

GUIA DE BUENAS PRÁCTICAS PARA EL MANEJO DE NUTRIENTES (N y P) EN LA PAMPA ONDULADA

Desarrollo de Índices de Riesgo de Contaminación por N y P



Año 2010

**Grupo Medio Ambiente
-EEA INTA Pergamino-**

Coordinador:

Ing. Agr. Adrián Andriulo Dr.

Investigadores participantes de proyecto:

Ing. Agr. Lidia Reynoso MSc

Ing. Agr. Silvina Portela MSc

Becarias:

Ing. Agr. Alicia Irizar

Ing. Agr. Silvina Restovich

Ing. Agr. Marta Bortolato

Responsables Laboratorio de Análisis Químico:

Lic. Jimena Dalpiaz

Lic. Leticia García

Bioquímica Juliana Torti

Responsables Laboratorio de Análisis Físico:

Liliana Darder

Leandro Hanuch

Diego Colombini

Fabio Villalba

Apoyos de campo:

Diego Colombini

Alberto Rondán

Fabio Villalba

Secretario:

Fernando Rimatori

Contactos:

andriulo@pergamino.inta.gov.ar

lreynoso@pergamino.inta.gov.ar

PRÓLOGO

La agricultura está atravesando un proceso de expansión hacia áreas ambientalmente más frágiles, por un lado, y de intensificación en las áreas tradicionalmente agrícolas, por el otro. Resulta necesario no sólo evaluar los potenciales impactos ambientales negativos generados por algunas prácticas sino también la implementación inmediata de alternativas tecnológicas que contribuyan a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

La FAO (FAO, 2004) define a las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) como “la aplicación del conocimiento disponible para la utilización sostenible de los recursos naturales básicos para la producción de productos agrícolas alimentarios y no alimentarios inocuos y saludables, a la vez que se procura la viabilidad económica y la estabilidad social”.

En este sentido, una Guía de Buenas Prácticas (GBP) es un instrumento que orienta para la toma de decisiones, indicando en forma clara los caminos posibles en el tratamiento y la resolución de determinados problemas, constituyendo un marco de referencia fundamental en la actividad agrícola. Por medio de las GBP se proveen las estrategias necesarias para la minimización de riesgos de deterioro ambiental en una producción agrícola rentable. También constituyen los instrumentos adecuados para la certificación de productos, procesos y servicios, sirviendo como marco previo a la adopción de protocolos supervisados de certificación y control.

Dada la gran multiplicidad de condiciones climáticas, edafológicas y topográficas que interactúan con los sistemas de producción, una GBP no puede abarcar una gran cantidad de situaciones, más bien debe ser específica para un determinado problema a resolver (aplicación de fertilizantes, de plaguicidas, de riego, etc.) en una determinada región con características de producción distintivas.

La presente GBP está dirigida hacia las condiciones de la pampa ondulada (Norte de la provincia de Buenos Aires, Sur de Santa Fe, Este de Córdoba y Sudoeste de Entre Ríos) y la principal producción desarrollada en ella, la producción de cereales y oleaginosas. Tiene por objetivo orientar las prácticas de manejo de suelos y nutrientes para que éstos no resulten contaminantes del suelo, de los acuíferos sobre los que este se asienta y de las aguas superficiales. En un enfoque integral, pretende contribuir al desarrollo de una agricultura compatible con el cuidado del medio ambiente, acorde con el uso racional de fertilizantes y servir como base de programas de acción concreta para la generación y aplicación de leyes de protección ambiental.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
1. DIAGNÓSTICO DE LA VULNERABILIDAD AMBIENTAL	5
1.1. FACTORES DEL ACUÍFERO	6
1.1.1. Material y tipo de acuífero	6
1.1.2. Zona no saturada	6
1.1.3. Profundidad de la napa freática	6
1.2. FACTORES DEL PAISAJE Y EL SUELO	7
1.2.1. Tipo de suelo	7
1.2.2. Pendiente	7
1.2.3. Cercanía al agua superficial	8
1.3. FACTORES DEL CLIMA	8
1.3.1. Precipitación y Evapotranspiración	8
2. NUTRIENTES CON POTENCIAL CONTAMINANTE	9
2.1 - NITRÓGENO	9
2.1.1. Balance de N en el Suelo	10
2.2 - FÓSFORO	12
2.2.1. Formas del P en la Naturaleza	13
2.2.2. Ciclo en un agroecosistema	13
2.3 FUENTES PRINCIPALES DE NUTRIENTES	14
2.3.1. Materia orgánica (MO) como fuente de N	15
2.3.2. Materiales originales y otras fuentes de P	15
2.3.3. Fertilización	16
2.3.3.1 Clasificación de los fertilizantes	18
3 –VALORACION DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN	18
3.1.- CONTAMINACIÓN POR N	18
3.1.1. Índice de Riesgo (IRCO _N)	19
3.2 - RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR P	20
3.2.1. Índice de Riesgo (IRCO _P)	21
4. BUENAS PRÁCTICAS	22
4.1. DEFINICIÓN	22
4.2. PRÁCTICAS DE LABRANZA Y ROTACIONES	23
4.2.1. Labranza reducida, mínima y “cero” o siembra directa	23

4.2.2. Rotaciones de cultivos	24
4.2.3. Cultivos de Cobertura	25
4.2.4. Zonas buffer o franjas protectoras	26
4.3. PRÁCTICAS DE FERTILIZACIÓN	27
4.3.1. Plan de fertilización	27
4.3.2. Otras prácticas relacionadas a los fertilizantes	29
4.3.2. Seguridad en el uso de los productos	29
4.4. RIEGO	30
4.3.1. Programa de riego	31
4.5. MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE BP	32
5 - GLOSARIO	32
ANEXOS	36
ANEXO I - GUÍA PRÁCTICA PARA EL CORRECTO MUESTREO DE SUELO	37
ANEXO II - INTERPRETACIÓN DE UN ANALISIS DE SUELO	39
ANEXO III - MUESTREO DE AGUA, ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN	40
ANEXO IV - CARACTERISTICAS DE LOS PRINCIPALES FERTILIZANTES AGRÍCOLAS UTILIZADOS EN ARGENTINA.	42
ANEXO V - REQUERIMIENTOS DE N Y P PARA LOS PRINCIPALES CULTIVOS DE LA PAMPA ONDULADA	43
ANEXO VI - UMBRALES CRÍTICOS DE P EXTRACTABLE (BRAY I) EN EL SUELO (0 - 20 cm) PARA LOS CULTIVOS DE SOJA, GIRASOL Y MAÍZ EN LA REGIÓN PAMPEANA.	44
ANEXO VII - MÉTODOS PARA DETERMINAR LA CANTIDAD ÓPTIMA DE FERTILIZANTE A APLICAR	45
ANEXO VIII – MAPA DE VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES BAJO UN REGIMEN PLUVIOMÉTRICO HISTÓRICO	47
ANEXO IX – MAPA DE VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES BAJO UN REGIMEN PLUVIOMÉTRICO 50 % SUPERIOR AL HISTÓRICO	48
ANEXO X– FACTORES QUE INTERVIENEN EN LA VALORACION DE LA CARGA CONTAMINANTE DE NITRÓGENO Y SUS ALTERNATIVAS.	49
ANEXO XI – MAPA DE EROSIÓN POTENCIAL PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES	50
ANEXO XII– FACTORES QUE INTERVIENEN EN LA VALORACION DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE FÓSFORO Y SUS ALTERNATIVAS.	51
BIBLIOGRAFIA	52

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo del Nitrógeno en la Naturaleza.....	10
Figura 2. Esquema de pérdidas y ganancias de N en el suelo.....	10
Figura 3. Ciclo del P en un Agroecosistema.....	14
Figura 5. Modelo de planilla de Resultados de un análisis de suelos típico.....	41
Figura 6. Modelo de planilla de Resultados de un análisis de agua típico.....	42

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la agricultura mundial conduce a la intensificación del uso de los recursos naturales y, en muchos casos, a la degradación de la tierra por pérdida de su capacidad para recuperar su estado de equilibrio frente a factores externos (“*poder buffer*”). Las consecuencias de este modo de producción son la pérdida sistemática de las fertilidades física, química y biológica de los suelos y la aparición de fenómenos de erosión. Además, la incorporación creciente de fertilizantes y plaguicidas en los sistemas de producción ha generado nuevas formas de degradación: la contaminación de los recursos naturales (suelo, agua y aire) y la pérdida de biodiversidad.

