

DEFINICIÓN DE ÁREAS DE RIESGO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS POR APLICACIÓN DE NITRÓGENO

INFORME FINAL

CAPÍTULO 3 – REVISIÓN DE METODOLOGÍAS

CONTENIDO	Página
1 INTRODUCCIÓN	49
2 REVISIÓN DE METODOLOGÍAS SOBRE LA CONTAMINACIÓN POR NITRÓGENO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS	51
2.1 METODOLOGÍA DE USA NACIONAL	51
2.2 METODOLOGÍA DE EUROPA	55
2.3 METODOLOGÍA DE ESCOCIA	58
2.4 METODOLOGÍA USA COLORADO	61
2.4.1 Mapa de Vulnerabilidad	61
2.4.2 Matriz de Vulnerabilidad	64
2.5 METODOLOGÍA DE ESPAÑA - ARAGÓN	68
2.6 METODOLOGÍA DE CANADÁ-WATERLOO	71
2.7 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE METODOLOGÍAS	73

3	REVISIÓN DE METODOLOGÍAS SOBRE LA VULNERABILIDAD INTRÍNSECA DE LOS ACUÍFEROS	77
3.1	ANÁLISIS COMPARATIVO DE METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN DE VULNERABILIDAD	78
3.1.1	Método DRASTIC	79
3.1.2	Método GOD	81
3.1.3	Método SINTACS	82
3.1.4	Método AVI	83
3.1.5	Método BGR	83
3.2	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE METODOLOGÍAS	86
4	CONCLUSIONES	88

1 INTRODUCCIÓN

La elaboración de la Guía Metodológica para determinar áreas de riesgo a la acumulación de nitrógeno en las aguas subterráneas por aplicación de nitrógeno de origen agropecuario que se presenta en este estudio, consideró la revisión de distintas metodologías creadas en otros países con el objetivo de encontrar los parámetros más relevantes a tener en cuenta en el diseño de la misma y que, además, éstas variables estuvieran disponibles y pudieran ser aplicables en Chile.

Las metodologías recopiladas y analizadas fueron desarrolladas en Estados Unidos, Canadá y Europa. Éstas corresponden, tres, a metodologías de perspectiva "nacional", una para Estados Unidos, una para toda Europa y una para Escocia; dos, a metodologías de carácter regional en Colorado (EUA) y Aragón (España); y una de carácter más local en Waterloo, Ontario (Canadá). La metodología de Colorado también propone el cálculo de una matriz de vulnerabilidad, la cual está planteada también para una aplicación de carácter local.

Como esquema general la mayoría de metodologías revisadas evalúan el riesgo a la acumulación de nitratos a partir de la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de un acuífero, junto con la carga de nitrógeno generada en una área determinada. Para ello, cada metodología tiene en cuenta distintos parámetros, algunos de ellos comunes y otros no, como pueden ser el origen de los nitratos (agrícola o pecuario), la precipitación, ciertas propiedades del suelo, de riego, densidad poblacional, relación bosque/cultivo, etc. Así, en este capítulo se presenta un resumen de todas las metodologías revisadas junto con un análisis y discusión de su diseño y una comparación de las variables utilizadas en cada una de ellas.

Además, como algunas metodologías trabajan con una evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, en este capítulo se presenta una revisión y análisis de las distintas metodologías para determinar esta vulnerabilidad, así como un análisis más profundo del método BGR utilizado en Chile por el SERNAGEOMIN para la confección de mapas de vulnerabilidad de acuífero.

Este método, con algunas modificaciones, es usado también por la Dirección General de Aguas (DGA) para la determinación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos frente a la descarga de riles. Se realiza un análisis de la factibilidad de aplicar estas metodologías en la evaluación del riesgo a la acumulación de nitratos de origen agropecuario.

2 REVISIÓN DE METODOLOGÍAS SOBRE RIESGO DE ACUMULACIÓN DE NITRÓGENO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

2.1 Metodología de USA NACIONAL

Esta metodología ha sido revisada a partir de la publicación "*Risk of Nitrate in Groundwater of United States - A National Perspective*" de Nolan et al. (1997) donde se presenta el estudio del Programa Nacional de Evaluación de Calidad de Agua (National Water Quality Assessment Program, NAWQA) perteneciente al Servicio Geológico de USA (U.S. Geological Survey, USGS).

Los objetivos específicos del estudio fueron:

- (i) Compilar los factores de riesgo en un mapa nacional mostrando la potencial contaminación por nitratos del agua subterránea, y
- (ii) verificar el mapa nacional de riesgo con información histórica de calidad de agua recopilada por NAWQA.

Para determinar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por nitrógeno, esta metodología consideran dos factores principales, que son:

- La entrada de nitrógeno al sistema: Se determina a partir de la evaluación de (i) la carga de nitrógeno referida al nitrógeno que ingresa por fertilizante inorgánico, estiércol de animal y depositación atmosférica conjuntamente; y (ii) la densidad poblacional, asumida como una fuente no agrícola de nitrógeno por fertilización residencial, filtración de alcantarillado, sistemas sépticos y animales domésticos.
- La vulnerabilidad intrínseca del acuífero: Considera las características de drenaje del suelo y la relación entre terreno de bosque y terrenos de cultivo.

La combinación de estos dos factores genera los distintos grupos de riesgo a escala nacional, que se muestran en las tablas siguientes.

Tabla 2.1. Factores de nitrógeno que ingresa y vulnerabilidad de acuífero

Mag nitud	Factores de ingreso de nitrógeno	Factores de vulnerabilidad de acuífero
Alta	Alta carga de nitrógeno o alta densidad poblacional	Buen drenaje de suelo y baja relación bosque vs cultivos
Baja	Bajo carga de nitrógeno y baja densidad poblacional	Pobre drenaje de suelo o alta relación bosque vs cultivos

Tabla 2.2. Escala del Mapa de riesgo de contaminación de aguas subterráneas en EEUU.

Grupo de riesgo	Color en Mapa	Ingreso de nitrógeno	Vulnerabilidad de acuífero
Alto	Rojo	Carga nitrógeno > 2100 kg/km ² o Densidad poblacional > 386 personas/Km ²	Grupo hidrológico < 2.5 y relación bosque/cultivo < 0.3
Moderadamente alto	Naranja	Carga nitrógeno > 2100 kg/km ² o Densidad poblacional > 386 personas/Km ²	Grupo hidrológico ≥ 2.5 o relación bosque/cultivo ≥ 0.3
Moderadamente bajo	Amarillo	Carga nitrógeno ≤ 2100 kg/km ² y Densidad poblacional ≤ 386 personas/Km ²	Grupo hidrológico < 2.5 y relación bosque/cultivo < 0.3
Bajo	Verde	Carga nitrógeno ≤ 2100 kg/km ² y Densidad poblacional ≤ 386 personas/Km ²	Grupo hidrológico ≥ 2.5 o relación bosque/cultivo ≥ 0.3

Cada una de las variables anteriormente mencionadas, fueron obtenidas, para el año 1987 de las siguientes bases de datos e informaciones:

▪ Carga de nitrógeno

- La carga de nitrógeno por fertilizantes comerciales se obtuvo de la base de datos nacional de ventas de fertilizantes “County-Level Fertilizer Sales Data” de la EPA (recopilados y sistematizados en el estudio de Battaglin and Goolsby “Spatial Data in Geographic Information System Format on Agricultural Chemical Use, Land Use, and Cropping Practices in the United States”).
- La carga de nitrógeno por estiércol de animal se calculó, para el año indicado, a partir del Censo de agricultura para la población animal y la razón de producción de

nitrógeno por animal obtenida del "Agricultural Waste Management Field Handbook" (recopilados y sistematizados en el estudio de Smith y otros, "Regional Interpretation of water-quality monitoring Data. In preparation").

- La carga de nitrógeno de depositación atmosférica fue estimada en el mismo estudio señalado en el punto anterior usando 188 estaciones monitoras operadas por Nacional Atmospheric Deposition Program/Nacional Trenches Network. Este programa mide la depositación húmeda de nitrógeno inorgánico valorado en mg/L de nitrógeno depositado como NH_4 y NO_3 en la precipitación, y se traspasa a Kg/hectárea. Sin embargo, la depositación total de nitrógeno corresponde a la suma de la depositación seca y húmeda, la cual puede ser 3 ó 4 veces más que la última.
- Densidad poblacional: Determinada dividiendo el número de población (censo, 1990) por el área.
- Características de drenaje del suelo: Determinadas a partir de los datos de grupo de suelo hidrológico del State Soil Geographic (STATSGO) del U.S. Geological Survey. Los grupos de suelo hidrológico tienen 4 categorías desde buen drenaje de suelo (Grupos A y B) a pobre drenaje de suelo (grupos C y D). Las categorías fueron convertidas a números (A=1; B=2; C=3; D=4). Para cada unidad de suelo se calcula su valor como el promedio de los valores ponderados, y a los lugares muestreados de agua subterránea se les asignó el valor del promedio de donde estaba localizado.
- Extensión de bosques y cultivos: Como bosques se consideran los árboles naturales y plantados, los terrenos deforestados con plantaciones jóvenes, las plantaciones de árboles de navidad y los bosques de pastoreo. Los cultivos incluyen campos de heno, huerto frutales, plantaciones de cítricos, viñas, pastos y terrenos de pastoreo. La razón fue calculada dividiendo la superficie de bosque por la de cultivo, donde la dilución, desnitrificación y vegetación atenúan la concentración de nitrato en el agua subterránea.

Los cuatro grupos de riesgo fueron superpuestos en un SIG para crear un mapa nacional de contaminación potencial de nitrato en el agua subterránea.

En este estudio, se utilizó información de calidad de las aguas para validar el mapa de riesgo. La Figura 2.1 muestra el nitrato en el agua de pozos de menos de 100 ft de profundidad y el porcentaje de pozos que exceden el estándar para aguas de consumo humano (10 mg/L N-NO₃) para cada uno de los cuatro grupos de vulnerabilidad. La concentración media de nitratos fue de 0,2 mg/L N-NO₃ en los pozos representativos de bajo riesgo, y el estándar fue excedido en el 3% de los pozos. En contraste, en el grupo de alto riesgo, la concentración media de nitratos fue de 4,8 mg/L N-NO₃ y el estándar fue excedido en el 25% de los pozos.

