
 - a) not more than 10 percent of the samples based on a minimum of 10 samples should show the presence of coliform organisms; and
 - b) not more than one sample from a set of samples taken from the community on a given day should show the presence of coliform organisms.

* A modification to the previous guideline is proposed. If, after one year, no evidence is presented which questions the suitability of this proposal, it will be adopted as the guideline.

If any of the above criteria are exceeded, corrective action should be taken immediately, in consultation with the local control agency. The most common immediate actions include increasing chlorine dosage, flushing water mains, using an alternative source of water, and advising consumers to boil drinking water.

If up to 10 total coliform organisms per 100 mL are detected from a single sample, or if the simple contains more than either 200 background colonies on a total coliform membrane filter per 100 ml- or more than 500 HPC colonies per millilitre, the cite should be resampled. If the presence of coliforms is reconfirmed (see 2, above), the cause should be determined and corrective action taken as appropriate. If there is a recurrence of unacceptable background or heterotrophic plate counts, an inspection of the system should be undertaken to determine the cause. If remedial action is deemed necessary, special sampling should continue until consecutive samples comply with the guidelines.

Viruses and Protozoa

Standards for viruses and protozoa are not proposed at chis time. It is desirable, however, that no virus or protozoa (e.g. Giardia) be detected. The available information suggests that a well-managed water treatment system providing effective filtration and disinfection and maintaining an adequate free chlorine residual should produce water of an acceptable virological and protozoological quality.

Sampling

The frequency of sampling should depend on the quality of the source-water, the number of water sources, the past frequency of unsatisfactory samples, the adequacy of treatment and capacity of the treatment plant, the size and complexity of the distribution system, the practice of disinfection, and the size of the population served. The following is offered as a guide:

Population Served	Min. No. Samples Per Month
up to 5000	4
5000 to 100 000	1 per 1000 of population
more than 100 000	90 + 1 per 10 000 population

Disinfection

Disinfection is the one step in water treatment specifically designed to destroy pathogenic organisms and thereby prevent waterborne diseases. Alone, disinfection is not always sufficient to produce a supply of adequately treated water from every source. Other treatments may be necessary both to make disinfection effective and to satisfy other criteria for the quality of drinking water. The disinfecting agents commonly used in water treatment today are chlorine and its compounds, and ozone.

Turbidity

The maximum acceptable concentration for turbidity is 1 nephelometric turbidity unit (NTU) for water entering a distribution system. A maximum of 5 NTU may be permitted if it can be demonstrated that disinfection is not compromised by the use of this less stringent value. An aesthetic objective (AO) of 5 NTU has been set for the point of consumption.

The presence of turbidity can have significant effects both on the microbiological quality of drinking water and on the detection of bacteria and viruses. Waterborne bacteria and viruses can be embedded in, or adhered to, particles in the raw water. In addition, these organisms can be entrapped within floc particles formed during water treatment. Thus, turbidity in finished water can contain undesirable microorganisms, which may not be detectable, or may be grossly underestimated by current detection methods. More important, however, is the capacity of turbidity-causing material to interfere with the disinfection process. Depending upon the composition of the turbidity, interference with chlorination can range from negligible to severe. It must also be noted that any sudden increase in the turbidity of the finished water indicates deteriorating quality of the raw water or loss of control in the water treatment processes. (See also Table 1 under Chemical and Physical Characteristics section.)

Chemical and Physical Characteristics

The guidelines for chemical and physical parameters are outlined in Table 1. All values are expressed in units of milligrams per litre, unless otherwise stated. The column entitled "Status" indicates whether the guidelines are proposed or under review. If, after one year, no evidence is presented which questions the suitability of the proposed values, they will be adopted as the guidelines. Parameters deleted from the 1987 version of the guidelines are methy1 parathion and total pesticides. Table 2 lists the new parameters which are currently under review.

Table 1

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Aldicarb	0.009			
Aldrin +.Dieldrin	0.0007			Under Review
Ammonia ⁽¹⁾				Proposed
Arsenic	0.05			Under Review
Asbestos ⁽¹⁾				
Atrazine		0.06		
Azinphos-methyl	0.02			
Barium		1.0		Proposed
Bendiocarb	0.04			
Benzene	0.005			
Benzo(a)pyrene	0.00001			
Boron	5.0			Under Review
Bromoxynil		0.005		
Cadmium	0.005			
Calcium ⁽¹⁾				Proposed
Carbaryl	0.09			
Carbofuran	0.09			
Carbon tetrachloride	0.005			
Chlordane	0.007			Under Review
Chloride			≤ 250	Proposed
Chlorpyrifos	0.09			
Chromium	0.05			
Colour			≤ 15 TCU	