En los últimos 20 años, Argentina incrementó extraordinariamente la producción de oleaginosas y cereales. Esto trajo aparejado el aumento de los riesgos de deterioro del ambiente. Si nuestro país continúa incrementando su producción de alimentos e intensificando su agricultura, pueden generarse consecuencias ambientales negativas de magnitud global. El compromiso del sector agrícola debe ser hallar un equilibrio entre el aumento de la productividad y la disminución del riesgo de deterioro ambiental. Si no se tiene éxito en resolver este dilema peligrará su propio futuro (Manuel-Navarrete *et al*, 2005).

La alta productividad agrícola de la pampa argentina se sustenta desde hace más de 150 años en la excepcional fertilidad natural de sus suelos, particularmente en la subregión pampeana húmeda. Los avances en la agricultura en materia de mecanización, genética y protección de cultivos fueron notables desde 1950. Hasta la década del 70, los ciclos de agricultura se alternaban con ciclos de pasturas dedicadas a la producción de carne vacuna. A partir de la década entonces, con la introducción del cultivo de soja, aumentó significativamente la superficie ocupada por cultivos, se redujo notablemente la proporción de superficie con pasturas, se intensificó el laboreo del suelo para poder combatir las malezas y se instaló el doble cultivo con trigo antecediendo a la soja (Senigagliesi y Ferrari, 1992). Estas modificaciones profundas de los sistemas de producción tuvieron dos efectos antagónicos: por un lado, el aumento de la producción de granos, y por otro, la agudización de la degradación de los suelos.

Dentro de los procesos de degradación, la erosión fue uno de los de mayor importancia (Michelena *et al*, 1988). Entre las principales causas de su incremento encontramos el laboreo excesivo y en épocas inoportunas, el sobrepastoreo, el pisoteo y el desmonte. Los relevamientos publicados por la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca en 1995, señalan que la erosión hídrica revestía especial importancia en la zona núcleo maicera, afectando el 36% de su superficie. Se estimaron pérdidas anuales de entre 160 y 280 millones de dólares, computando solamente las pérdidas de rendimientos (SAGyP, 1985). Sin embargo, desde los años 70, el deterioro de los suelos en la Pampa ondulada no tuvo como único factor a la erosión (Michelena *et al* 1989). Pueden señalarse también, como indicadores del deterioro debido a la intensificación del uso agrícola, a la disminución en la disponibilidad de nutrientes y en la estabilidad estructural (Urricariet y Lavado, 1999).

En la década del 80 se introdujeron los sistemas de producción conservacionistas que resultan de la aplicación de un conjunto de prácticas destinadas a mitigar los fenómenos de degradación mencionados, manteniendo la fertilidad de las tierras. La máxima expresión de estos sistemas es la siembra directa (SD) que consiste en producir sin laborear el suelo. En nuestro país, la superficie bajo SD ha ido incrementándose en los últimos años hasta alcanzar, un 70 % de la superficie agrícola total del país (AAPRESID, 2005).

Desde su introducción y hasta 1990, la agricultura se caracterizó por una utilización muy escasa de fertilizantes minerales. Estudios realizados por la FAO entre 1974 y 1982 indican dosis promedio de 3 y 6 kg nitrógeno (N) ha⁻¹ para los cultivos de trigo y maíz, respectivamente, y de 6 kg fósforo (P) ha⁻¹ para trigo en la región pampeana húmeda (Sillampäa, 1982). En la zona núcleo maicera existían sitios en los que no se registraba respuesta en el rendimiento de cultivos a la fertilización nitrogenada y fosforada. Sin embargo, se estaba acelerando la exportación de nutrientes de las tierras debido a su mayor extracción por parte de los cultivos. Se estimó que, luego de 80 años de agricultura continua, un suelo típico de Pergamino exportó 9; 1; 2; 1; 0,4 y 0,4 t ha⁻¹ de N, P y K (potasio), S (azufre), Ca (calcio) y Mg (magnesio), respectivamente. Estas pérdidas fueron en parte exportadas a través del grano pero también por la quema de los rastrojos de los cultivos antes de la introducción de la cosecha mecánica en 1947 y durante la década del 70 por la quema de los rastrojos de trigo en doble cultivo con soja en el mismo año. La pérdida de nutrientes del suelo representó entre 40 y 45% del N, P y K del suelo antes de la introducción de la agricultura y entre 20 y 40% del contenido original de S, Ca, Mg, Zn y Cu (Andriulo *et al.*, 1996). Esta elevada exportación de nutrientes, sin reposición, característica de una agricultura de tipo minera, convirtió a los sistemas de cultivo en dependientes de cantidades crecientes de fertilizantes para alcanzar rendimientos elevados y estables.

A principios de los 90's se inició en nuestro país un proceso de intensificación agrícola caracterizado por la introducción creciente de fertilizantes y plaguicidas en los sistemas de cultivo (García *et al.*, 1997). El uso de agroquímicos es indispensable para poder controlar factores que limitan los rendimientos como son los nutrientes, las malezas, las enfermedades y los insectos plaga. Al producirse esta intensificación, otros componentes del ambiente son afectados y entonces no solamente existe la degradación de los suelos sino también la del agua, la del aire y la pérdida de biodiversidad (Martellotto *et al.*, 2001). A partir de esta misma década, la erosión hídrica produce el arrastre de agroquímicos junto a las partículas de suelo. En consecuencia, el problema de la degradación de los recursos naturales por contaminación es aun más importante.

En muchos países desarrollados está documentada la contaminación no puntual o difusa (en grandes extensiones) de cuerpos de agua con nutrientes como consecuencia de algunas actividades agrícolas (Exner y Spalding, 1990; Marchetti y Verna, 1992). Así, la concentración de nitrato (NO₃⁻) en los principales ríos del NE de EEUU aumentó entre 3 y 10 veces desde 1990 (Vitousek *et al.*, 1997) y la misma tendencia se observó en importantes ríos de Europa (Paces, 1982; Larsson *et al.*, 1985). Según lo informa la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (USEPA) también se observaron aumentos en la concentración de nitrato en aguas subterráneas de muchas zonas agrícolas (Moody, 1990, Howarth *et al.*, 1996) y las pérdidas de fósforo (P) de suelos agrícolas de EEUU han sido recientemente identificadas como una de las principales causas de reducción de la calidad de las aguas superficiales. Aunque la Argentina está lejos de reeditar la experiencia de los países desarrollados, que utilizan sistemáticamente mayor cantidad y variedad de productos fitosanitarios desde la finalización de la segunda guerra mundial, la agricultura transita un camino de cambios hacia nuevos sistemas de producción con consecuencias ambientales poco estudiadas.