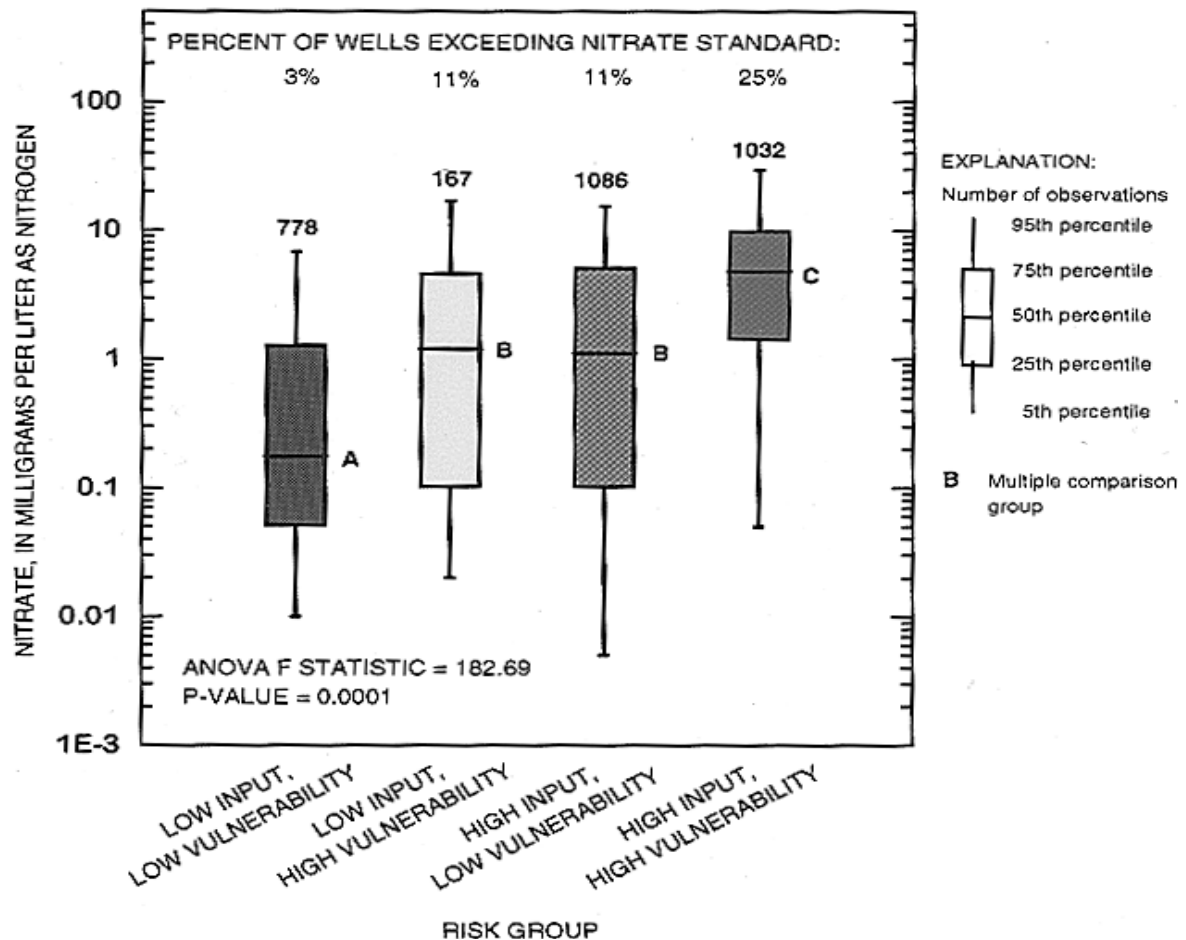


Figura 2.1. Relación Grupos de riesgo y mediciones de concentración de nitrato en aguas subterráneas

2.2 Metodología de EUROPA

Esta metodología fue revisada a partir de la publicación "*Vulnerabilidad por contaminación difusa de suelos y aguas subterráneas en Europa*" de Meinardi et al. (1994), cuyo estudio fue realizado por el Instituto Nacional de Salud Pública y Protección Ambiental (National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven) de los Países Bajos.

El objetivo del estudio es determinar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas relacionada con fuentes difusas en todo Europa a partir de la (i) la vulnerabilidad del suelo y (ii) la vulnerabilidad de las aguas subterráneas.

Para determinar ambas vulnerabilidades, se definen áreas elementales, las que tienen un área de 0,16 por 0,16 grados (10 por 10 minutos). La consecuencia de una aproximación basada en áreas elementales es que los valores de vulnerabilidad determinados son representativos del promedio de las condiciones del suelo y del agua subterránea sobre la celda, implicando que la vulnerabilidad por contaminación difusa puede ser mayor o menor que la indicada en los mapas.

Los factores considerados en el diseño de esta metodología son los siguientes:

- Propiedades hidrogeológicas: El mapa hidrogeológico se basó en la documentación existente, el mapa hidrológico de Europa elaborado por la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (Internacional Association of Hydrogeologists, IAH). Dado que este mapa no cubre toda Europa, se recurrió también a publicaciones sobre aguas subterráneas (Boletines ONU 1990; 1991). Se establecieron ocho categorías de materiales con propiedades hidrogeológicas comunes:
 - Sedimentos no consolidados y de buena permeabilidad
 - Sedimentos no consolidados y de mediana o mala permeabilidad
 - Sedimentos consolidados y de buena permeabilidad
 - Sedimentos consolidados y de mediana o mala permeabilidad
 - Rocas ígneas y metamórficas con fisuras y modesta permeabilidad
 - Rocas ígneas y metamórficas sin fisuras y sin permeabilidad
 - Acuífero que localmente contiene aguas subterráneas salobres (regiones semi áridas).

- Acuífero que generalmente contiene aguas subterráneas salobres/saladas (áreas costeras).
- Superficies cubiertas por aguas superficiales (ríos, lagos).
- Textura del suelo: La base de la clasificación que se usa es el mapa de suelos de la FAO, que incluye más de 60 tipos de suelos teniendo en cuenta propiedades tales como textura o profundidad de las aguas subterráneas. En la clasificación por texturas existen distintas clases que dependen del tamaño del grano (grueso, medio y fino) y adicionalmente, se consideran combinaciones de texturas con la presencia de material orgánico. Así, la textura de suelos se ha dividido en cinco clases principales más dos combinaciones de las principales y un tipo de histosoles (suelos orgánicos):
 - Histosoles
 - Grueso: consiste en 80% de arena, 10% limo y 10% arcilla
 - Grueso Medio
 - Grueso Medio Fino
 - Medio: consiste en 40% de arena, 40% limo y 20% arcilla
 - Medio fino: consiste en 10% de arena, 70% limo y 20% arcilla
 - Fino: consiste en 25% de arena, 25% limo y 50% arcilla
 - Muy Fino: consiste en 10% de arena, 10% limo y 80% arcilla
- Tipo de cobertura y uso de la tierra: Una base de datos geo-referenciada del uso de la tierra fue creada en base a imágenes satelitales y otros mapas. El tipo de cobertura se ha categorizado en siete clases:
 - Tierra arable.
 - Praderas permanentes usadas para pastoreo intensivo.
 - Cultivos permanentes.
 - Forestal
 - Áreas urbanas
 - Áreas cubiertas por aguas continentales
 - Otros

- Precipitación neta: Se estima usando información meteorológica de Leemans y Cramer (1991) y aplicando la aproximación de Langbein/Turc para la estimación de la evapotranspiración anual. La evapotranspiración potencial anual se estima como (Langbein):

$$E_{pot} = 325 + 21 \cdot T + 0.9 \cdot T^2 \quad \text{con } T = \text{Temperatura media anual en } ^\circ\text{C}$$

La evapotranspiración efectiva se estima a partir de la evapotranspiración potencial de Turc:

$$E_{efct} = \frac{P}{\sqrt{(0.9 + P^2/E_{pot}^2)}} \quad \text{con } P = \text{Precipitación media anual (en mm)}$$

La precipitación peta (PN) se determina como la diferencia entre el valor de la precipitación (P) y la evapotranspiración efectiva.

- Recarga de aguas subterráneas: La magnitud de la recarga promedio de las aguas subterráneas fue estimada a través del balance hídrico anual como:

$$GR = PN - SR$$

donde *GR* es la recarga de aguas subterráneas promedio, *PN* es la precipitación neta anual promedio, y *SR* es la pérdidas superficiales promedio, que no alcanzan el agua subterránea. La estimación de *GR* y *SR* se basa en los componentes de tipo de acuífero, textura de la superficie de suelo, la inclinación del suelo, uso de la tierra, y fluctuaciones estacionales de temperatura. Se determinaron las razones entre *SR/PN* y *GR/PN* para cada uno de los factores. Las porción de recarga de aguas subterráneas sigue a la acumulación de los efectos, multiplicando todos los factores individuales.

- Edad del agua subterránea: La edad en años de las aguas subterráneas se estima de con la siguiente fórmula:

$$t = \frac{p \cdot D}{I} \cdot \ln\left(\frac{D}{(D-z)}\right)$$

donde *t* se expresa en años, *p* es la porosidad, *D* es el espesor del acuífero (m), *z* es la profundidad (m), *I* es la recarga de aguas subterráneas (m/a).

A partir de las características anteriores se obtiene un mapa de vulnerabilidad del suelo y otro mapa de vulnerabilidad del agua subterránea. La **vulnerabilidad del suelo** (R_d) se determina a partir del tipo de cobertura, la precipitación neta y las características del suelo a través de la siguiente ecuación:

$$R_d = W_a \cdot R_a + W_b \cdot R_b + W_c \cdot R_c$$

donde W_a , W_b , W_c corresponden al peso de los factores (2, 4 y 4, respectivamente) y R_a , R_b , R_c representan el riesgo específico de contaminación de la superficie del suelo ante el tipo de cobertura, precipitación neta y textura de la superficie del suelo, respectivamente.

La **vulnerabilidad del agua subterránea** (V), se determina a partir de la lixiviación del contaminante a través del suelo (determinada por la vulnerabilidad del suelo, V), espesor de la zona no saturada, flujo vertical del agua subterránea (expresada como el valor medio de la edad del agua subterránea, este flujo determina el transporte del contaminante) y las características del acuífero (determinando los cambios químicos de los contaminantes), a través de la siguiente ecuación:

$$V = W_d \cdot R_d + W_e \cdot R_e + W_f \cdot R_f + W_g \cdot R_g$$

donde W_d , W_e , W_f , W_g corresponden al peso de los factores (3, 1, 4 y 2, respectivamente) pertenecientes a los riesgos específicos indicados por los factores R_d , R_e , R_f , R_g , correspondientes a la vulnerabilidad del suelo, zona no saturada, tipo de acuífero y edad del agua subterránea, respectivamente.