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Cyanazine		0.01		
Cyanide	0.2			Under Review
Diazinon	0.02			
Dicamba	0.12			
Dichlorobenzene, 1,2-	0.2		≤ 0.003	
Dichlorobenzene, 1,4-	0.005		≤ 0.001	
Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) + metabolites	0.03			Under Review
Dichloroethane, 1,2-		0.005		Proposed
Dichloromethane	0.05			
Dichlorophenol, 2,4 -	0.9		≤ 0.0003	
Dichlorophenoxyacetic acid, 2,4- (2,4-D)	0.1			Under Review
Diclofop-methyl	0.009			
Dimethoate		0.02		
Diquat	0.07			
Diuron	0.15			
Ethylbenzene			≤ 0.0024	
Fluoride ⁽²⁾	1.5			Under Review
Gasoline ⁽¹⁾				
Glyphosate		0.28		
Hardness ⁽³⁾				
Heptachlor + heptachlor epoxide	0.003			Under Review
Iron			≤ 0.3	Proposed
Lead ⁽⁴⁾	0.01			Proposed

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Lindane	0.004			Under Review
Magnesium ⁽¹⁾				Proposed
Malathion	0.19			
Manganese			≤ 0.05	Proposed
Mercury	0.001			
Methoxychlor	0.9			
Metolachlor		0.05		
Metribuzin	0.08			
Monochlorobenzene		0.08	≤ 0.03	Proposed
Nitrate ⁽⁵⁾	45.0			Proposed
Nitrilotriacetic acid (NTA)	0.05			Under Review
Odour		Inoffensive		
Paraquat		0.01		
Parathion	0.05			
Pentachlorophenol	0.06		≤ 0.03	
pH ⁽⁶⁾		6.5-8.5		
Phorate		0.002		
Picloram		0.19		Proposed
Selenium	0.01			
Simazine		0.01		
Sodium ⁽⁷⁾			≤ 200	Proposed
Sulphate ⁽⁸⁾			≤ 500	Proposed
Sulphide (as H ₂ S)			≤ 0.05	Proposed
Taste		Inoffensive		
Temephos		0.28		

CUADRO 8

Parameter	MAC	IMAC	AO	Status
Temperature			≤ 15° C	
Terbufos		0.001		
Tetrachlorophenol, 2,3,4,6-	0.1		≤ 0.001	
Toluene			≤ 0.024	
Total Dissolved Solids			≤ 500	Under Review
Triallate	0.23			
Trichloroethylene	0.05			Proposed
Trichlorophenol, 2,4,6	0.005		≤ 0.002	
Trichlorophenoxyacetic acid, 2,4,5- (2,4,5-T)	0.28		≤ 0.02	
Trifluralin		0.045		Proposed
Trihalomethanes	0.35			Under Review
Turbidity ^(9,10)	1 NTU		≤ 5 NTU	
Uranium	0.1			
Xylenes			≤ 0.3	
Zinc			≤ 5.0	Proposed

Dutch indicative values for contaminated sites*

Indicative values: A - Reference value** (background value)
 B - Indicative value for further investigation
 C - Indicative value for cleaning-up

Presence In: Substance	Soil (mg/kg dry weight)			Groundwater (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
V Chlorinated organic compounds						
Aliphatic chlor. comp. (Indiv.)	0,1	5	50			
Aliphatic chlor. comp. (total)	0,1	7	70			
Chlorobenzenes (Indiv.)	0,05	1	10			
Chlorobenzenes (total)	0,05	2	20			
Chlorophenols (Indiv.)	0,01	0,5	5			
Chlorophenols (total)	0,01	1	10			
Chlorinated PCA (total)	0,05	1	10			
PCB (total)	0,05	1	10			
EOC (total)	0,1	5	80			
VI Pesticides						
Organic chlorinated - (Indiv.)	0,1	0,5	5			
Org. chlorin. - (total)	0,1	1	10			
Pesticides (total)	0,1	2	20			
VII Other pollutants						
Tetrahydrofuran	0,1	4	40			
Pyridine	0,1	2	20			
Tetrahydrothiophene	0,1	5	50			
Cyclohexanone	0,1	6	60			
Styrene	0,1	5	50			
Gasoline	20	100	800			
Mineral oil	100	1000	5000			

Sources: Soil Clean-up Guideline, 1983

* to be used only in relation with the local situation and the use and function of the soil
 ** in the context of cleaning-up conditions