En los últimos veinte años, el incremento del uso de fertilizantes ha sido considerablemente superior (400-500%) al incremento en la producción de granos (120-130%), sin embargo, el balance de nutrientes (cantidad aportada por la fertilización menos la exportada por los granos) es cada vez más negativo. Así, con un consumo actual de 2.000.000 t fertilizante año⁻¹ (700.000-800.000 t de nutrientes) se está reponiendo 50% del

P, 25% del N y <10% del S exportados, siendo mínima o nula la utilización de otros nutrientes. Las rotaciones que incluyen trigo y maíz presentan un balance de nutrientes menos negativo que las que tienen predominio de soja, ya que en las primeras se repone entre 70 y 80% del N y del P exportado por el grano, mientras que en las rotaciones con soja el agregado de fertilizantes es menor (García, 2001; Berardo, 2004). En la zona centro sur de Santa Fe, 70% del área se cultiva con soja de primera, 20% con trigo/soja y <10% con maíz y sorgo. Teniendo en cuenta la fertilización promedio aplicada, resultan balances de nutrientes muy negativos para N, K y Ca. La exportación más importante es la de N, que fue calculada en 40-45 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Cordone y Martínez, 2004).

La extracción en grano y la reposición de N, P, K y S a través de la fertilización en los cultivos extensivos de Entre Ríos muestra que, para la campaña 2005/06, se repuso 33, 87, <1 y 22% del N, P, K y S, respectivamente, extraídos en los granos (Barbagelata y Melchiori 2007). La mayor reposición de P respecto a otras regiones del país se debe al conocimiento que la región tiene deficiencias naturales de este elemento. Sin embargo, Quintero *et al.* (2008) observaron que, en los últimos 12 años, la frecuencia de valores muy bajos de P disponible en suelo (<10 mg kg⁻¹) se ha incrementado al 60-70 % de los lotes analizados en la provincia.

Las prácticas de manejo de los nutrientes no dependen solamente del uso de los fertilizantes; también deben considerarse aspectos relacionados con el ciclo biogeoquímico de los elementos. Existen programas de fertilización de cultivos que consideran como única fuente de nutrientes a aquella proveniente de la fertilización, tomando al suelo como un sustrato y no como un proveedor de nutrientes. Esta decisión incrementa los costos económicos y los riesgos de contaminación. La materia orgánica (MO) del suelo juega un rol fundamental en la provisión de nutrientes para los cultivos (N, P, S, Zn, Cu, B); el conocimiento de su dinámica es un aspecto ineludible para diagramar programas de manejo de nutrientes sustentables (Andriulo, 2006).

Otro factor decisivo en dichos programas es la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de los sitios donde se practica la agricultura. El principal destino de muchos de los nutrientes que se pierden de los sistemas de cultivo es el agua, tanto superficial como subterránea (Adriano *et al.* 1994; Lake *et al.*, 2003). Para poder comprender el efecto de la agricultura intensiva sobre la contaminación del agua es necesario conocer el funcionamiento hidrogeológico general de una región (Custodio y Llamas. 1976). Cuando ocurren lluvias intensas, el agua que no ingresa al suelo escurre por su superficie, arrastrando nutrientes y alimenta los cuerpos de agua superficiales (lagunas, ríos, arroyos). El agua que ingresa al suelo puede quedar retenida en su matriz y eventualmente reingresar a la atmósfera por evaporación y transpiración vegetal o drenar hacia capas más profundas y, eventualmente, llegar a la capa o napa freática, produciendo su recarga. Por ello, cuando existen excesos hídricos, los solutos disueltos en la fase líquida del suelo se movilizan inevitablemente en forma descendente hacia los acuíferos (Andriulo *et al.*, 2000 y 2002; Aparicio *et al.*, 2008)).

El N y el P producen eutrofización, con crecimiento excesivo de algas en los cursos de agua superficiales. Altas concentraciones de nitrato en aguas subterráneas puede impactar sobre la salud humana, provocando metahemoglobinemia en recién nacidos (Waskom, 1994a; Hubbard y Sheridan, 1994) y estas aguas son, en la mayoría de los casos, el único recurso de agua potable. El saneamiento de fuentes de agua contaminadas es un emprendimiento casi siempre muy costoso y en algunos casos imposible. Por lo tanto, se debe tomar conciencia de la importancia de prevenir la contaminación (Foster e Hirata, 1991).

Los fertilizantes aportan al suelo no sólo los nutrientes necesarios para los cultivos sino también elementos menores que acompañan a sus formulaciones. Algunos de estos son metales pesados que tienden a acumularse (arsénico, cadmio, manganeso, molibdeno, plomo y vanadio entre los más importantes). En el largo plazo, su contenido en el suelo o en el agua puede superar ciertos valores críticos y, por lo tanto, resultar contaminantes de los recursos naturales y de las cadenas agroalimentarias (Gimeno-García *et al*, 2001).

Otro de los destinos alternativos del N edáfico es el aire: la pérdida de N desde los sistemas de cultivo por el proceso de desnitrificación enriquece la capa de ozono con óxidos de nitrógeno (N_2O y NO) permitiendo el pasaje de radiación ultravioleta de onda corta nociva para la salud. La agricultura aporta el 75% de las emisiones de óxidos nitrosos totales (deforestación, quema de biomasa vegetal, fertilizantes orgánicos y minerales (Cole *et al*, 1996; Lal *et al*, 1997). Los suelos bajo SD desnitrifican dos a tres veces más N que los suelos bajo laboreo convencional (Rodríguez y Giambiagi, 1995; Picone *et al*, 1997) y el uso excesivo de fertilizantes puede exacerbar las emisiones de N_2O (Ciampitti *et al*, 2006). Otro proceso que interviene en la pérdida de N es la volatilización de amoníaco (NH_3) del suelo y de los fertilizantes (Inventario Nacional de la Rep. Arg., 2002).

El suelo constituye la principal barrera a la contaminación de aguas por actividades agrícolas. En él se desarrollan procesos biológicos y físico-químicos que tienden a atenuar los posibles efectos contaminantes de los nutrientes almacenados. Los nutrientes, además abastecer a los cultivos, pueden ser utilizados por los microorganismos del suelo y retenidos en su biomasa. De esta manera, el pasaje de elementos contaminantes junto con el agua que drena o escurre está regulado por las propiedades de los suelos (*poder buffer*). Dentro del acuífero o de cursos de agua superficiales, estos procesos de atenuación se minimizan (Díaz *et al*, 2008).

La presente Guía tiene como objetivo la evaluación del riesgo de contaminación y las recomendaciones de Buenas Prácticas Agrícolas para el manejo sustentable de los principales nutrientes de la actividad agrícola intensiva en la zona norte de la provincia de Buenos Aires. Con el propósito de identificar las causas de los problemas actuales o futuros causados por el manejo ineficiente de los nutrientes, tratando de armonizar el modelo agrícola con las necesidades socioeconómicas de la población y dentro del contexto ambiental, en primer lugar se definen las bases conceptuales tenidas en cuenta para valorizar el riesgo, es decir los factores determinantes de la vulnerabilidad de los acuíferos y las aguas superficiales y aquellos contribuyentes potenciales de carga contaminante, en los sistemas agrícola-ganaderos típicos de la zona. En segundo lugar se describen las prácticas de manejo recomendadas que pueden mitigar la situación de riesgo a la contaminación.

1. DIAGNÓSTICO DE LA VULNERABILIDAD AMBIENTAL

La acción directa o indirecta del hombre provoca cambios o alteraciones sobre los recursos naturales y los procesos ecológicos esenciales en el medio ambiente. Estos cambios se denominan genéricamente impacto ambiental y puede afectar a uno o más elementos del ambiente (suelo, agua subterránea y superficial, aire, flora y fauna).

La comprensión del concepto de vulnerabilidad ambiental tiene por objetivo conocer los mecanismos que aumentan su riesgo de contaminación para poder minimizar el impacto ambiental negativo, en este caso, de las prácticas de manejo de nutrientes ya que es el agua, tanto superficial como subterránea, el destino de los nutrientes que escapan de un sistema productivo (Thomas *et al*, 1983).

La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación es una propiedad intrínseca, que determina la susceptibilidad a ser afectado adversamente por una carga contaminante. Es una tendencia a que los contaminantes lleguen al acuífero, una vez introducidos en el sistema que se encuentra por encima de este. No está necesariamente ligada al riesgo de contaminación, ni al uso actual o futuro de la tierra. Si se considera, además, al contaminante se habla de vulnerabilidad específica (Foster *et al*, 1987).