2.3 Metodología de ESCOCIA

Esta metodología ha sido revisada a partir de la publicación "*Development of a methodology for the designation of groundwater nitrate vulnerable zones in Scotland*" de Lilly et al. (2001) realizado por Macaulay Land Use Research Institute en representación de la Unidad de Protección Ambiental (Unidad de Agua) del departamento Scottish Executive Rural Affairs.

El objetivo de este estudio fue desarrollar un método para predecir la vulnerabilidad de las aguas subterráneas de Escocia, por la pérdida de nitrato en la agricultura, e identificar las

áreas donde el límite establecido por la Unión Europea de 50 mg/l de NO_3 podría ser excedido. Para ello se utilizó la literatura existente relacionada con la predicción de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas. Una fase importante en el desarrollo de este estudio es la validación del modelo con la información existente.

Para determinar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por nitrato, se consideran tres factores principales para desarrollar el modelo conceptual:

- Uso de la tierra: Se determinó el tipo de cubierta a través de la interpretación de fotografías aéreas (1:24.000) de 1988. A partir de las 126 clases de cubiertas identificadas se realizó una reclasificación basada en el potencial para generar nitratos de fuentes difusas, obteniéndose cuatro clases:
 - Terrenos agrícolas arables incluyendo praderas rotacionales.
 - Praderas mejoradas como parte de rotaciones.
 - Vegetación semi natural incluyendo bosques naturales y comerciales.
 - Áreas urbanas.

Los valores de lixiviación de nitrato generados por la agricultura varían según el tipo de cultivo. La información del tipo de cultivo se obtuvo del Censo de Agricultura y Horticultura, en particular para el área total arable y con praderas permanentes.

Se determinaron los valores típicos de lixiviación de nitrato generado por la agricultura, según tipo de cultivo (Tabla 2.3), a partir de promedios de 11 años (valores relativamente constantes).

Para derivar el coeficiente de lixiviación, se utilizó literatura previa y fueron escalados como una proporción del mayor. La cantidad de nitrato disponible para lixiviar se calcula multiplicando las proporciones de cada tipo de cultivo por su coeficiente de lixiviación.

Tabla 2.3. Lixiviación de nitrato.

Categorías de cultivo	Nitrato lixiviado	Proporción escalada
Reservas y barbecho	100	0.90
Cereales	50	0.45
Semillas oleaginosas de colza (incluyendo semillas de linaza)	70	0.64
Papas	90	0.82
Arvejas y otros vegetales cultivados al aire libre, consumo humano	110	1.00
Fodder Beet	90	0.82
Cultivos brásicaceos (crucíferas) para alimentación de ganado	70	0.64
Frutales	85	0.77
Pastos para césped de corte	75	0.68
Pastos para pastoreo bajo 5 años de edad	50	0.45
Pastos para pastoreo de 5 años o más	15	0.14
Pastoreo Duro	1	0.01
Bosques	1	0.01
Vegetación semi natural	1	0.01

- Suelo: Algunos potenciales contaminantes aplicados en la superficie del suelo pueden ser atenuados por éste. Entonces a partir de la clasificación hidrológica de tipos de suelo se determinó la proporción de agua que percolaría al agua subterránea. Se establecieron valores de proporción de agua que probablemente se producirían en respuesta a la lluvia para cada tipo de suelo. Estos valores fueron convertidos a porcentaje de infiltración. Una multiplicación sencilla produce una cantidad relativa de nitrato que lixiviaría a las aguas subterráneas, basado en el suelo y uso de la tierra.
- Dilución: Un factor relevante en la determinación de la concentración de nitrato en el agua subterránea es el efecto de dilución por efecto de las lluvias (se realizó un mapa de lluvias). Considerando el suelo y el uso de la tierra, el modelo determina el potencial de lixiviación bajo estándares de respuesta a la lluvia, sin embargo, la lluvia puede variar el factor de 7 a más a través de Escocia. La precipitación fue también considerada y escalada en 8 clases en base al mayor valor promedio de lluvia, sin considerar la evapotranspiración.

Finalmente se implementa un SIG para representar espacialmente la vulnerabilidad relativa a la contaminación de nitratos por fuentes difusas de agricultura, estableciéndose 8 categorías de riesgo, presentadas en la Tabla 2.4.

Tabla 2.4. Categorías de riesgo en relación a la concentración relativa.

Categorías de riesgo	Concentración relativa	Niveles de nitrato equivalente (mg/l)
Riesgo muy leve	< 0.014	
Riesgo leve	0.015 – 0.044	< 25
Riesgo bajo	0.045 – 0.999	
Riesgo moderadamente bajo	0.100 – 0.172	
Riesgo moderado	0.173 – 0.220	25 - 30
Riesgo moderadamente alto	0.221 – 0.316	30 - 40
Riesgo alto	0.317 – 0.364	40 - 45
Riesgo muy alto	> 0.364	> 45

2.4 Metodología USA COLORADO

Esta metodología ha sido revisada a partir de la publicación "*Vulnerability Assessments of Colorado Groundwater to Nitrate Contamination*" de Cepelcha et al. (2004). El objetivo de esta investigación fue desarrollar dos metodologías por separado para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos de aguas subterráneas a la contaminación de nitrato en el estado de Colorado. Estas metodologías son: (i) un Mapa de vulnerabilidad para todo el estado y (ii) una Matriz de vulnerabilidad para ser usada por los agricultores a partir de propiedades físicas del suelo y factores de manejo agronómico.

2.4.1 Mapa de Vulnerabilidad

Para la elaboración del Mapa de Vulnerabilidad se tienen en cuenta los siguientes factores:

- Localización de acuíferos primarios: Los acuíferos considerados como primarios, y de mayor interés de ser protegidos, son aquellos que presentan una alta productividad y que abastecen de agua a grandes poblaciones. A estos se les asigna un valor de 1 y al resto de 0.
- Profundidad del aguas subterránea: La profundidad de los acuíferos se divide en 3 categorías, según la siguiente Tabla 2.5:

Tabla 2.5. Vulnerabilidad del acuífero según la profundidad del agua subterránea

Rango de valores	Descripción	Interpretación
1	0 a 6 m	Alta Vulnerabilidad
2	6 a 15 m	Media vulnerabilidad
3	> 15m	Bajo vulnerabilidad

- Tipo de drenaje de suelo: Corresponde al factor que representa la movilidad del $\text{NO}_3\text{-N}$ en el agua a través del suelo y percolación. Se utiliza la base de datos STATSGO que contiene factores que pueden ser usados para caracterizar la velocidad de movimiento del agua a través del suelo. Se designa una clasificación numérica por cada tipo de suelo de la base de datos, según la siguiente Tabla 2.6.

Tabla 2.6. Designación de drenaje de suelo utilizado en el Mapa de vulnerabilidad.

Designación STATSGO	Interpretación	Valor numérico
E	Drenaje excesivo	7
SE	Un poco excesivo	6
W	Drenaje bueno	5
MW	Drenaje un poco bueno	4
SP	Drenaje un poco pobre	3
P	Drenaje pobre	2
VP	Drenaje muy pobre	1

Posteriormente, se agrupan en 4 categorías según los promedios calculados en cada lugar (Tabla 2.7).

Tabla 2.7. Índice de drenaje de suelos usado en el Mapa de vulnerabilidad de acuífero.

Promedio de valores de drenaje de suelo	Categoría drenaje de suelo	Interpretación
5.21 - 6.7	4	Alta Vulnerabilidad
4.81 - 5.2	3	Vulnerabilidad Media
3.71 - 4.8	2	Baja vulnerabilidad
0 - 3.7	1	Muy baja vulnerabilidad

- Recarga Disponible: Representa la irrigación, compuesto por la precipitación natural más la irrigación por riego para la agricultura. Se utilizó un mapa de irrigación de Colorado desarrollado por Hall (1998) a partir de múltiples fuentes incluyendo información de imágenes satelitales. La asignación de este factor de muestra en la Tabla 2.8.
- Uso del terreno: Representa el uso que se le da al terreno sobre el acuífero a analizar. Este factor se ha obtenido del National Land Cover Database (NLCD) del United States Geological Survey (USGS) National Mapping Division (USGS, 2000), cuya base de datos contiene veinte y una clases de uso del terreno. Éstas fueron agrupadas en cinco clases, que se muestran en la Tabla 2.8.

Tabla 2.8. Designación uso e irrigación usado en la Vulnerabilidad de acuífero.

Rango de valores	Descripción	Interpretación
0	Lagos/hielo	No vulnerable
1	Natural/ humedal	Baja vulnerabilidad
2	Terreno desarrollado	Vulnerabilidad media
3	Terreno agrícola	Alta vulnerabilidad
4	Terreno irrigado	Muy alta vulnerabilidad

Para generar el mapa de vulnerabilidad se desarrollaron y probaron varias ecuaciones que combinaban los factores antes señalados. Todas las ecuaciones fueron comparadas con la información de las concentraciones de NO₃-N, eligiéndose finalmente la siguiente ecuación:

$$VV = (ID + (IUT + II) + IPA) \cdot PA$$

donde VV es el valor de la vulnerabilidad de acuífero, ID es el índice de drenaje, IUT es el índice uso del terreno, II es el índice de irrigación, IPA es el índice de profundidad del acuífero y PA es la presencia del acuífero. La ecuación anterior genera valores entre 0 y 11 los cuales son agrupados en 3 categorías de riesgo: alta, media y baja vulnerabilidad, que son representadas en los mapas.

2.4.2 Matriz de Vulnerabilidad

Para el desarrollo de esta matriz se tienen en cuenta 6 factores físicos y de manejo, que son:

- **Textura de suelo:** Representa las propiedades del suelo que afectan el tiempo y la cantidad de agua que infiltra hacia el acuífero, considera la distribución de tamaño de partículas y la estructura del suelo. Se divide en cuatro clases, según la Tabla 2.9.

Tabla 2.9. Clases para el factor de Textura de suelo.