Presence In: Substance	Soil (mg/kg dry weight)			Groundwater (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
I Metals						
Cr	100	250	800	20	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	50	100	500	20	50	200
Cu	50	100	500	20	50	200
Zn	200	500	3000	50	200	800
As	20	30	50	10	30	100
Mn	10	40	200	5	20	100
Cd	1	5	20	1	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2000	50	100	500
Hg	0,5	2	10	0,2	0,5	2
Pb	50	150	600	20	50	200
II Inorganic pollutants						
NH4 (as N)	-	-	-	200	1000	3000
F (total)	200	400	2000	300	1200	4000
CN (total free)	1	10	100	5	30	100
CN (total complex)	5	50	500	10	50	200
S (total)	2	20	200	10	100	300
Br (total)	20	50	300	100	500	2000
PO4 (as P)	-	-	-	50	200	700
III Aromatic compounds						
Benzene	0,01	0,5	5	0,2	1	5
Ethylbenzene	0,05	5	50	0,5	20	60
Toluene	0,05	3	30	0,5	15	50
Xylene	0,05	5	50	0,5	20	60
Phenols	0,02	1	10	0,5	15	50
Aromatics (total)	0,1	7	70	1	30	100
IV Polycyclic aromatic compounds (PCA's)						
Naphthalene	0,1	5	50	0,2	7	30
Anthracene	0,1	10	100	0,1	2	10
Phenanthrene	0,1	10	100	0,1	2	10
Fluoranthene	0,1	10	100	0,02	1	5
Pyrene	0,1	10	100	0,02	1	5
Benzo(a)pyrene	0,05	1	10	0,01	0,2	1
Total PCA's	1	20	200	0,2	10	40

E. PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

	Parámetros	Resultados volumen de la muestra (en ml)	Nivel guía	Concentración máxima admisible	
				Método de membranas filtrantes	Método de los tubos múltiples (NMP)
57	Coliformes totales (1)	100	—	0	NMP 1
58	Coliformes fecales	100	—	0	NMP 1
59	Estreptococos fecales	100	—	0	NMP 1
60	Clostridium sulfitorreductores	20	—	—	NMP 1

Las aguas destinadas al consumo humano no deberán contener organismos patógenos.

A fin de completar, dado que es necesario, el examen microbiológico de las aguas destinadas al consumo humano, conviene buscar, además de los gérmenes que figuran en el cuadro E, los gérmenes patógenos, en particular:

- las salmonelas,
- los estafilococos patógenos,
- los bacteriófagos fecales,
- los enterovirus.

Por otro lado, las aguas no deberán contener:

- ni organismos parásitos,
- ni algas,
- ni otros elementos figurados (animálculos).

(1) Siempre que sea examinado un número suficiente de muestras (95% de resultados conformes).

	Parámetros		Resultados volumen de la muestra (en ml)	Nivel guía	Concentración máxima admisible	Observaciones
61	Recuento de los gérmenes totales en las aguas destinadas al consumo	37 °C	1	10 (1) (?)	—	
		22 °C	1	100 (1) (?)	—	
62	Recuento de los gérmenes totales para las aguas acondicionadas	37 °C	1	5	20	Los Estados miembros podrán, bajo su responsabilidad, cuando se respeten los parámetros 57, 58, 59 y 60, y en ausencia de gérmenes patógenos, acondicionar, para su uso interno, aguas cuyo recuento de gérmenes totales sea superior a los valores de concentración máxima admisible prescritos para el parámetro 62. Los valores de concentración máxima admisible habrán de medirse dentro de las 12 horas siguientes al acondicionamiento, manteniendo el agua de las muestras a una temperatura constante durante este período de 12 horas
		22 °C	1	20	100	

(1) Para las aguas desinfectadas, los valores correspondientes habrán de ser netamente inferiores a la salida de la estación de tratamiento.

(2) Toda extralimitación de estos valores que persista durante sucesivas extracciones de muestras, habrá de estar sujeta a comprobación.

1.4.3.1. LIMITES PERMISIBLES EN UN AGUA POTABLE

El cuadro siguiente permite formar criterio sobre la clasificación de las aguas para bebida, según las normas adoptadas por O.S.N.

La aplicación de este criterio de potabilidad requiere cierta flexibilidad, puesto que no todos los componentes de un agua tienen la misma importancia higiénica y, por otra parte, resulta a veces imposible conseguir, en una determinada región, aguas que cumplan por completo las normas.

D A T O S	Máximo	Mínimo
QUIMICOS		
Color	12	—
Olor (Valor umbral en caliente)	10	—
Turbiedad	2	—
Residuo a 105°C	2000	—
Dureza total (en CO ₃ Ca)	200	40
Alcalinidad (en CO ₃ Ca)	—	30
Cloro libre (Cl)	0,2	—
Cobre (Cu ⁺⁺)	0,2	—
Plomo (Pb ⁺⁺)	0,05	—
Hierro (Fe ⁺⁺⁺)	0,3	—
Manganeso (Mn ⁺⁺)	0,2	—
Cloruros (Cl ⁻)	700	—
Sulfatos (SO ₄ ⁼)	300	—
Flúor (F ⁻)	2	—
Vanadio (V)	0,5	—
Arsénico (As)	0,12	—
BACTERIOLOGICOS		
Bacterias aerobias (Agar a 37°C - 24 horas)	100 por ml.	
Bacterias coliformes:		
Aguas de pozos semisurgentes	<2 por 100 ml.	
Aguas superficiales purificadas	2,2 " " "	
Ps. pyocyanea	No debe contener	

Las características del agua representadas por las cifras máximas de color, olor y turbiedad, son las que pueden apreciar el común de los observadores.