La vulnerabilidad de un acuífero es fundamentalmente función de a) la accesibilidad del acuífero a la entrada de contaminantes y b) la capacidad de retención y/o atenuación de los estratos superiores o zona vadosa al contaminante. Ambos procesos, actúan en interacción con la magnitud de la recarga, el tipo, la cantidad y la movilidad del contaminante.

En el caso de los cursos de agua superficiales (ríos, arroyos, lagunas), deben coexistir mecanismos que favorezcan el transporte de nutrientes junto a las partículas de suelo. Así, los métodos para evaluar la vulnerabilidad ambiental de un sistema de agua superficial integran resultados de análisis de suelos con otros datos sitio-específicos y a los mecanismos de transporte (escurrimiento, erosión y ocasionalmente lixiviación) del contaminante en cuestión.

La vulnerabilidad por sí sola no es indicio de la contaminación que pueda tener un acuífero o un curso de agua superficial; éstos pueden resultar muy vulnerables pero no estar contaminados y, en contrapartida, otros pueden ser muy poco vulnerables y, sin embargo, estar contaminados. Es decir que la vulnerabilidad no implica la ocurrencia de contaminantes. Sin embargo, a igualdad de carga contaminante, el sistema más vulnerable resultará más contaminado. Cabe señalar aquí que el acuífero menos vulnerable por su difícil accesibilidad es también el de más difícil saneamiento, una vez que ha sido contaminado (Auge, 2003).

En la pampa ondulada se ha valorizado la vulnerabilidad del acuífero Pampeano aplicando la metodología Drastic en el año 2004. En este estudio, la vulnerabilidad resultó moderada con los datos históricos, pero se sugiere que podría aumentar si los registros pluviométricos aumentaran y la napa freática ascendiera (Reynoso *et al*, 2005). Estos dos hechos han ocurrido de manera notoria en los últimos años. En la Región Pampeana las lluvias de primavera-verano aumentaron entre un 10% y un 50% a partir de los años 60-70 (Magrin *et al*, 2006). La mayor precipitación produce una mayor recarga y la elevación del nivel freático, factores que como se discutirán más adelante intervienen en la determinación de la vulnerabilidad.

A continuación, se describen los factores que intervienen en la vulnerabilidad de acuíferos y fuentes de agua superficiales que serán considerados en esta GBP para el diagnóstico de vulnerabilidad:

1.1 – FACTORES DEL ACUÍFERO

1.1.1. Material y tipo de acuífero

La vulnerabilidad depende de los materiales constitutivos del acuífero. Si el material es no consolidado o suelto (arenas y gravas calcáreas) la vulnerabilidad a la contaminación será mayor que si está consolidado. Los acuíferos que se hallan confinados entre capas de material consolidado son menos vulnerables que aquellos de tipo libre (limitados solamente en su base por una capa relativamente impermeable) o semi confinados (limitados en su techo y en su base por estratos semipermeables).

1.1.2. Zona no saturada o vadosa

El proceso de transporte de agua y arrastre de contaminantes por la zona vadosa puede ser de horas a decenas de años dependiendo del espesor, material y conductividad hidráulica de la zona inmediatamente superior al acuífero (zona no saturada). Los materiales más porosos de mayor conductividad hidráulica aumentan la vulnerabilidad del acuífero inferior. En resumen los acuíferos a mayor profundidad y más confinados sólo serán afectados por aquellos contaminantes que persistan en el largo plazo.

La Pampa ondulada está asentada sobre las formaciones Paraná, Puelches y Sedimentos Pampeanos y una pequeña porción sobre la formación Junín. Los principales acuíferos son: el Puelches, semiconfinado; el Epipuelches, libre o freático; el Pampeano, semiconfinado y el Post-pampeano también semiconfinado y de menor espesor que los anteriores. Todos ellos poseen características hidrogeológicas e hidráulicas que permiten su aprovechamiento para diferentes usos. Corresponden a la Sección hidrogeológica Epiparaniana. Hay un neto predominio de sedimentos finos (limo algo arcilloso y arenoso) llamados loess que pueden tener espesores de hasta 100 metros y un sector de arenas muy finas en la formación Junín (Santa Cruz, 1988; Santa cruz y Silva Busso, 1989; Suero *et al*, 2000).

1.1.3. Profundidad de freática

Las napas freáticas representan el techo de la zona saturada de agua del perfil de suelo y de sedimentos u otras rocas subyacentes en un acuífero libre. La profundidad de las napas freáticas en el perfil varía en el tiempo y el espacio y es de fundamental importancia en el momento de considerar la vulnerabilidad a la contaminación. En determinadas regiones y para determinados regímenes hídricos los niveles freáticos guardan estrecha relación con las precipitaciones, principal fuente de recarga. Pero también puede influir el tipo de estratigrafía, es decir, la presencia de intercalaciones concrecionales o de tipo mantiforme (tosca) en asociación con lagunas que impidan el descenso de las napas, aun en temporadas de precipitaciones escasas (Custodio y Llamas, 1976). La profundidad de la napa también puede cambiar el sentido del flujo de agua y nutrientes en posiciones relativamente bajas del paisaje a través de la descarga evaporativa con napas al alcance de la raíces de los cultivos (Portela *et al*, 2008).

Por otro lado, la actividad humana en la superficie modifica los mecanismos de recarga del acuífero cambiando la tasa, la frecuencia y la cantidad de la recarga del agua subterránea. El reemplazo de la vegetación nativa por especies cultivadas de menor profundidad de raíces provocó un aumento significativo en la recarga de los acuíferos subyacentes en varias partes del mundo (Jóbbagy *et al*, 2007). El reemplazo de la vegetación nativa también repercute sobre el volumen de agua de lluvia que se pierde por escurrimiento hacia cursos de agua superficiales, como ocurre en bosques tropicales (Gornitz *et al*, 1997; Jóbbagy *et al*, 2008). La utilización de riego puede generar un aumento en la recarga por las pérdidas de agua de los canales de riego y por el mayor drenaje de la superficie regada o una disminución en el agua almacenada en el acuífero (Alley *et al*, 2002)

1.2 – FACTORES DEL PAISAJE Y EL SUELO

1.2.1. Tipo de suelo

Los perfiles de suelo se consideran atenuantes de los contaminantes, aunque no todos funcionan de igual forma. Considerando la capacidad de infiltración, los suelos de textura arenosa favorecen la infiltración y por ende la cantidad de agua que llega a las napas subterráneas es mayor. Los de textura arcillosa, además de tener menor conductividad, pueden retener, por la naturaleza coloidal de las arcillas, algunas sustancias cargadas negativamente (Huddleston, 1996).

La textura también es importante en el momento de analizar la posibilidad de arrastre de partículas en los casos donde se pueda producir erosión hídrica, ya que con las partículas de suelo también se arrastran algunos nutrientes por ejemplo el fósforo. El tamaño de partículas determina la mayor o menor velocidad de arrastre y por lo tanto, la distancia a la que pueden llegar dichas partículas.

La estabilidad de agregados y el tamaño de partícula son factores importantes a considerar, al evaluar el potencial de escurrimiento (Cacchiarelli *et al*, 2008). La estabilidad está fuertemente correlacionada al contenido de MO de los suelos. Por lo tanto suelos con mayor contenido de MO y mayor estabilidad de agregados serán potencialmente menos erosionables.

1.2.2. Pendiente

Los terrenos con pendiente suave a moderada favorecen la retención de agua permitiendo que una mayor cantidad de agua tenga oportunidad de infiltrar antes de escurrirse superficialmente. Esta mayor infiltración podría potencialmente arrastrar mayor cantidad de nutrientes hacia aguas subterráneas, mientras que en suelos con pendiente muy pronunciada en donde se producen escorrentías, el arrastre de material hacia zonas más bajas o hacia cursos de agua cercana, favorece la pérdida de nutrientes hacia las aguas superficiales (Ongley, 1997).