Clase	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Textura de Suelo	Franco arcillo arenoso (Sandy clay loam) o fino	Franco arenoso fino (Fine sandy loam) to slit	Franco arenoso (Sandy loam) a arena fina franca (loamy fine sand)	Arena franco (Loamy sand) o gruesa (coarser)
Índice de Vulnerabilidad	1	2	3	4

- **Eficiencia de irrigación:** Representa el manejo de la irrigación del suelo y para ello considera el tiempo, cantidad y método de irrigación. Se divide en cuatro tipos de irrigación que se muestran en la Tabla 2.10.

Tabla 2.10. Índice para el factor de eficiencia de irrigación.

Tipo	Alta Eficiencia	Eficiencia moderada	Eficiencia baja moderadamente	Baja eficiencia
Eficiencia de irrigación	>85% Micro-irrigación, pivotes con centro de baja presión.	60%-85% Pivotes con centro de alta presión, movimiento lateral manual (balanceo o enrollar surcos con onda).	35%-60% Irrigación por bordes, surcos no reducidos.	<35% Irrigación por inundación.
Índice de Vulnerabilidad	1	2	3	4

- Aplicación Total de Nitrógeno: Este factor representa el exceso de nitrógeno aplicado al suelo no consumido por las plantas ni inmovilizado por los microorganismos del suelo. El tipo de fertilizante, la velocidad, localización y el tiempo de aplicación afectan la lixiviación. Se divide en cuatro tipos de aplicación los que se muestran en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11. Índice para el factor de aplicación total de nitrógeno (N fertilizante y estiércol).

Tipo	Aplicación de baja vulnerabilidad	Aplicación de vulnerabilidad moderadamente baja	Aplicación de vulnerabilidad moderada	Aplicación de alta vulnerabilidad
Aplicación Total de N	Bajo la tasa agronómica	Igual a la tasa agronómica.	1 a 23 kg/ha sobre la tasa agronómica	23 Kg/ha en exceso sobre la tasa agronómica
Índice de Vulnerabilidad	1	2	3	4

- Aplicación de estiércol: Este factor representa la cantidad de estiércol aplicado en base a necesidades de nitrógeno (N) y fósforo (P) de cultivo y condiciones de suelo. Se divide en 4 categorías (ver Tabla 2.12).

Tabla 2.12. Índice para el factor de Aplicación de Estiércol.

Tipo	Aplicación de vulnerabilidad baja	Aplicación de vulnerabilidad moderadamente baja	Aplicación de vulnerabilidad moderada	Aplicación de alta vulnerabilidad
Aplicación de Estiércol	Aplicada a la tasa agronómica de P	Aplicada a la tasa agronómica de N	Aplicada sobre la tasa agronómica de N (1-23kg/ha)	Aplicada sobre la tasa agronómica de N (1-23kg/ha) por más de un año consecutivo o una aplicación >23kg/ha sobre la tasa agronómica de N
Índice de Vulnerabilidad	1	2	3	4

- Tiempo de aplicación de N: Este factor representa la diferencia de tiempo entre la aplicación del N en relación a la absorción del cultivo. Se divide en 4 categorías que se muestran en la Tabla 2.13.

Tabla 2.13. Índice para el factor de Tiempo de Aplicación.

Tipo	Aplicación de bajo riesgo	Aplicación riesgo moderadamente bajo	Aplicación riesgo moderado	Aplicación de alto riesgo
Tiempo de aplicación de N	Dividir en estaciones la aplicación de N (2 o más partes)	Aplicaciones de N 1-3 meses antes de la plantación de cultivo	Aplicación de N 3-5 meses antes de la plantación de cultivo	Aplicación de N >5 meses antes de la plantación de cultivo
Índice de Vulnerabilidad	1	2	3	4

- Crédito de Manejo de buenas prácticas: Este factor puede ser utilizado para disminuir el resultado total de vulnerabilidad, restando un punto al resultado de la vulnerabilidad total por cada una de las buenas prácticas aplicadas que se encuentran en la siguiente lista:
 - Liberación lenta del fertilizante comercial nitrogenado.
 - Uso de inhibidores de nitrificación.
 - Uso de cultivos de cobertura de invierno sembrados en otoño, tales como trigo o arroz.
 - Uso de cultivo de enraizamiento profundo, tales como alfalfa rotacional.
 - Crédito de nitrógeno del sub-suelo desde muestreos de suelo profundo (122 cm).

La aplicación apropiada de N total a los cultivos variará según las necesidades del cultivo, rendimiento esperado y condiciones del suelo, así la matriz de vulnerabilidad implica la tasa agronómica del cultivo o la producción en rotación de cultivos. La tasa agronómica es la aplicación óptima de nutrientes en base a las necesidades específicas de cada cultivo y el nitrógeno total disponible antes de aplicaciones de estiércol o fertilizantes.

Para determinar la vulnerabilidad total se suman los índices y a este resultado se le resta un punto por cada buena práctica aplicada. Se obtiene así cuatro grupos de vulnerabilidad, los que, paralelamente, se analizan según la profundidad del acuífero:

- < 8 Corresponde a Vulnerabilidad Baja, pero si la profundidad es < 6 m entonces corresponde a Vulnerabilidad Media.
- 8-11 Corresponde a Vulnerabilidad Media, pero si la profundidad es < 6 m entonces corresponde a Vulnerabilidad Alta.

- 12-15 Corresponde a Vulnerabilidad Alta.
- 16 Corresponde a una Vulnerabilidad muy Alta.

Los resultados de vulnerabilidad obtenidos mediante estas dos herramientas fueron comparadas con mediciones de calidad de las aguas subterráneas. Para el Mapa de Vulnerabilidad la Figura 2.2 muestra la relación entre las categorías de vulnerabilidad y el porcentaje de pozos con concentraciones en el agua subterránea de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre 0 y 5, 5,1 y 10 y valores mayores de 10 mg/l, en cada una de ellas.

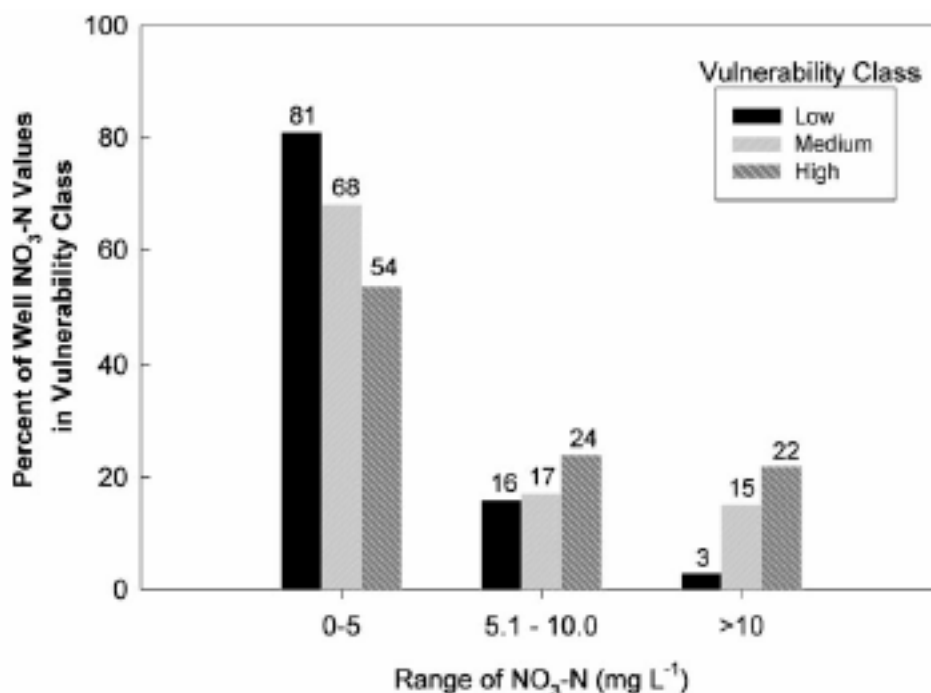


Figura 2.2. Porcentaje de pozos con niveles de N-NO_3 entre 0-5, entre 5,1-10 y mayor que 10 mg/l para cada clase de vulnerabilidad.

Para validar la Matriz de Vulnerabilidad (VMX) se consideró la información de la concentración del N-NO_3 en el suelo a 122 cm, después de la temporada (post-season), información de nitrógeno y manejo de estiércol, textura del suelo y tipo de irrigación para cuatro lugares. Se realizó una comparación de la metodología con la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo que se muestra en la Figura 2.3.

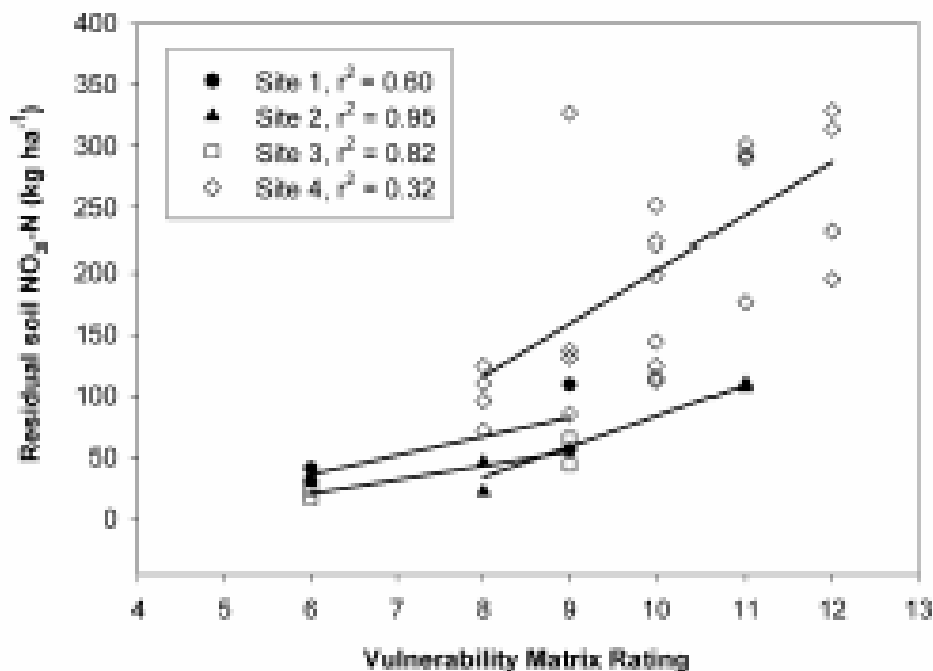


Figura 2.3. Relación entre NO₃-N residual en el suelo en el perfil de 0-122 cm y la vulnerabilidad establecida en la matriz de vulnerabilidad VMX.