Subsecretaría de Recursos Hídricos
EMPRESA
OBRAS SANITARIAS DE LA NACION
DEPARTAMENTO LABORATORIOS

1.4.3.1. LIMITES PERMISIBLES EN UN AGUA POTABLE

El cuadro siguiente permite formar criterio sobre la clasificación de las aguas para la bebida, según las normas aceptadas por O.S.N.

La aplicación de este criterio de potabilidad requiere cierta flexibilidad, puesto que no todos los componentes de un agua tienen la misma importancia higiénica y, por otra parte, resulta a veces imposible conseguir, en una determinada región, aguas que cumplan por completo las normas.

D A T O S	Máximo	Mínimo
QUIMICOS		
Color	12	—
Olor (Valor umbral en caliente).....	10	—
Turbiedad.....	2	—
Residuo a 105°C..... mg/l	2000	—
Dureza total (en CO ₃ Ca)..... "	200	40
Alcalinidad (en CO ₃ Ca)..... "	—	30
Cloro libre (Cl)..... "	0,2	—
Cobre (Cu ++)..... "	0,2	—
Plomo (Pb ++)..... "	0,05	—
Hierro (Fe +++)..... "	0,3	—
Manganeso (Mn ++)..... "	0,2	—
Cloruros (Cl -)..... "	700	—
Sulfatos (So ₄ =)..... "	300	—
Flúor (F-)..... "	2	—
Vanadio (V)..... "	0,5	—
Arsénico (As)..... "	0,12	—
BACTERIOLOGICOS		
Bacterias acrobias (Agar a 37°C - 24 horas).....	100 por ml	
Bacterias coliformes		
Aguas de pozos semisurgentes.....	< 2 por 100 ml	
Aguas superficiales purificadas.....	2,2 " " "	
Ps. pyocyanea	No debe contener	

Las características del agua representadas por las cifras máximas de color, olor y turbiedad, son las que pueden apreciar el común de los observadores.

CUADRO 12**NORMAS DE POTABILIDAD****CODIGO ALIMENTARIO ARGENTINO****CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS**

pH		6,0 – 8,5
pH sat. - pH	mg/l max.	± 0,2
Sólidos disueltos totales	mg/l max.	1.000
Alcalinidad total (Ca Co ₃)	mg/l max.	400
Dureza total (Ca Co ₃)	mg/l max.	200
Cloruro (Cl ⁻)	mg/l max.	250
Sulfato (SO ₄ ⁻)	mg/l max.	200
Hierro total (Fe)	mg/l max.	0,10
Manganeso (Mn)	mg/l max.	0,05
Amoníaco (NH ₄ ⁻)	mg/l max.	0,20
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/l max.	0,10
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/l max.	45
Fluoruro (F ⁻)	mg/l	0,7 – 1,2
Arsénico (As)	mg/l max.	0,5
Plomo (Pb)	mg/l	0,5
Plata (Ag)	mg/l	0,5
Cobre (Cu)	mg/l max.	0,2
Zinc (Zn)	mg/l max.	5,0
Cloro activo residual	mg/l max.	0,05

CUADRO 13

Ley 24.051 – Desechos Peligrosos Decreto Reg. 831/93

Niveles guía de calidad de agua para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Ácido nitrilo-triacético	50
Acroleina	542
Aldicarb	3
Aldrín	0.03
Aluminio (total)	200
Amonio (ug/l NH4)	50
Antimonio (total)	10
Arsénico (total)	50
Atrazina	3
Bario (total)	1000
Benceno	10
Bencidina	0.0015
Bendiocarb	40
Benzo(a) pireno	0.01
Berilio (total)	0.039