La erosión hídrica se define como la desagregación de las partículas primarias y de los agregados de la masa del suelo por impacto de la gota de lluvia o de la abrasión del escurrimiento y su transporte por salpicado o flujo de agua (Marelli, 1998). Las lluvias, el tipo de suelo, su manejo, la topografía y la vegetación constituyen los factores que complementan el riesgo de contaminación hacia aguas superficiales por pérdidas de suelo (Weir, 2002; Sasal *et al*, 2008)).

1.2.3. Cercanía al agua superficial

En las partes bajas del paisaje, la superficie freática intercepta el cauce de un arroyo o río y se produce la descarga. A lo largo de una toposecuencia, en la medida que nos acercamos a un arroyo, el espesor de la zona vadosa se reduce progresivamente. De este modo, los cursos de agua superficial resultan los receptores finales tanto de los escurrimientos superficiales como de la descarga del agua subterránea.

El efecto de las diferentes prácticas agrícolas sobre la contaminación de las fuentes de agua superficiales es mayor cuanto mayor es la proximidad del mismo (Costa *et al*, 2000). Esto debe ser tomado en cuenta en el momento de la aplicación de fertilizantes sobre todo en aquellos casos en que exista riesgo de erosión, por ejemplo de pendientes muy pronunciadas.

Las franjas de vegetación natural (zona riparia) o cultivada a lo largo de los cursos de agua superficial son un importante factor de mitigación de la contaminación, tanto para N como para P porque actúan como filtro reteniendo sedimentos transportados por erosión (Braskerud *et al*, 2005) y favoreciendo procesos como la desnitrificación (Groffman, y Crawford. 2003; McClain *et al*, 2003).

1.3 – FACTORES DEL CLIMA

1.3.1. Precipitación y Evapotranspiración

El balance hidrológico de un ecosistema terrestre se compone de la partición de la precipitación en: **a)** vapor en forma de transpiración vegetal, evaporación del suelo e interceptación del canopeo (evapotranspiración), y **b)** líquido en forma de escurrimiento superficial y drenaje profundo (recarga potencial). Este balance está muy influenciado por la vegetación y por el clima y controla el abastecimiento de cursos superficiales y de acuíferos, es decir la recarga del agua subterránea (Scanlon *et al*, 2002).

En zonas secas, donde las precipitaciones son escasas y la evapotranspiración es importante, la recarga de los acuíferos es escasa o nula. En zonas húmedas, donde la precipitación anual supera ampliamente a la evapotranspiración, el agua que infiltra es importante desde el punto de vista de la lixiviación de nutrientes.

El riego en exceso también puede resultar en pérdidas de nutrientes hacia aguas subterráneas por lavado o hacia las superficiales por escurrimiento (Rimski-Korsokov *et al.*, 2002).

2 – NUTRIENTES CON POTENCIAL CONTAMINANTE

Los elementos minerales que las plantas necesitan para cumplir sus funciones vitales son llamados nutrientes. Éstos se clasifican en macronutrientes y micronutrientes según la mayor o menor cantidad que las plantas toman de cada uno. En el primer grupo se encuentran el nitrógeno (N), el fósforo (P), el potasio (K), el azufre (S), el calcio (Ca) y el magnesio (Mg). Entre los segundos están el Boro (B), el Cloro (Cl), el Cobalto (Co), el Hierro (Fe), el Manganeseo (Mn), el Molibdeno (Mo), el Silicio (Si) y el Zinc (Zn). Tanto las deficiencias como los excesos de nutrientes en las plantas son perjudiciales y sus manifestaciones varían según el caso (USDA-SCS, 1992).

En este capítulo se considerarán a los dos macronutrientes con mayor importancia desde el punto de vista de la contaminación difusa de origen agrícola: nitrógeno y fósforo. El conocimiento de cómo estos elementos se mueven y reaccionan en el ambiente es de suma importancia para su mejor aprovechamiento en la producción agrícola y para la cuantificación de posibles pérdidas desde el sistema productivo, que redundarán en pérdidas económicas y en contaminación de acuíferos subterráneos, de cursos de agua superficiales y también del aire.

2.1 - NITRÓGENO

El nitrógeno es un elemento clave para la vida, es parte de todos los organismos vivos y se encuentra en el suelo, el agua y el aire. Cumple en la naturaleza un ciclo global, pasando por varias formas químicas (ver Figura 1). El conocimiento del ciclo del N es de suma importancia para poder desarrollar estrategias de manejo efectivas para este nutriente (Devlin, 1996). Generalmente, las transformaciones de una forma a otra están mediadas por microorganismos, pero, también hay transformaciones abióticas. Algunas se producen en presencia de oxígeno (sistemas aerobios) y otras en su ausencia (sistemas anaerobios). La humedad, el pH y la temperatura son factores que influyen en la velocidad de estos procesos de transformación (Gentry *et al*, 1997).

El nitrógeno se encuentra en la naturaleza, en forma **orgánica**, formando parte de animales y plantas y en la materia orgánica, e **inorgánica** como nitrógeno gaseoso, N_2 (el más abundante y menos reactivo), óxido nitroso (NO_2), amoníaco (NH_3), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). En la planta, el N es un componente de los ácidos nucleicos que contienen la información genética, de las enzimas que regulan el metabolismo de todas las células vivas y es componente de la unidad estructural de la molécula de clorofila. De todos los nutrientes, el N es cuantitativamente el más importante. Las plantas lo absorben como nitrato (NO_3^-) y como amonio (NH_4^+). Los síntomas de deficiencia se presentan con una coloración verde claro a amarillenta en hojas, debido a la pérdida de clorofila, y a una senescencia anticipada, que comienza en hojas más viejas, pues el N es un elemento muy móvil en la planta y se transloca desde las hojas maduras hacia órganos en activo crecimiento (Adriano *et al*, 1994).

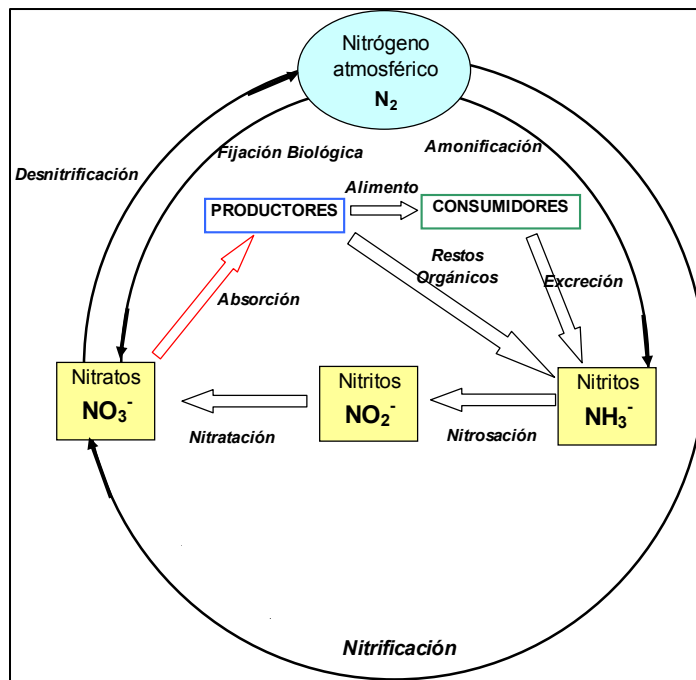


Figura 1 - Ciclo del Nitrógeno en la Naturaleza, principales procesos y formas químicas (adaptado de: <http://recursos.cnice.mec.es>)

2.1.1. Balance de N en el Suelo

Para poder reducir la lixiviación del nitrato, sin disminuir apreciablemente la producción de los cultivos, es necesario conocer cómo influyen las prácticas agrícolas y los factores ambientales en los diversos procesos de este ciclo. A continuación se detallan los principales procesos del ciclo del N, evaluados como ganancias y pérdidas desde el punto de vista de la disponibilidad para la planta (Figura 2).