2.5 Metodología de ESPAÑA - ARAGÓN

Esta metodología ha sido revisada a partir de la publicación "*Vulnerabilidad a la contaminación agropecuaria de los acuíferos de Aragón: metodologías, resultados y herramientas GIS implementadas*" de Galvé Arrendó et al. (2005) cuya investigación fue realizada por la Universidad de Zaragoza para el Instituto del Agua de Aragón.

El objetivo fue evaluar la carga agrícola y ganadera sobre los acuíferos de Aragón y establecer una zonificación de la vulnerabilidad de estos acuíferos a la contaminación agropecuaria. Para ello se han considerado tres factores:

- Carga de nutrientes de la actividad agropecuaria
 - Demanda de cultivos de nitrato (N), fósforo (P) y potasio (K) determinada de acuerdo a la siguiente expresión:

Demanda teórica de N, P o K por municipio (kg/año) = Σ (área del cultivo n en el municipio (ha) * Demanda de N, P o K del cultivo n (kg/ha*año))

La demanda de N, P o K del cultivo n se obtiene del Instituto Pirenaico de Ecología (Departamento de Medio Ambiente y Departamento de agricultura y alimentación).

- Carga ganadera de N, P y K. Se determina de acuerdo a la siguiente expresión:

Producción teórica de N, P o K de n tipos de ganado por cada municipio (kg/año) = Σ (Cabezas de ganado tipo n en el municipio * Producción de N,P o K por cabeza de ganado tipo n (kg/año))

La producción de N, P y K para cada tipo de ganado se obtiene del Departamento de Agricultura y Alimentación el kg/día. Se define la carga ganadera según la relación:

Carga Ganadera (%) = Producción teórica / demanda teórica por cada municipio (%) = producción teórica de N, P o K de n tipos de ganado por municipio (kg/año) / demanda teórica de N, P o K de n cultivos por cada municipio (kg/año).

y como:

Carga ganadera en Habitantes Equivalentes por cada municipio = Σ (cabeza de ganado tipo n en el municipio * habitantes equivalentes por cabezas de ganado tipo n (Hab. Equivalentes/cabeza))

- Vulnerabilidad intrínseca: Para la vulnerabilidad se considera la permeabilidad, el espesor de la zona no saturada y la calidad del agua subterránea, cada una de ellas dividida en tres o cuatro categorías que son las que se muestran en la Tabla 2.14.

Tabla 2.14. Clases de vulnerabilidad intrínseca.

Vulnerabilidad Intrínseca	Permeabilidad (m/día)		Espesor no saturado (m)		Calidad del agua	
Muy alta	1	> 50	1	<5		
Alta	2	50-0.5	2	5-15	1	Buena
Baja	3	0.5-0.005	3	15-35	2	Regular
Muy baja	4	<0.005	4	>35	3	Mala

- Calidad del agua: Se considera la calidad de agua subterránea en relación a la aptitud para el consumo humano y para otros usos (en función de la salinidad) y para ello la clasificación se ha basado en dos parámetros, los sólidos disueltos totales (TDS) y el contenido en nitratos. Las clases consideradas en la Tabla 2.14 para la calidad del agua se detallan a continuación:

- Clase 1 (calidad buena): TDS < 1.000 mg/L y nitratos < 50 mg/L
- Clase 2 (calidad regular): 1.000 < TDS < 2.000 mg/L y nitratos < 50 mg/L
- Clase 3 (calidad mala): TDS > 2.000 mg/L y nitratos > 50 mg/L

Para determinar las categorías de vulnerabilidad a la contaminación se combinan las categorías de las variables descritas mediante la superposición de tres mapas (SIG). A cada clase de sensibilidad se le asigna una puntuación mostrada en la Tabla 2.15.

Tabla 2.15. Valores asignados para las clases de sensibilidad.

Clase de Vulnerabilidad	Permeabilidad	Espesor no saturado	Calidad del agua
Muy Alta	150	100	
Alta	50	50	25
Baja	15	20	10
Muy baja	5	0	5

La categoría de vulnerabilidad se obtiene de la sumatoria de los valores de las clases de sensibilidad según corresponda. A este valor total se le aplica un factor corrector en relación a la porosidad del suelo (Tabla 2.16). A partir del valor obtenido de la sumatoria corregida, se establecen cuatro categorías de vulnerabilidad, las cuales se presentan en la Tabla 2.17.

Tabla 2.16. Factor Corrector según tipo de porosidad.

Tipo porosidad	Factor Corrector
Intergranular	1
Karstificación	2
Fisural	1.5

Tabla 2.17. Categorías de vulnerabilidad.

Categoría de vulnerabilidad	Valor
Muy alta	Igual o superior a 200
Alta	100 – 200
Baja	50 – 100
Muy baja	Inferior a 50

2.6 Metodología de CANADÁ-WATERLOO

Esta metodología ha sido revisada a partir de la publicación "*Assessing the risk of groundwater nitrate contamination in the region of Waterloo, Ontario*" de Kerr-Upal et al. (1999).

Los objetivos de este estudio de carácter más bien local, fueron identificar la distribución de la contaminación de nitrato en la zona de captura de las zonas de pozos de la municipalidad de Baden, y determinar el riesgo de la contaminación por nitrato en zonas agrícolas. Para ello se consideraron dos factores principales:

- Riesgo por uso del terreno y carga de nitrógeno evaluado en función de (i) la aplicación de nitrógeno y (ii) el uso de la tierra.
- Riesgo para las aguas subterráneas evaluado en función de (i) el drenaje del suelo y (ii) el tipo de suelo.

La información que se utilizó en este estudio se obtiene de las siguientes fuentes:

- Aplicación de nitrógeno y uso de la tierra: Estos antecedentes fueron estimados combinando información de la estadística del Censo de Agricultura de Canadá, entrevistas y literatura disponible. Con esta estimación el Ministerio de Alimentación, Agricultura y Asuntos Rurales de Ontario (OMAFRA) generó en 1983 un sistema de información digital del uso de la tierra. Esta descripción junto con la estimación de la aplicación de nitrógeno se presentan en la Tabla 2.18. Con el propósito de realizar un análisis, los usos de tierra individuales se agruparon en tres categorías de riesgo:

- | | |
|------------|---------------------|
| - Alto | 100 – 150 kg/ha/año |
| - Moderado | 75 – 99,9 kg/ha/año |
| - Bajo | 0 – 74,9 kg/ha/año |

La validación se realizó con información de concentración de nitrato en el agua subterránea de 1990, a pesar de que el nitrato en el agua subterránea es una función del uso presente y pasado.

Tabla 2.18. Descripción del uso de la tierra y la estimación de la aplicación de nitrógeno.

Uso Tierra	Descripción	Nitrógeno Total (Kg/ha/año)	Categoría de Riesgo
Cultivo en hilera continuo	100% cultivo en hilera (50% frijol, 50% maíz)	127.6	Alto
Sistema maíz	60% cultivo en hilera, 20% grano pequeño, 20 % heno	102.3	Alto
Sistemas mixto	33% cultivo en hilera, 33% grano pequeño, 34% heno	85.0	Moderado
Sistema pastoreo	100% pradera natural	78.3	Moderado
Sistema Granos	90% grano, 10% heno	77.0	Moderado
Sistema Heno	70% heno mejorado, 30% pradera mejorada	71.9	Bajo
Sistema pradera	70% heno natural/pradera, 30% heno buena calidad/pradera	63.4	Bajo
Construcción	Áreas construidas	0	Bajo
Bosques	Cubierta forestal con 1 mínimo de 45° cierre de copa.	0	Bajo

- Drenaje y tipo de suelo: Esta información se usa para hacer una aproximación a la infiltración potencial de la contaminación por nitrato a través de la zona no saturada. El drenaje se calculó dividiendo el volumen anual que drena por la precipitación anual. El volumen del drenaje anual fue estimado con un modelo de balance de agua HELP (Hydrological Evaluation Landfill Performance) utilizando la textura del suelo, espesor del suelo, porosidad y capacidad de retención de agua como variables de entrada al modelo.

La clasificación del drenaje fue combinada con información digital de los tipos de suelos. Se desarrolló un GIS para las tres potenciales categorías de riesgo de drenaje del suelo: baja, media y alta. Las áreas construidas fueron incluidas en la categoría baja.

Para producir el mapa de riesgo potencial para las aguas subterráneas, se combinaron los dos anteriores riesgos (Figura 2.4) obteniendo un mapa final con áreas de riesgo según tres categorías de riesgo alto, riesgo medio y riesgo bajo.

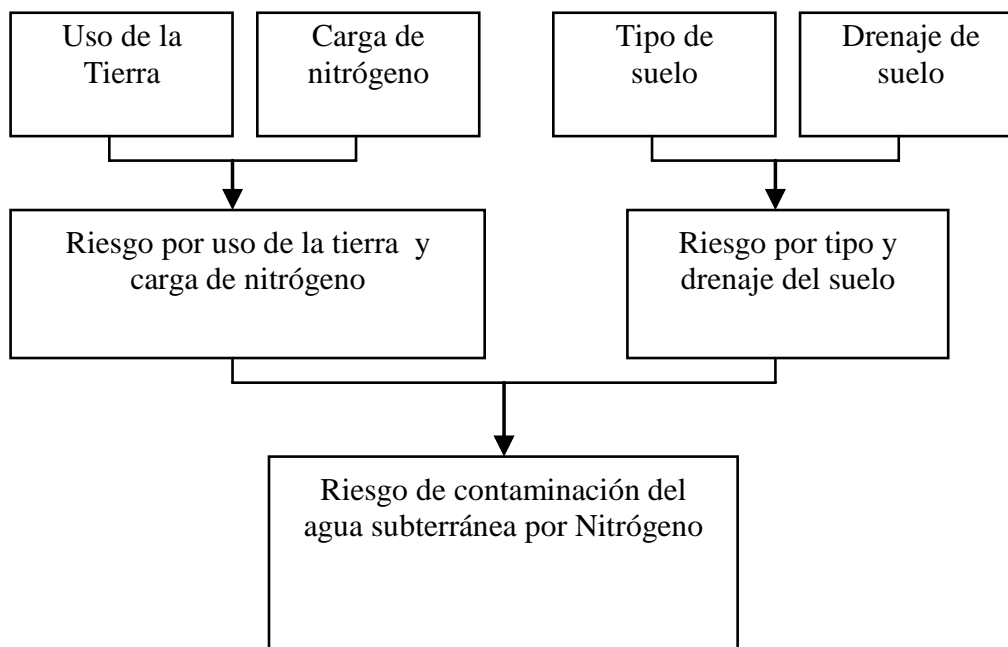


Figura 2.4. Secuencia usada para determinar el riesgo de la contaminación por nitratos del agua subterránea.