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)	Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
BHC alfa	0.131	Diclorofenol (2.4 -)	0.3
BHC-beta	0.232	Diclorometano	50
DHC-gama (lindano)	3	Dicloropropano (1.2-1	5
Bis (2-cloroetil) éter	3.85	Dicloropropileno (1.2-)	87
Bis (clorometil) éter	0.000038	Dieldrín	0.03
Bis (2-cloroisopropil) éter	5	Dimetilfenol (2.4-)	400
Bis (etil-hexil) ftalato	21400	Dimetoato	20
Boro (total)	1000	Dinitrofenol (2,4-)	70
Bromometano	2	Dinitrotolueno (2.4-)	1.1
Bromoximil	5	Diquat	70
Cadmio (total)	5	Diuron	150
Carbaril	90	Endosulfan	138
Carbofurano	40	Endrín	0.2
Cianazina	10	Estireno	100
Cianuro (total)	100	Etilbenceno	700
Cinc (total)	5000	Fenol	2
Clordano	0,3	Fluoranteno	190
Clorobenceno	100	Fluoruro (total)	1500
Clorofenol (2-)	0.1	Forato	2
Cloroformo	30	Glifosato	280
Clorometano	1.9	Heptacloro	0.1
Clorpirifos	90	Heptacloro epóxido	0.1
Cloruro de vinilo	20	Hexaclorobenceno	0.01
Cobre (total)	1000	Hexaclorobutadieno	4,5
Cromo (total)	50	Hexaclorociclopentadieno	1
Cromo (+ 6)	50	Hexacloroetano	24
D (2,4 -)	100	Hidrocarb. arom. polinucleares	0.03
DDT	1	Hierro (total)	300
Diazinon	20	Isoforone	5
Dibromocloropropano (DBCP)	0,2	Malation	190
Dibromoetileno	0.05	Manganeso (total)	1-00
Dicamba	120	Mercurio (total)	1
Diclofop-metil	9	Metil paration	7
Diclorobenceno (1.2 -)	200	Metil-azinfos (gution)	20
Diclorobenceno (1 .4 -)	5	Metolaclor	50
Dicloroetano (1.2 -)	10	Metoxicloro	30
Dicloroetileno (1.1 -)	0.3	Metribuzina	80
Dicloroetileno (1 .2-sis)	70	Níquel (total)	25
Dicloroetileno (1,2-trans)	100	Nitrato	10000

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Nitrito	1000
Nitrobenceno	30
Organoclorados totales	10
Organoclorados (no plag.)	1
Paraquat	10
Paration	50
PCB (total)	0.00079
PCB-1016 (arochlor 1016)	2
PCB-1221 (arochlor 1221)	2
PCB-1232 (arochlor 1232)	2
PCB-1242 (arochlor 1242)	2
PCB-1248 (arochlor 1248)	2
PCB-1254 (arochlor 1254)	2
PCB-1260 (arochlor 1260)	2
Pentaclorobenceno	572
Pentaclorofenol	10
Plaguicidas totales	100
Plata (total)	50
Plomo (total)	50
Selenio (total)	10
Simazina	10
T (2,4,5-)	280
Talio (total)	18
Temefos	280
Terbufos	1
Tetracloroetano (1,1,2,2-)	1.7
Tetracloroetileno	10
Tetraclorofenol (2,3,4,6-)	1
Tetracloruro de carbono	3
Tolueno	1000
Toxafeno	5
TP (2,4,5-)	10
Triallato	230
Tribromometano	2
Tricloroetano (1,1,1-)	200
Tricloroetano (1,1,2-)	6
Tricloroetileno	30
Triclorofenol (2,3,4-)	10
Triclorofenol (2,4,6-)	10

DDT

0.001

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Triclorofluorometano	2
Trihalometanos	100
Uranio (total)	100
Xilenos (totales)	10000

Tabla 2
Niveles guía de calidad de agua para protección
de vida acuática. Agua dulce superficial

Constituyente peligroso	nivel guía (ug /l)
Acenaftileno	2
Acilonitrilo	26
Acroleina	0.2
Aldrin	0.004
Aluminio (total)	5
Amonio (total)	1370
Antimonio (total)	16
Arsénico (total)	50
Benceno	300
Bencidina	2.5
Berilio (total)	0.05
BHC-alfa	0,01
BHC-delta	0.01
BHC-gama (Lindano)	0.01
Boro (total)	750
Cadmio (total)	0.2
Carbaril	0.02
Cianuro (total)	5
Cinc (total)	30
Clordano	0.006
Clorofenol (2-)	7
Cobre (total)	2
Cromo (total)	2