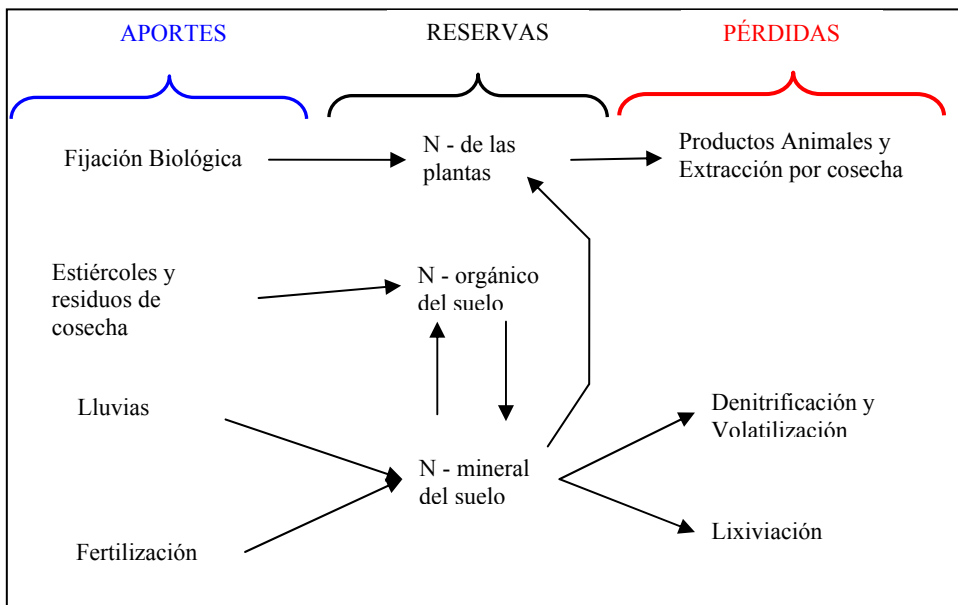


Figura 2 - Esquema de pérdidas y ganancias de N en el suelo (adaptado de Ramos *et al*, 1996).

1) Fijación: la fijación es la transformación del N_2 en N-amoniaco realizada por microorganismos específicos. Puede ser *libre*, realizada por bacterias aerobias, anaerobias y algas azules, o *simbiótica*, la que realizan bacterias del género *Rhizobium*, en asociación con leguminosas, y algunos *Actinomycetes*. Se estima entre 10-30 kg ha⁻¹ de N fijado en forma libre, mientras que la cantidad fijada en forma simbiótica es muy variable, dependiendo de la concentración de nitrato, pH, humedad, razas de bacterias, etc (Reçous *et al*, 1996).

2) Nitrificación: En este proceso, el amonio se transforma primero en nitrito y luego en nitrato, mediante la acción de bacterias aerobias, autótrofas y heterótrofas del suelo. El nitrito se transforma rápidamente en nitrato por lo cual, las concentraciones de nitrito en los suelos suelen ser muy bajas en comparación con las del nitrato. Bajo condiciones adecuadas de humedad (70-85% de capacidad de campo) y temperatura del suelo (>10 °C), la nitrificación puede producir hasta 350 mg de NO_3^- kg⁻¹ de suelo por día (Harris, 1992).

3) Mineralización: Es el proceso por medio del cual la microfauna y los microorganismos del suelo degradan la materia orgánica (MO) humificada, aportando sus componentes, C y N, al suelo. Es un proceso muy importante de aporte de N a los cultivos cuando la provisión de MO del suelo es alta. Las etapas de la degradación conducen a una simplificación de las moléculas orgánicas y a la producción de amonio. Cada organismo aprovecha el N proveniente de esta degradación para sus necesidades de mantenimiento o crecimiento. El nitrógeno excedente constituye el residuo amoniacal. La mineralización del N sigue la misma evolución que la del C, hay una estrecha relación entre ambos en los suelos pampeanos (Echeverría y Bergonzi, 1995; Álvarez, 2006).

Las tasas de mineralización dependen del tipo de suelo, de la temperatura, del contenido de MO y de su relación C/N. Cuando la C/N es <30, se produce una mineralización neta, mientras que si es >30, el resultado es una inmovilización neta de N. La relación C/N de la capa arable de los suelos agrícolas suele estar entre 10 y 12. En climas templados la mineralización anual neta equivale al 1-2% del N total, es decir 40 a 150 kg ha⁻¹ en los primeros 30 cm de suelo (Ramos *et al*, 1996) y en la subregión pampa ondulada se la estima entre 4 y 6 % (Andriulo *et al*, 1999).

4) Fertilización y aplicación de abonos: Estos pueden ser orgánicos o sintéticos. En los primeros, las formas del N son complejadas en moléculas orgánicas que entrarán al proceso de mineralización. En los de origen sintético, las formas más utilizadas son sales de amonio y nitratos (Ver Capítulo 3).

5) Denitrificación biológica: es la transformación del nitrato a la forma gaseosa N_2 . En la primera fase de la transformación, el nitrato se convierte en nitrito y en esta fase la microflora es no específica. En la segunda fase, el nitrito se transforma en N_2 y aquí si interviene una microflora muy específica (anaerobios facultativos). Este proceso es favorecido por pH neutro a ligeramente alcalino (6-8), temperaturas moderadas (25 °C), ausencia de oxígeno (Pátina y Segat, 1998) y presencia de N y C asimilable. En suelos cultivados bien drenados y en ausencia de aportes orgánicos externos, las pérdidas por denitrificación son generalmente insignificantes (0-20 kg ha⁻¹ año⁻¹) (Germon y Couton, 1989).

El óxido nitroso es otro producto de la denitrificación del nitrógeno orgánico presente en el estiércol y en la orina del ganado. La ganadería contribuye a la emisión de metano, por la fermentación entérica y las excreciones de los animales y también son fuente de óxido nitroso, de la misma manera que las forrajeras fijadoras de nitrógeno, en particular la alfalfa. Cuando estas pasturas son enterradas, se promueve la emisión de óxido nitroso (Berra y Finster, 2002). Los efectos de la aplicación de fertilizantes en las cantidades de

N_xO liberados por los suelos agrícolas es tema de estudio de un gran número de trabajos en los últimos años. Debido a la enorme variabilidad espacial, temporal e interanual, aún existe una considerable incertidumbre en las estimaciones de la emisión de estos gases (FAO-IFA, 2004).

En las actividades agrícolas, estas emisiones se producen como consecuencia del enterrado o el aporte en superficie de rastrojos ricos en N de los cultivos fijadores de N, entre los que se destaca la soja (Inventario Nacional, 2000). Finalmente, la quema de rastrojos produce emisiones óxido nitroso, otros óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y metano, que en conjunto son un pequeño porcentaje del aire pero cada uno tiene diferente capacidad de calentamiento global, basada en su impacto radiactivo y duración en la atmósfera (IPCC, 1996).

6) Volatilización: es el proceso físico químico resultante de la transformación del amonio en amoníaco gaseoso que se escapa hacia la atmósfera. El pasaje a amoníaco se ve favorecido por altas temperaturas, baja humedad, pH alcalino, y fuentes de amonio como pueden ser los fertilizantes a base de este compuesto (ureas, estiércoles) (FAO-IFA, 2004; Chevallier Boutell y Toribio, 2006). La urea puede experimentar también pérdidas visibles por volatilización después de transformarse en abono en el suelo. Los estiércoles, si no se incorporan al suelo, pueden perder del 10 al 60 % de su N por volatilización, debido a que una parte importante de su nitrógeno puede estar en forma amónica (López-Cuesta y Rubio, 1983).