2.7 Análisis y Discusión de Metodologías

Las seis metodologías revisadas consideran en su diseño, en términos generales, dos factores para determinar el riesgo a la contaminación de nitratos en aguas subterráneas, lo que para este estudio específico se entenderá por riesgo de acumulación de nitratos, en consideración a que en el país no se cuenta con una norma de calidad de aguas subterráneas que permita definir si existe contaminación. El primer factor, determina la *vulnerabilidad intrínseca* del lugar, es decir, la vulnerabilidad del terreno y del acuífero, sin considerar el contaminante y para ello, cada metodología considera distintos atributos del suelo y/o acuífero.

Por otra parte, todos ellos consideran el factor de la *carga de nitrógeno*, el cual es también determinado en cada una de las metodologías a partir de distintas variables de carácter, en general, agropecuario.

En la Tabla 2.19 se muestra un resumen de los factores utilizados por cada una de ellas, a modo de poder hacer una más fácil comparación y análisis.

Tabla 2.19. Resumen de metodologías recopiladas.

PAÍS		USA NACIONAL	EUROPA	ESCOCIA	USA COLORADO		ESPAÑA ARAGÓN	CANADÁ WATERLOO
Herramienta		Mapa	Mapa	Mapa	Mapa	Matriz	Mapa	Mapa
Vulnerabilidad intrínseca	Propiedades de drenaje	X		X	X			X
	Tipo de suelo		X			X	X	X
	Prop. hidrogeológicas de los materiales		X				X	
	Profundidad aguas subterráneas			X	X		X	
	Recarga de aguas subterráneas		X					
	Edad de aguas subterráneas		X					
	Calidad aguas subterráneas						X	
	Uso del acuífero				X			
	Relación bosque/cultivo	X						
	Aplicación de Fertilizante	X		X		X	X	
Carga Contaminante	Lixiviación de nitrógeno			X			X	
	Estiércol	X		X		X	X	
	Uso de suelo		X	X	X		X	X
	Precipitación		X	X	X			
	Irrigación				X	X		
	Deposición atmosférica	X						
	Densidad poblacional	X						
	Manejo de buenas prácticas					X		

Hay que tener en cuenta sin embargo, que para la determinación de algunas de las variables representadas en la tabla, las distintas metodologías han tenido que evaluar también otros parámetros, como por ejemplo, en la determinación de la recarga o la edad de aguas

subterráneas, la metodología de Europa considera algunos otros factores como son, la pendiente del terreno, tipo de acuífero (libre, confinado, semiconfinado), porosidad, temperatura media anual, uso del suelo, espesor del acuífero, etc.

En este sentido también, existen variables dependientes las unas de las otras, como son por ejemplo el tipo de suelo y las propiedades de drenaje, tenidas en cuenta, al menos una de las dos, en todas las metodologías, interrelacionadas muchas veces por la textura del suelo.

Así, por ejemplo, la metodología de la Matriz de Colorado, clasifica el tipo de suelo a partir de su textura, mientras que la metodología de Europa trabaja con la textura del suelo determinada a partir de los distintos tipos de suelos. En cambio, la metodología de Canadá considera conjuntamente el drenaje y el tipo de suelo en un mismo factor.

Se puede concluir que en la determinación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero, los parámetros considerados en cada metodología pueden ser bien distintos, siendo los únicos considerados en todas ellas, el drenaje o tipo de suelo. Las metodologías de Europa, Escocia, Usa Colorado y Aragón consideran también algunas propiedades hidrogeológicas como pueden ser la litología de los materiales del acuífero y zona no saturada o la profundidad de las aguas subterráneas. Otras propiedades consideradas son la recarga y la edad de las aguas subterráneas en la metodología de Europa, o la relación de extensión de bosque/cultivo en la metodología de USA Nacional.

Hay que tener en cuenta que algunas variables como el uso del suelo o la precipitación y/o irrigación se consideran a menudo dentro del cálculo de la carga contaminante como variables ponderadoras de este factor. El uso del suelo es considerado en todas las metodologías excepto en la de USA Nacional y en el cálculo de la matriz en Colorado. La precipitación y/o irrigación son variables consideradas en la mitad de las metodologías (Europa, Escocia y Colorado).

Es interesante notar el parámetro considerado en USA Colorado, que dice relación con el uso que se le da al agua extraída del acuífero. En esta metodología, cuando un acuífero no es utilizado para abastecimiento de grandes poblaciones, no es considerado de interés y su vulnerabilidad es siempre cero, puesto que en la ecuación del cálculo de la vulnerabilidad, el último factor que multiplica a todos los demás es un cero. Mientras, para acuíferos primarios,

o de alta productividad, a este último factor se le da un valor de uno, obteniendo entonces algún rango de vulnerabilidad sea éste mayor o menor. La metodología considera tener en cuenta además si existen pozos de abastecimiento en un acuífero, en cuyo caso esto puede ser considerado como un factor que aumente la vulnerabilidad a la contaminación, dados los cambios de flujos que pueden generar las grandes explotaciones de los recursos hídricos así como los requerimientos de un mejor manejo en una cuenca, con fuentes potenciales de contaminación y explotación del recurso para su consumo. Sin embargo, que no existan actualmente explotaciones importantes del recurso en un acuífero no debería considerar indiscutiblemente una vulnerabilidad nula de las aguas.

También es particular el caso de Aragón, en que la calidad de las aguas subterráneas se considera *per se* un factor clave dentro del cálculo de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación agropecuaria. Esta aproximación puede entenderse teniendo en cuenta la legislación ambiental europea que designa las zonas vulnerables a la contaminación de nitratos como aquellas áreas cuya escurriencia fluya hacia aguas afectadas o que podrían verse afectadas por contaminación de nitratos (más de 50 mg/L de NO_3) si no se toman medidas al respecto.

En la valoración de la carga contaminante, las metodologías de Usa Nacional, Escocia, la matriz de Colorado o Aragón calculan una aplicación de Nitrógeno por área teniendo en cuenta el consumo (ventas) de fertilizantes o la demanda de N por cultivo y la cantidad de N generada por las estabulaciones pecuarias. Los demás métodos se basan en los mapas de uso del suelo. Otras variables consideradas son la lixiviación (Escocia y Aragón), la densidad poblacional y la depositación atmosférica (Usa Nacional) y el manejo de buenas prácticas agrarias que disminuyen el riesgo de contaminación (matriz Colorado).

3 REVISIÓN DE METODOLOGÍAS SOBRE LA VULNERABILIDAD INTRÍNSECA DE LOS ACUÍFEROS

El riesgo de contaminación del agua subterránea no depende solamente de la existencia y características de las cargas contaminantes, sino también de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero.

Como ya se ha señalado, los acuíferos más vulnerables a la contaminación son aquellos que en general cumplen las siguientes condiciones, ya sea en forma individual o como una ponderación de varios de estos factores: (i) napa subterránea poco profunda, (ii) comportamiento del tipo libre o freático, (iii) zona vadosa o no saturada sin presencia de niveles finos o de alta permeabilidad, y por último, (iv) una alta carga contaminante. Además, siempre va a ser importante poder considerar, la velocidad de renovación de las aguas del acuífero, el uso que se le estén dando o no a estas aguas, la existencia de captaciones (pozos) y los puntos de descarga de las aguas del acuífero (río, embalse, litoral, otro nivel acuífero, etc.).

La vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, corresponde a las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del suelo. Este término intenta representar la sensibilidad del acuífero a ser afectado en forma adversa por una carga contaminante impuesta. En efecto, es el inverso a la capacidad de asimilación de contaminación de un cuerpo de agua receptor.

Se pueden apreciar dos corrientes principales en la determinación de la vulnerabilidad: las metodologías que evalúan directamente la vulnerabilidad específica y por otra parte las que evalúan vulnerabilidad intrínseca, llevando asociado un análisis posterior de riesgo tales como, AVI, GOD, etc.

La vulnerabilidad específica, corresponde a un análisis de riesgo a la contaminación de un contaminante particular o a un grupo de éstos. En cambio, con la determinación de la vulnerabilidad intrínseca, se puede llevar a cabo posteriormente un análisis de riesgo, lo que es similar a evaluar la vulnerabilidad específica del acuífero a la contaminación, pero en

forma más ordenada, y en consecuencia, de más fácil actualización en caso que cambien los usos de suelo y/o patrones de recarga, lo que se considera una gran ventaja.

En el caso de este proyecto consideraremos la vulnerabilidad intrínseca combinada con la evaluación de riesgo. Así la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero sería función de:

- La accesibilidad de la zona saturada del acuífero a la penetración de contaminantes en un sentido hidráulico.
- La capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes en la zona saturada resultantes de la retención o reacción físico-química de los contaminantes,

3.1 Análisis Comparativo de Metodologías de Evaluación de Vulnerabilidad

La definición tradicional de *Vulnerabilidad de Acuífero* se refiere a la susceptibilidad natural que presenta a la contaminación, y está determinada principalmente por las características intrínsecas del acuífero. De acuerdo al National Academy Council (1993) el concepto de Vulnerabilidad del Agua Subterránea se refiere a la tendencia o probabilidad que un contaminante alcance una posición especificada en el sistema acuífero, después de su introducción en algún punto sobre el terreno.

La literatura especializada (National Academy Council, 1993) señala tres enfoques generales posibles a ser utilizados para evaluar la vulnerabilidad de una formación acuífera:

- Métodos de índices y superposición: evalúan la vulnerabilidad de grandes ambientes hidrogeológicos en términos cualitativos, utilizando una superposición de mapas temáticos.
- Métodos en base a modelos de simulación: utilizan expresiones matemáticas para parámetros claves (tales como el tiempo de tránsito promedio en la zona no saturada) como un indicador del índice de vulnerabilidad.
- Métodos estadísticos de monitoreo: utilizan parámetros convenientemente seleccionados para representar la vulnerabilidad, a los cuales se les asignan distintos rangos e interacciones para generar un índice de vulnerabilidad absoluto o relativo, ejemplos de estos casos incluyen la metodología tales como DRASTIC, GOD, Liek.