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)	Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Diclorobenceno (1.2-)	2.5	Nitrofenoles	0.2
Diclorobenceno (1.3-)	2.5	Paration	0.04
Diclorobenceno (1.4-)	4	PCB (total)	0.001
Dicloroetano (1.2-)	200	Pentaclorobenceno	0.03
Dicloroetilenos	12	Pentacloroetano	4
Diclorofenol (2.4-)	4	Pentaclorofenoles	0.5
Dicloropropanos	57	Plata (total)	0,1
Dicloropropenos	2	Plomo (total)	1
Dieldrín	0.004	P-clorometacresol	0.03
Difenil hidrazina (1,2)	0.3	Selenio (total)	1
Dimetilfenol (2.4-)	2	T (2.4.5-)	2
Dinitrotolueno	2	Talio (total)	0.4
Endosulfan-alfa	0.02	TDE	0,006
Endosulfan-beta	0.02	Tetraclorobenceno (1.2.3.4-)	0.1
Endrin	0,0023	Tetraclorobenceno (1.2,3.5-)	0,1
Ésteres ftálicos (DBP)	4	Tetraclorobenceno (1.2.4,5-)	0,15
Ésteres ftálicos (DEHP)	0,6	Tetracloroetano (1,1.2,2-)	24
Ésteres ftálicos (otros)	0.2	Tetracloroetileno	260
Etilbenceno	700	Tetraclorofenoles	1
Fenoles totales	1	Tetracloruro de carbono	35
Fenoxiherbidas (2,4-D)	4	Tolueno	300
Fluoranteno	4	Toxafeno	0,008
Heptacloro epóxido + heptacloro	0,01	TP (2.4.5-)	10
Heptacloro + heptacloro epóxido .	0.01	Trialato	10
Hexaclorobenceno	0.0065	Tribromometano	11
Hexaclorobutadieno	0.1	Triclorobenceno (1.2.3-)	0.9
Hexaclorociclohexano (isómeros)	0.01	Triclorobenceno (1.2.4-)	0.5
Hexaclorociclopentadieno	0.05	Triclorobenceno (1.3.5-)	0.65
Hexacloroetano	5	Tricloroetano (1.1.1-)	18
Isoforone	117	Tricloroetano (1.1.2-)	94
Malation	0.1	Tricloroetileno	45
Manganeso (total)	100	Triclorofenoles	18
Mercurio (total)	0,1	Uranio (total)	20
Metil-azinfos (gution)	0.005	Vanadio (total)	100
Metoxicloro	0,03		
Naftaleno	6		
Níquel (total)	25		
Nitrito	60		
Nitrobenceno	27		

Tabla 3
Niveles guía de calidad de agua para protección de vida acuática.
Aguas saladas superficiales

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug /l)	Constituyente peligroso	nivel guía (ug/l)
Acenaftileno	7	Fluoruro (total)	1400
Acroleina	0.05	Halometanos	64
Aldrín	0,003	Heptacloro	0.0036
Aluminio (total)	1500	Hexaclorobutadieno	0,03
Amonio no ionizable	400	Hexaclorociclopentadieno	0.007
Arsénico (total)	0.5	Hexacloroetano	0.9
Bario (total).	1000	Hidrocarb. arom. polinucleares	0.3
Benceno	7	Malation	0,1
Bencenos clorados	1	Mercurio (total)	0.1
Berilio (total)	1500	Metil-azinfos (gution)	0.01
BHC-gama (lindano)	0.004	Metoxicloro	0.03
Boro (total)	500	Naftaleno	2
Cadmio (total)	5	Naftalenos clorados	0.007
Cianuro (total)	5	Níquel (total)	7.1
Cinc (total)	0.2	Nitrito	1000
Clordano	0.004	Nitrobenceno	7
Clorofenol (4-)	30	Nitrofenoles	5
Cobre (total)	4	PCB (total)	0.03
Cromo (+ 6)	18	Pentacloroetano	3
Demeton	0.1	Pentaclorofenol	0.3
Diclorobenceno	2	Plata (total)	5
Dicloroetano (1,2-)	113	Plomo (total)	10
Dicloroetileno	224	Selenio (total)	10
Dicloropropanos	31	Sulfitos	2
Dicloropropenos	0.8	T (2,4.5-)	10
Dieldrín	0,003	Talio (total)	2
Dinitrotolueno	0.6	Tetracloroetano (1.1,2.2.-)	9
Endosulfan	0.0087	Tetracloroetileno	5
Endrin	0.004	Tetraclorofenol (2.3.5.6-)	0.5
Ésteres ftálicos	3	Tetracloruro de carbono	50
Ésteres ftálicos (DBP)	0,001	Tolueno	50
Etilbenceno	0.4	Toxafeno	0.005
Fenol	1	TP (2.4.5-)	10
Fenoxiácidos (2.4-D)	10	Tricloroetano.(1.1.1.-)	31
Fluoranteno	0.16	Tricloroetileno	2
		Uranio (total)	500

Tabla 4
Niveles guía de calidad de agua para protección de vida acuática.
Aguas salobres superficiales