7) Lixiviación: El ión nitrato es muy soluble en agua y no es retenido por las partículas del suelo como lo es el amonio. El ión nitrato es arrastrado por acción del agua que lixivia hacia la profundidad. La cantidad de N que se pierde de esta forma depende de la cantidad de dicho mineral en el perfil y de la cantidad de agua que drene (Lavado y Rimski-Korsakov, 2002). El riesgo de pérdida se hace considerable cuando a estos dos factores se le suma la vulnerabilidad del ambiente en cuestión (Dinnes *et al*, 2002) (ver Capítulo 1).

8) Erosión: en el caso de pendientes muy pronunciadas y excesivas lluvias pueden ocurrir arrastres de N orgánico y nitratos en la solución del suelo, desde lugares ubicados en posición elevados del paisaje hacia otros, ubicados en niveles inferiores. Allí se depositan, eventualmente enriqueciéndolos. Para el sector elevado, la erosión causaría pérdidas de N, mientras que el sector más bajo recibiría aportes extras de N.

9) Absorción de N por la planta y extracción por cosecha: la absorción de N por la planta constituye una de las partes más importantes del ciclo del N en los suelos agrícolas. Esta absorción es la que el agricultor debe optimizar para conseguir una buena producción y un beneficio económico. Del N absorbido por la planta, una parte vuelve al suelo después de la cosecha en forma de residuos (raíces, tallos, hojas) y puede ser aprovechado por los cultivos siguientes; otra parte se extrae del campo con la cosecha. La extracción de N por la cosecha sólo da una idea de las necesidades mínimas de nitrógeno que tiene el cultivo. En general, se considera a las leguminosas como menos demandantes de N que las gramíneas, dadas las características de fijación biológica que poseen. (Ver Anexo V: Tabla de requerimiento por cultivo)

2.2 - FÓSFORO

El fósforo es uno de los principales nutrientes para el crecimiento de los cultivos. Presenta baja solubilidad, es poco móvil en el suelo, y su concentración en la solución del suelo suele ser baja. En la planta, el P interviene en la transferencia metabólica de energía a

través del ATP; es un componente esencial de los ácidos nucleicos, de los fosfolípidos que conforman las membranas celulares y de la fitina, fosfolípido de reserva de las semillas.

Las plantas absorben P desde la solución del suelo en forma de mono y diácidos. Lo hacen por difusión y, en menor grado, por flujo masal. La disponibilidad de P varía según el pH y la cantidad y reciclaje del P orgánico. Los síntomas de deficiencia de P generan tonalidades moradas o púrpuras en hojas y tallos basales dado que este elemento es muy móvil en la planta.

2.2.1. Formas del P en la Naturaleza

El fósforo puede presentarse en tres formas en el ambiente: **orgánico**, **soluble** y **acomplejado** (a las partículas del suelo), y las interrelaciones entre estas formas que definen su ciclo en la naturaleza (Sneck, 1985; Sharpley *et al*, 1996) se muestran en la figura 3. La única forma química en que se lo encuentra en condiciones atmosféricas y del suelo es el fosfato (PO_4^{3-}), compuesto de alta carga aniónica que le permite formar complejos muy estables con las partículas del suelo previniendo la hidrólisis (Gressel y McColl, 1997).

El P **orgánico** es parte de todos los seres vivos, animales, vegetales, microorganismos y sus restos. El P **soluble**, también llamado disponible, es la forma en que las plantas lo absorben y también puede perderse con facilidad. En el suelo, en general, $\approx 15\%$ del P total se encuentra en esta forma. El P **acomplejado** se presenta en forma de anión unido a cargas positivas, principalmente de hierro, aluminio y calcio. Puede presentarse muy lábil, cuando está débilmente unido o fijado, o fuertemente adsorbido en las partículas del suelo (P particulado). Las formas solubles y las acomplejadas lábiles permanecen en equilibrio en el suelo, así cuando las plantas absorben el P soluble, parte del lábil pasa a la solución del suelo (Heredía, 1998).

2.2.2. Ciclo en un agroecosistema

El ciclo global del P se diferencia del ciclo de N en que no presenta un componente gaseoso importante y en que la principal fuente de P reactivo no es producto de reacciones mediadas por microorganismos sino que proviene de la meteorización de minerales (Larsen, 1967).

El P orgánico, proveniente de los residuos de cosecha y restos animales, pasa a estar disponible para las plantas cuando se mineraliza, aunque una parte puede ser inmovilizada por los microorganismos del suelo. El P inorgánico, presente en la fracción mineral del suelo o aportado por fertilización, es solubilizado y se encuentra en equilibrio con los compuestos coloidales del suelo, pudiendo estar disponible o acomplejado por adsorción, fijación, precipitación y oclusión (López-Hernández *et al*, 1989).

Las pérdidas se dan mayormente por lavado en escurrimiento superficial o por erosión de partículas de suelo con fósforo acomplejado (Chagas *et al*, 1999; Haygarth, 1997; Withers Haygarth, 2007; Sasal *et al*, 2008). Debido a que el P se mueve muy poco en casi todos los suelos agrícolas, las pérdidas por lixiviación hacia aguas subterráneas se consideran insignificantes (Fixen, 2003; Withers y Hodgkinson, 2009). Sin embargo, Heckrath *et al* (1995) cambiaron esta presunción y otros tantos autores identificaron pérdidas de P por lixiviación desde sitios con altos niveles de P y con vías de flujo preferencial (Zhang *et al*, 2003).

El P que es transportado por diferentes vías hidrológicas hacia cursos de agua superficial se denomina **P total** transportado (PT). Existen, al menos, tres mecanismos de transferencia de fosfato desde el suelo a los sistemas acuáticos: disolución y movimiento en forma soluble (P disuelto); transporte de formas adsorbidas, asociado al desplazamiento de la fracción coloidal fundamentalmente de los materiales erosionados (P particulado), y pérdidas directas de fertilizante cuando llueve luego de su aplicación (Sande *et al.* 2005). El P puede ser transportado sobre o bajo la superficie del suelo a través de la pendiente hasta alcanzar el agua superficial (Haygarth y Jarvis, 1997). En el agua, el P particulado puede disolverse y transformarse en biodisponible. La importancia de cada uno de estos mecanismos puede variar en función del tipo de suelo (características físicas, químicas y biológicas), del manejo agrícola o del pastoreo y de las condiciones climáticas (influencia sobre el número y la magnitud de eventos de escurrimiento y erosión).

El P llega a las aguas subterráneas en mucha menor cantidad; las causas están relacionados a la forma y naturaleza química de los compuestos fosforados, al grado de contacto con el suelo, el pH, la textura del suelo, los excedentes de P, la cantidad tomada por los cultivos y las condiciones de aerobiosis (Nash *et al.*, 1998; Sharma *et al.*, 1985).