En Chile y otros países en desarrollo, la determinación de la vulnerabilidad a través de modelos de simulación es difícil de realizar, debido a la gran cantidad de información necesaria. Sin embargo, este método es muy apropiado para analizar situaciones puntuales o con poca extensión espacial.

Los métodos estadísticos o de monitoreo no permiten determinar la vulnerabilidad, sino que se utilizan para realizar estudios probabilísticos que evalúen la posible dispersión del contaminante. Debido a lo anterior, esta investigación se ha centrado en los métodos de índices y superposición, específicamente en los que se describen en la Tabla 3.1, para los cuales existen experiencias a nivel tanto nacional como internacional que avalan su correcto funcionamiento.

Tabla 3.1. Metodologías para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación.

DRASTIC		GOD		SINTACS		AVI	BGR
D	Profundidad de la zona no saturada	G	Ocurrencia del agua subterránea	S	Profundidad de la zona no saturada	Permeabilidad de la diferentes capas	Tipo de Suelo Agronómico
R	Recarga neta	O	Cobertura (Zona no saturada)	I	Infiltración eficaz	Espesor de cada capa	Litología de la zona no saturada
A	Tipo de acuífero	D	Profundidad de la zona no saturada	N	Características de la zona no saturada		Recarga neta
S	Suelo			T	Tipo de suelo		Acuíferos colgados
T	Pendiente			A	Litología del acuífero		Condiciones de presión
I	Impacto de la zona no saturada			C	Conductividad hidráulica		
C	Conductividad hidráulica			S	Pendiente de la superficie		

3.1.1 Método DRASTIC

Uno de más difundidos a nivel internacional para el estudio de vulnerabilidad de acuíferos es el método DRASTIC (Aller et al, 1987), cuyo nombre se deriva de un acrónimo que incluye los parámetros o variables de interés para su análisis:

- **D (Depth)** profundidad del nivel freático bajo la superficie del terreno (numérico). Influye en el tiempo de tránsito.
- **R (Recharge)** recarga que recibe el acuífero (numérico). Influye en el tiempo de tránsito. **A (Aquifer)** litología y estructura del medio acuífero (por categorías). Influye en la renovación del agua en el acuífero.
- **S (Soil)** tipo de suelo (por categorías). Influye en el transporte de masa de contaminantes no conservativos.
- **T (Topography)** pendiente del terreno (numérico por categorías). Influye en la evacuación de aguas con contaminantes por escorrentía superficial y subsuperficial.
- **I (Impact)** Naturaleza de la zona no saturada (por categorías). Influye en el transporte de contaminantes reactivos.
- **C (Conductivity)** Conductividad hidráulica (permeabilidad)(numérico). Influye en la renovación del agua en el acuífero.

El modelo DRASTIC estima la vulnerabilidad a partir de un índice global que incorpora la contribución de los distintos parámetros a través de un puntaje para cada parámetro y un ponderador o peso por cada parámetro. Foster y Skinner (1995) argumentan que el índice de vulnerabilidad obtenido a través del método DRASTIC es el resultado de la interacción de varios parámetros, cuyas ponderaciones son cuestionables y en ciertos casos no independientes, pudiendo dar origen a situaciones en que parámetros relevantes, tales como la litología del suelo, quedan ocultos por otros parámetros menos importantes, tales como la movilidad del contaminante en la zona saturada.

En un nuevo enfoque para el análisis de vulnerabilidad mediante la calibración de la metodología DRASTIC para mejorar los resultados de este análisis y hacerlo coincidir con información existente, se recurre a mediciones de nitrato y nitrito en diferentes zonas del acuífero estudiado, lo que se correlaciona con el uso de suelo, y la profundidad del agua subterránea.

3.1.2 Método GOD

Cuando los datos son escasos, cubren mal el territorio o son inciertos, la aplicación de DRASTIC induce a realizar suposiciones arriesgadas. En cambio, el método GOD (Foster, 1987; Foster y Hirata, 1991) fue desarrollado específicamente para zonas cuya información acerca del subsuelo y sistemas de agua subterránea es escasa (Custodio, 1995). Además, tiene una estructura simple y pragmática que lo hace superior al modelo DRASTIC en la interpretación de resultados. El método GOD estima la vulnerabilidad de un acuífero, multiplicando tres parámetros que representan tres tipos de información espacial:

- **G (Groundwater occurrence)** modo de ocurrencia del embalse subterráneo o tipo de acuífero. Su índice puede variar entre 0 y 1. El modo de ocurrencia del embalse varía entre la inexistencia de acuíferos (evaluado con índice 0), en un extremo, y presencia de un acuífero libre o freático (evaluado con índice 1), en el otro extremo, pasando por acuíferos artesianos, confinados y semi-confinados.
- **O (Overlying lithology)** litología de la zona no saturada. Considerando dos aspectos: grado de fracturamiento y características litológicas y como consecuencia, en forma indirecta y relativa, la porosidad, permeabilidad y contenido o retención específica de humedad de la zona no saturada (Foster e Hirata, 1991). Esta información se usa para obtener un índice que puede variar en un rango entre 0,4 y 1.
- **D (Depth to Groundwater)** profundidad al agua subterránea. Corresponde a la profundidad del nivel freático en caso de acuíferos freáticos, o la profundidad al techo del acuífero en casos de acuíferos confinados. De acuerdo a la profundidad observada, este tercer componente oscila entre valores de 0,4 a 1.

El producto de estos tres componentes arroja un índice de vulnerabilidad que puede variar entre 0 y 1, indicando vulnerabilidades desde despreciables a extremas. Se puede corregir el hecho de no considerar directamente el suelo, que en general es un parámetro esencial, añadiendo sufijos al índice de vulnerabilidad, que consideran la capacidad de atenuación y el grado de fisuración del suelo (Custodio, 1995).

Las grandes simplificaciones introducidas por este método están justificadas por la disponibilidad real de datos, pero como contrapartida, se pierde definición y no es posible diferenciar un tipo de contaminante de otro. Así, el valor numérico obtenido tendrá diversos significados en función del contaminante considerado y su interpretación queda al criterio personal de quien lo interpreta.

3.1.3 Método SINTACS

Esta metodología fue desarrollada por Civita (1994) y es similar a DRASTIC, ya que considera los mismos parámetros, pero se diferencia en el peso asignado a los atributos, los cuales dependen de las condiciones hidrogeológicas, y además considera el efecto de la dilución de la recarga. Los atributos evaluados en esta metodología son los siguientes:

- **S (Soggiacenza)** Profundidad nivel freático.
- **I (Infiltrazione)** Infiltración Eficaz.
- **N (Effetto depurante del Non saturo)** Efecto de autodepuración de la zona no saturada.
- **T (Tipologia della copertura)** Tipología de los suelos de la cobertura.
- **A (Caratteristiche dell'Acquifero)** Litología del acuífero.
- **C (Conducibilità idraulica)** Conductividad hidráulica.
- **S (Acclività della Superficie topografica)** Pendiente de la superficie topográfica.

El índice final se calcula con la siguiente expresión:

$$I_{SINTACS} = S_w \cdot S + I_w \cdot I + N_w \cdot N + T_w \cdot T + A_w \cdot A + C_w \cdot C + S'_w \cdot S'$$

donde X_w es el peso o ponderación del parámetro X y X es el puntaje asociado al valor del parámetro X . Finalmente, el índice final permite evaluar el grado de vulnerabilidad del sistema acuífero estudiado.

3.1.4 Método AVI

Denominado por sus siglas en inglés (Aquifer Vulnerability Index), esta es una metodología simplificada que cuantifica la vulnerabilidad del acuífero a través de un parámetro denominado Resistencia Hidráulica (C), la que corresponde a una estimación del tiempo de viaje del contaminante a través de la zona no saturada (Van Stempvoort, 1992). Esta metodología parte del supuesto que el compuesto contaminante viaja en dirección vertical.

Para el cálculo del tiempo de viaje (años) se utiliza la siguiente expresión:

$$C = \sum_{i=\text{estratos}} \frac{d_i}{K_i}$$

donde d_i corresponde al espesor de capas homogéneas ubicadas sobre el sistema saturado, mientras que K_i es la permeabilidad o conductividad hidráulica asociada al suelo. A partir de los valores del tiempo de viaje se estima la vulnerabilidad del acuífero, la cual se clasifica en cinco rangos desde extremadamente alta a extremadamente baja.

3.1.5 Método BGR

Metodología desarrollada por The Federal Institute for Geosciences and Natural Resources en conjunto con los Servicios Geológicos Federales de Alemania (BGR, 1993; Hölting et al. 1995)) que se basa en la evaluación de una serie de factores que determinan el tiempo de residencia del agua que infiltra en la capa sobreyacente del acuífero (suelo y zona no saturada), y que está potencialmente cargada con contaminantes. Los cuatro factores principales que se incluyen en este método son:

- a) permeabilidad del suelo orgánico o agrícola, en superficie,
- b) la litología de cada estrato de la zona no saturada,
- c) el espesor en metros de cada estrato de la zona no saturada, y
- d) la tasa de percolación o recarga al acuífero,

Así, en este método se supone que los elementos que influyen en la vulnerabilidad de los acuíferos son el suelo vegetal, que va desde la superficie del terreno hasta una profundidad de un metro (por simplificación), y la zona no saturada debajo del suelo, que va entre el suelo y el nivel de la napa en acuíferos no confinados, y entre el suelo y el techo del acuífero en

acuíferos confinados. Se consideran adicionalmente las condiciones de presión en el acuífero y si existen acuíferos colgados.

De este modo, a cada uno de estos factores y parámetros se les asigna un puntaje, los cuales ponderados y sumados se traducen en un puntaje total, que indica el grado de protección del acuífero, y que se denomina Efectividad de Protección Generalizada, la cual es inversamente proporcional a la vulnerabilidad. La expresión con la que se determina este puntaje es la siguiente:

$$PT = W \cdot S + W \cdot \sum(R \cdot E) + Q + HP$$

donde PT , Puntaje Total, es una medida del tiempo de residencia aproximado del agua percolada en la cubierta de suelo y roca sobre el acuífero. El primer término, $W \cdot S$, evalúa la contribución de la capa vegetal del terreno, mientras que el segundo término, $W \cdot \sum(R \cdot E)$, evalúa el efecto de rocas y sedimentos ubicados bajo el terreno vegetal y sobre el sistema acuífero analizado. El tercer término, Q , da cuenta de la presencia de acuíferos colgados. Finalmente, el cuarto término, HP , permite incorporar la condición de confinamiento del acuífero.