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aldrín	0.003
Amonio no ionizable	400
Arsénico (total)	50
BHC-gama (lindano)	0.004
Cadmio (total)	5
Cianuro (total)	5
Cinc (total)	170
Clordano	0.004
Cobre (total)	50
Cromo (+ 6)	50
D (2.4-)	10
DDT	0.001
Demeton	0.1
Dieldrín	0.003
Dodecacloro + nonacloro	0.001
Endosulfan	0.034
Endrin	0,004
Fenoles	1
Fluoruro (total)	1400
Heptacloro	0.001
Heptacloro epóxido	0.001
Malation	0,1
Mercurio (total)	0,1
Metil azinfos (gution)	0,01
Metoxicloro	0.03
Níquel (total)	100
O. fosf. y carbamatos tot.	10
Paration	0,04
Plomo (total)	10
T (2.4.5-)	10
Toxafeno	0.005
TP (2,4,5-)	10

Tabla 5
Niveles guía de calidad de agua para irrigación
Constituyente peligroso

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aluminio (total)	5000
Arsénico (total)	100
Berilio (total)	100
Boro (total)	500
Cadmio (total)	10
Cinc (total)	2000
Cobalto (total)	50
Cobre (total)	200
Cromo (total)	100
Flúor	1000
Hierro (total)	5000
Litio (total)	2500
Manganeso (total)	200
Molibdeno	10
Níquel (total)	200
Paladio (total)	5000
Plomo (total)	200
Selenio (total)	20
Uranio (total)	10
Vanadio	100

Tabla 6
Niveles guía de calidad de agua para bebida de ganado
Constituyente peligroso

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Aluminio	5000
Arsénico (total)	500
Berilio	100
Boro	5000
Cadmio	20
Cinc	50
Cobalto	1000
Cobre (total)	1000
Cromo (total)	1b00

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug / l)	Constituyente peligroso	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
Fluor	1000	Arsénico (total)	20	30	50
Mercurio	3	Bario (total)	750	500	2000
Molibdeno	500	Benceno	0.05	0.5	5
Níquel	1000	Benzo (A) antraceno	0.1	1	10
Plomo	100	Benzo (A) pireno	0.1	1	10
Selenio	50	Benzo (b) fluoranteno	0.1	1	10
Uranio	200	Benzo (K) fluorantano	0.1	1	10
Vanadio	100	Berilio (total)	4	4	8

Tabla 7
Niveles guía de calidad de agua para recreación

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Fenoles totales	5
Hidrocarburos totales	300

Tabla 8
Niveles guía de calidad de agua para pesca Industrial

Constituyente peligroso	Nivel guía (ug/l)
Amonio (N-NH3)	4
Cobre (total)	40
Nitrito (N-N02)	9

Tabla 9
Niveles guía de calidad de suelos
(ug/g peso seco)

Constituyente peligrosa	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
Ácido ftálico. ésteres	30		
Alifáticos clorados	0.1	5	50
Alifáticos no clorados	0.3		
Antimonio (total)	20	20	40

Boro	2		
Cadmio (total)	3	5	20
Cianuro (libre)	0.5	10	100
Cianuro (total)	5	50	500
Cinc (total)	600	500	1500
Clorobenceno	0.1	1	
Clorobencenos	0.05	2	10
Clorofenoles	0.05	0.5	5
Cobalto	40	50	300
Cobre (total)	150	100	500
Comp. fen. no clorados	0.1	1	10
Cromo (total)	750	250	800
Cromo (+ 6)	8	8	
Dibenzo (A.H) antraceno	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.2-)	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.3-)	0.1	1	10
Diclorobenceno (1.4-)	0.1	1	10
Estaño	5	50	300
Estireno	0.1	5	50
Etilbenceno	0.1	5	50
Fenantreno	0.1	5	50
Fluoruro (total)	200	400	2000
Hexaclorobenceno	0.05	2	10
Hexaclorociclohexano	0.01		
Indeno (1.2.3-CD) pireno	0.1	1	10
Mercurio (total)	0.8	2	20
Molibdeno	5	10	40
Naftaleno	0.1	5	50
Níquel (total)	150	100	500

Constituyente peligroso	Uso agrícola	Uso residenc.	Uso Industr.
PCB's	0.5	5	50
PCDDs y PCDFs	0.00001	0.001	
Pireno	0.1	10	100
Plata (total)	20	20	40
Plomo (total)	375	500	1000
Quinoleina	0,1		
Selenio (total)	2	3	10
Sulfuro (elemental)	500		
Talio (total)	1		
Tiofeno	0.1		
Tolueno	0.1	3	30
Vanadio	200	200	
Xilenos (totales)-	0.1	5	50