Estos parámetros se describen a continuación:

- Tasa de percolación o recarga total (W): Se asocia al valor estimado de la Recarga Natural (RN) que se suele estimar como la diferencia entre la Precipitación anual y la Evapo transpiración potencial anual, suponiendo un terreno horizontal, es decir, sin escurrimiento superficial. Así, recargas mayores significan un menor grado de protección al acuífero. El método establece que cerca o en el interior de zonas de recarga (zona de riego), se debe estimar el aporte producto de la zona y sumarse a las recargas anteriormente descritas.
- Capacidad de campo efectiva (CCE) total de un suelo (S): Caracteriza el estado hídrico de un suelo y se determina hasta 1 m de profundidad (o hasta el nivel freático si este se encuentra a menos profundidad), evaluando por separado cada horizonte de suelo individual. Una mayor CCE proporciona una mayor protección al acuífero y por lo tanto una menor vulnerabilidad.

- Litología de la zona no saturada (R): Se calcula para cada estrato separadamente desde un metro de profundidad hasta el nivel freático. Para los depósitos no consolidados, se tiene en cuenta principalmente la granulometría de los materiales, considerando los factores de contenido en materia orgánica y la existencia de depósitos salinos. Para los depósitos consolidados se evalúa el tipo de roca y su nivel de fracturación. Estos parámetros, considerando su espesor (E), buscan evaluar la mayor o menor rapidez de infiltración de las aguas por estos materiales implicando una mayor o menor vulnerabilidad del acuífero subyacente.
- Espesor de la zona no saturada (ΣE): Mide la distancia atravesada por el agua que percola (suponiendo percolación vertical), la cual afecta su tiempo de residencia en esta zona, y por lo tanto, su exposición a determinados procesos mecánicos, físico-químicos y biológicos.
- Condiciones Artesianas (HP): Las condiciones artesianas permanentes de los acuíferos confinados les confieren una protección natural contra la percolación del agua contaminada, y que es considerada en esta metodología.

Finalmente, el Puntaje de la Efectividad de Protección Generalizada se correlaciona, a través de una tabla (Tabla 3.2), con la Vulnerabilidad del acuífero, teniendo en cuenta que una alta protección del acuífero equivale a una vulnerabilidad baja del mismo.

Tabla 3.2. Correlación del método BGR entre la Efectividad de Protección Generalizada y la Vulnerabilidad de Acuífero, junto con el tiempo de residencia aproximado en el suelo y subsuelo para cada categoría de vulnerabilidad.

PT, número total de puntos	Efectividad de Protección Generalizada	Vulnerabilidad asociada, estimada, del acuífero	Tiempo de residencia aproximado en el suelo y subsuelo sobre el acuífero
> 4000	Muy alta	Muy baja	> 25 años
2000 - 4000	Alta	Baja	10-25 años
1000 - 1999	Moderada	Media	3-10 años
500 - 999	Baja	Alta	Varios meses a 3 años
< 500	Muy baja	Muy alta	Unos días a 1 año

3.2 Análisis y Discusión de Metodologías

Como se ha presentado en el apartado anterior, la vulnerabilidad intrínseca de un acuífero puede determinarse a partir de distintos modelos metodológicos, algunos de ellos conocidos y utilizados a nivel internacional como son el BGR, GOD, DRASTIC o SINTACS. Estas metodologías, difieren en general en las variables utilizadas en los cálculos como son, la litología del acuífero, la profundidad de las aguas subterráneas, la recarga tanto natural como artificial, los parámetros hidráulicos, etc. La utilización de un método u otro queda determinada generalmente por la disponibilidad de información para ser aplicados.

De los métodos analizados, DRASTIC, SINTACS y BGR son los más detallados, que requieren de un más elevado nivel de información que no siempre está disponible en los sistemas acuíferos a estudiar. Otros métodos más simples como GOD requieren de un menor nivel de detalle en la información básica, pero los parámetros que se incluyen en su elaboración no cubren todos los aspectos de interés en un problema real de contaminación o de análisis de vulnerabilidad. Al comparar los métodos DRASTIC y SINTACS se observa que este último es un poco más sofisticado ya que considera la dilución producto de la recarga neta del sistema subterráneo. Metodologías como AVI permiten desarrollar análisis de vulnerabilidad muy simplificados, los que de acuerdo a la información disponible han mostrado elevados niveles de correlación con resultados de metodologías como DRASTIC.

En nuestro país, el SERNAGEOMIN ha elaborado hasta el momento mapas de vulnerabilidad para distintas regiones con los métodos GOD o BGR. Sin embargo, los nuevos mapas de vulnerabilidad intrínseca para todas las regiones de Chile que se están elaborando actualmente, se realizan utilizando el método BGR. Esta elección se fundamenta en el número razonable de parámetros que utiliza, su facilidad para obtenerlos en relación a otras metodologías y la gran experiencia del servicio en esta metodología. Del mismo modo, la Dirección General de Aguas (DGA), ha desarrollado el "Manual para la aplicación del concepto de vulnerabilidad de acuíferos establecido en la norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas" (D.S. N°46 del 2002) optando también por esta misma metodología pero con algunas modificaciones para adaptarlo al problema de la infiltración inducida.

El análisis del método BGR para determinar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, demuestra que su incorporación en la metodología diseñada en este proyecto para la determinación de áreas al riesgo de contaminación de nitratos es adecuada. El método considera distintas variables del suelo, de la zona no saturada e incluso las posibles condiciones artesianas de los acuíferos confinados. Es en definitiva un método que tiene en cuenta todos los factores principales abordados en la parte del cálculo de la vulnerabilidad de los acuíferos en las metodologías internacionales evaluadas para la determinación del riesgo a la contaminación de N. Estas variables son, la capacidad de campo del suelo (relacionado con su textura y drenaje), las propiedades hidrogeológicas de la zona no saturada (litología, granulometría, porosidad, entre otras), la profundidad de las aguas subterráneas y su recarga.

Los únicos factores que el método BGR no considera, son la calidad de las aguas subterráneas (tenida en cuenta solamente en el método de Aragón), el uso de las aguas subterráneas (considerado también solamente en un método, Colorado), la edad de las aguas (consideradas en el mapa de Europa) y la relación bosque/cultivo (USA Nacional) cuya implicancia en el riesgo de contaminación de N es considerado en la presente metodología propuesta dentro las variables de uso del suelo y carga de N generada por la actividad agropecuaria de cada distrito.

Lo que debe tenerse en cuenta es que los mapas elaborados por el SERNAGEOMIN con esta metodología hasta el momento, presentan cantidades diferentes de rangos de clasificación de la variable vulnerabilidad. Por ejemplo, para las regiones V y VIII los mapas existentes presentan 7 y 8 rangos de vulnerabilidad, respectivamente. Esto implica que el uso de estos mapas requiere que éstos sean homogeneizados de manera de disponer de una clasificación con igual número rango para poder trabajar con ellos de igual forma dentro de la metodología para determinar el riesgo a la contaminación de nitratos en aguas subterráneas. Esta reclasificación de los rangos de vulnerabilidad debe realizarse considerando las descripciones y características propias de cada rango en base a la caracterización de las propiedades geológicas e hidrogeológicas de los sustratos, tanto para roca consolidada y depósito no consolidado.

4 CONCLUSIONES

Se han revisado seis metodologías de otros países para la determinación del riesgo a la acumulación de nitratos en aguas subterráneas, unas de carácter nacional, otras de carácter más local. En todas ellas el riesgo se determina a partir de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos y la determinación de una carga de nitrógeno potencialmente contaminante aplicada o generada en un área determinada.

El análisis de las variables tenidas en cuenta en cada una de ellas, y considerando además la información y bases de datos disponibles en nuestro país (ver Anexo III), nos ha permitido elaborar una serie de observaciones que han sido consideradas en el diseño de nuestra metodología para la determinación del riesgo de acumulación de nitratos.

En términos generales se puede concluir que las metodologías revisadas son bien distintas, utilizando algunas de ellas un gran número de parámetros para el cálculo de la vulnerabilidad y la carga de N (Europa, Escocia...), mientras que otras son mucho más sencillas (Canadá Waterloo). Podemos ver que no disponemos de todas las variables utilizadas por las metodologías más completas, y que por lo tanto éstas no podrían ser aplicadas directamente en nuestro país, sino que debería hacerse una adaptación de ellas. Por ejemplo, Chile no dispone de registros de ventas, y por lo tanto consumo, de fertilizantes, por lo que su uso debe calcularse indirectamente mediante los registros de producción agrícola y los requerimientos de fertilizante por cultivo. Con las bases de datos existentes se puede calcular las cantidades de excretas animales por distrito, existen mapas de uso del suelo, de precipitación, de densidad poblacional, pero no existe información de detalle sobre la lixiviación de nitrógeno en las distintas áreas, de irrigación, de depositación atmosférica o de aplicación de buenas prácticas agropecuarias por todos los productores, grandes y pequeños. Por otro lado, la aplicación directa de metodologías más sencillas como la de Canadá, podría realizarse pero no serían consideradas muchas de las variables e información que sí se dispone para llegar a un cálculo más preciso.

Por todas estas razones se decidió diseñar una nueva metodología de acuerdo con la realidad de la información disponible en nuestro país. Y en este sentido, se consideró

interesante, después de analizar las distintas metodologías para determinar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación y de las variables consideradas por las metodologías de determinación del riesgo de contaminación de nitrógeno anteriormente mencionadas, utilizar los mapas de vulnerabilidad desarrollados por el SERNAGEOMIN a partir del método BGR.

Así, la utilización de estos mapas permite facilitar el cálculo del riesgo a la acumulación de nitrógeno de origen agropecuario en aguas subterráneas, ya que para ello deberá calcularse solamente el riesgo de aumento en la concentración de nitratos procedente de la carga contaminante y su aplicación "superficial" en un área, es decir sin considerar ningún factor hidrogeológico, tenidos en cuenta en la vulnerabilidad intrínseca. La consideración conjunta de ambos parámetros (carga y vulnerabilidad intrínseca) determinará el riesgo de acumulación de nitrato en aguas subterráneas.

También, el uso de los mapas de vulnerabilidad intrínseca desarrollados por el SERNAGEOMIN permite el trabajo conjunto de las distintas instituciones del país de modo de conocer cada uno de los servicios los intereses, problemáticas y objetivos de los demás, para realizar un trabajo más unido y productivo para el desarrollo nacional.