Tabla 10
Niveles guía de calidad del aire ambiental

Constituyente peligroso	Concentración (mg/m3)	Período de promedio (minutos)
Acetaldehído	0.01	30
Acetato de vinilo	0.15	30
Amoniaco	1.5	30
Anilina	0.05	30
Arsénico	0,01	20
Benceno	0.2	20
Cadmio	0,01	30
Cianuro de hidrógeno	0.015	30
Ciclohexano	1,4	30
Cloro	0,01	20
Clorobenceno	0.1	30
Cloruro de hidrógeno	0,05	30
Cresoles	0.6	30
Cromo	0,0015	30
Dicloroetano (1.2-)	3	30
Di-isocianato de tolueno	0.05	30

Constituyente peligroso	Concentración (mg/m3)	Período de promedio (minutos)
Estireno	0.01	30
Fenol	0.01	20
Fluoruros	0.02	30
Formaldehido	0.035	30
Hidrocarb. ar. polinucleares	5	30
Manganeso	0.03	30
Metil paration	0.008	30
Naftaleno	0.003	30
Niebla ácida (H2S04)	0.006	30
Óxidos de nitrógeno	0.9	60
Ozono-oxidantes fotoquímicos	0.3	60
Plomo	0.002	30
Sulfuro de carbono	0.03	30
Sulfuro de hidrógeno	0.008	30
Tetracloruro de carbono	4	30
Tolueno	0.6	30
Tricloroetileno	0.2	30
Xilenos	0.2	30

Tabla 11
Estándares de emisiones gaseosas

Constituyente peligroso	Desde superficie (mg/s)	Altura chimenea: 30 m (mg /s)
Acetaldehído	3.50 E00	1.20 E03
Acetato de vinilo	5.20 E01	1.85 E04
Amoniaco	5.20 E02	1.65 E05
Anilina	1,80 E01	6.10 E03
Arsénico	3.20 E00	1.10 E03
Benceno	6,40 E01	2.20 E04
Cadmio	3.50 E00	1.20 E03
Cianuro de hidrógeno	5.20 E00	1.65 E03
Ciclohexano	4.90 E02	1.70 E05

Constituyente peligroso	Desde superficie (mg/s)	Altura chimenea 30 m (mg/s)
Cloro	3.20 E00	1.10 E03
Clorobenceno	3.50 E01	1.20 E04
Cloruro de hidrógeno	1.80 E01	6.10 E03
Cresoles	2.10 E02	7.40 E04
Cromo	0.50 E00	1.80 E02
Dicloroetano (1.2-)	1.00 E03	3.70 E05
Di-isocianato de tolueno	1.80 E01	6.10 E03
Estireno	3.50 E00	1.20 E03
Fenol	3.20 E00	1.10 E03
Fluoruros	7.00 E00	2.40 E03
Formaldehido	1.20 E01	4.30 S03
Hidrocarb. ar. polinucleares	1.70 E03	6.10 E05
Manganeso	1.00 E01	3.70 E03
Metil paration	3.00 E00	9.80 E02
Naftaleno	1.00 E00	3.70 E02
Niebla ácida (H2S04)	2.00 E00	7.40 E02
Óxidos de nitrógeno	4.40 E02	1.20 E05
Ozono-oxidantes fotoquímicos	1.40 E02	4.20 E04
Plomo	0.70 E00	2.40 E02
Sulfuro de carbono	1.00 E01	3.70 E03
Sulfuro de hidrógeno	3.00 E00	9.80 E02
Tetracloruro de carbono	1.40 E03	4.90 E05
Tolueno	2.10 E02	7.40 E04
Tricloroetileno	7.00 E01	2.40 E04
Xilenos	7.00 E01	2.40 E04.

Tabla 2: Observaciones

1. - (Amonio total)

2.20 mg/l	pH 6.5:	temp.10°C
1.37 mg/l	pH 8.0:	temp.10°C

2. - (Aluminio)				
5.00 ug/l	pH < 6.5:	(Ca2 +)	< 4.0 mg/l:	COD < 2.0 mg/l
100.00 ug/l	pH_ 6.5:	(Ca2 +)	_ 4,0 mg/l:	COD _ 2.0 mg/l

3. - Criterio tentativo. (Benceno-Cinc-Clorobenceno-Etilbenceno- Etilenos clora dos)

4. -(Cadmio)

0.2 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
0.8 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
1,3 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
1,8 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

5. - (Cianuro) Como cianuro libre.

6. - (Cobre)

2.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
2.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
3.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
4.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

7. - (Cromo)

20.0 ug/l Para protección de peces.

2.0 ug/l Para protección de vida acuática incluyendo fito y zooplancton.

8. - (Níquel)

25.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
65.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
110.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
150.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)

9. - (Plomo)

1.0 ug/l	Dureza	0 - 60 mg/l	(CaC03)
2.0 ug/l	Dureza	60 - 120 mg/l	(CaC03)
4.0 ug/l	Dureza	120 - 180 mg/l	(CaC03)
7.0 ug/l	Dureza	> 180 mg/l	(CaC03)