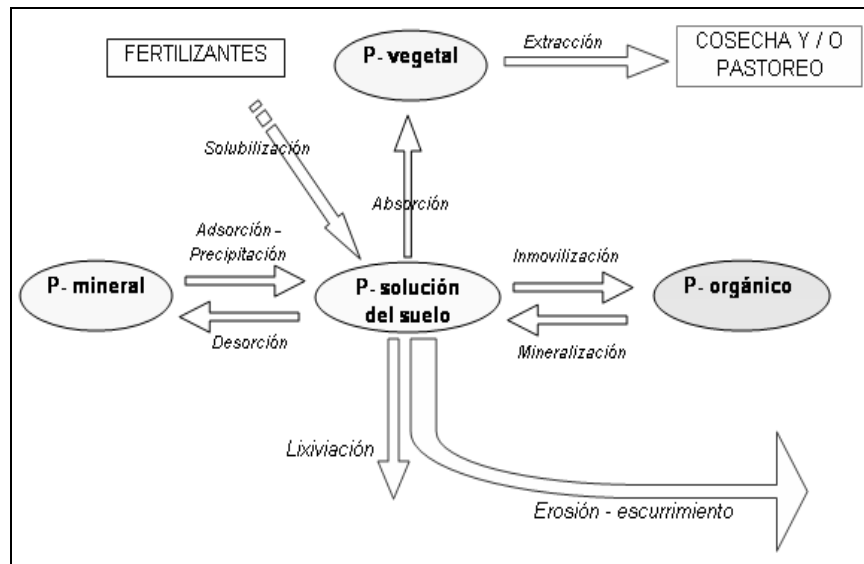


Figura 3 - Ciclo del P en un agroecosistema (Adaptado de Sneek (1985))

2.3 –PRINCIPALES FUENTES DE NUTRIENTES

2.3.1. Materia orgánica como fuente de nitrógeno

Tanto la materia orgánica del suelo (MO) como los fertilizantes constituyen fuentes muy importantes de nutrientes para las plantas pero también una posible fuente de contaminación. En el caso de la región de la Pampa ondulada, si bien a partir de la década de los 90 se registró una tendencia creciente en el uso de fertilizantes para cultivos extensivos, se utilizan dosis bajas respecto de países desarrollados de Europa y Norteamérica. Por lo tanto, la MO sigue siendo, sin lugar a dudas, la fuente más importante de N para los cultivos.

La MO constituye el indicador de la calidad de un suelo más citado. Además de ser el principal reservorio de nutrientes para las plantas (contiene alrededor del 95% del N edáfico) contribuye a la estabilización de la estructura edáfica. Los nutrientes contenidos

en la MO pasan a estar disponibles para las plantas a través de la mineralización de la MO y de los residuos de cultivos y posterior nitrificación del amonio liberado (Cabrera, 2007).

La transformación de los residuos orgánicos se cumple en dos procesos casi coincidentes en el tiempo: la mineralización y la humificación. La humificación ocurre relativamente rápido y concluye con la formación de humus “estable” en pocos años (<1 año en suelos con clima tropical; 1-2 años en climas húmedos, templados y suelos bien aireados; >2 años en climas templados semiáridos). La mineralización del humus “estable” produce una transformación menor y más lenta (0,5 a 10% del total en un año, según sean las condiciones climáticas y de suelo). Para la región pampeana y para una temperatura media anual comprendida entre 16 y 17 °C, se asume 4% bajo SD y 6% bajo LC (Andriulo *et al*, 1999; Álvarez y Steinbach, 2006). La característica diferencial de ambos procesos se manifiesta en la velocidad y cantidad de la transformación.

En general, suelos con mayor contenido de MO suelen mineralizar más N y potencialmente pueden tener mayores pérdidas de nitrato por lixiviación (Ramos *et al*, 1996) si no hay ningún vegetal que lo absorba, pero esto dependerá de las condiciones ambientales y de manejo que favorezcan la mineralización. En suelos pampeanos, bajo condiciones favorables, se ha observado que el N lixiviado corresponde en mayor porcentaje al proveniente de la mineralización de la MO y sólo un porcentaje muy pequeño al proveniente de la fertilización (Portela *et al*, 2006). Andriulo *et al*. (1999) estimaron que el origen de los nitratos medidos en la base del acuífero pampeano (40-90 m de profundidad) entre 1996 y 1997, en tierras agrícolas del partido de Pergamino, fue proveniente de la mineralización producida en los primeros años de laboreo de la pradera nativa. El laboreo convencional con arado de reja y vertedera, y los largos barbechos estivo-otoñales actuaron a favoreciendo el lavado del N mineralizado.

2.3.2. Materiales originales de los suelos y otras fuentes de fósforo

Las fuentes de P son la meteorización del material parental, los fertilizantes, los abonos orgánicos, los desechos animales, los residuos de cultivos y la deposición atmosférica de P. La meteorización y la deposición son de muy baja contribución; a los desechos animales y vegetales, algunos autores lo consideran una redistribución del P y, por lo tanto, la única fuente nueva de P disponible sería la fertilización, que, en la actualidad, permite mantener el potencial de producción del recurso suelo en los ambientes agrícolas (Fixen, 2003).

La meteorización del material parental es muy variable dependiendo del tipo de material y de la región (Vázquez, 2002). El contenido de P en las rocas normalmente está entre los 500 y 1400 $\mu\text{g g}^{-1}$, siendo los límites más elevados para las rocas ígneas (basaltos y granitos) y los valores más bajos para las rocas sedimentarias. La mayor parte del P en las rocas está como apatita que representa alrededor del 95% de las rocas ígneas y es de muy lenta meteorización y lo hace gracias al medio ácido del agua de lixiviación. El P liberado de las rocas primarias es incorporado a minerales secundarios en especial Fe, Al y Ca y puede absorberse como óxido, ser incorporado por los microorganismos o permanecer en la solución (Gressell y Mc Coll, 1997). Se asume que el contenido de P a >40 cm de profundidad refleja más fielmente el que proviene de la meteorización del material original y para la región pampeana este contenido va desde los 120 a los 1200 mg kg^{-1} (Morrás, 1996).

Los microorganismos del suelo pueden influenciar el transporte ya que juegan un rol fundamental en los procesos de inmovilización y mineralización que controlan las

transformaciones de P entre formas inorgánicas y orgánicas (Frossard *et al*, 2000). Las formas orgánicas de P son mineralizadas por ingestión/excreción mientras que las formas inorgánicas son inmovilizadas por retención en su biomasa (Patra *et al*, 1990; Brookes *et al*, 1982).

2.3.3. Fertilizantes

Los fertilizantes constituyen un complemento vital para la producción de alimentos. Dadas las condiciones de fertilidad actual de los suelos y los niveles de rendimiento de los cultivos, es casi imposible obtener una producción rentable sin su incorporación. Pero es fundamental que se usen de manera eficiente para minimizar los costos de producción y preservar los recursos naturales. El uso eficiente de fertilizantes debe asegurar la máxima absorción del nutriente por el cultivo y minimizar su lixiviación en profundidad, escurrimiento superficial, pérdidas gaseosas o inmovilización en el suelo por procesos químicos o microbiológicos. Los factores que inciden en la utilización de los fertilizantes dependen de las condiciones climáticas y de suelo (humedad, pH), de las prácticas de manejo, método y época de aplicación y naturaleza del producto.

Los sistemas de producción de la región pampeana se han modificado notablemente en los últimos 10 años. Se ha observado un importante cambio en el uso de la tierra (agriculturización), en la producción de los cultivos (sojización) y en forma simultánea se han dado cambios en los sistemas de labranza (SD reemplazando a LC) y aumentos significativos en el uso de fertilizantes. El consumo de fertilizantes en el ciclo 2003-04 en la región Pampeana fue de un 54% del total del país de nitrogenados, 80% del total de fosforados y 40% del total del resto de composiciones, con preferencia el sulfato de amonio, considerando los cuatro cultivos básicos soja, maíz, trigo y girasol (Magrin *et al*, 2006).

A pesar de que el uso de fertilizantes en la Argentina se cuadruplicó entre 1990 y 2000, las dosis utilizadas continúan siendo bajas y principalmente asociadas a los cultivos de maíz y trigo, que representan solamente el 23% del área cultivada (Conde Prat y De Simone, 2004). No obstante, algunas evaluaciones sugieren un lento enriquecimiento en N del acuífero Pampeano (Lavado y Rimski-Korsakov, 2000; Herrero *et al*, 2005). Por eso se considera necesario evaluar aspectos de momento y tecnologías de aplicación de fertilizantes para minimizar sus pérdidas. Las mejores prácticas de manejo de fertilizantes (fuentes, dosis, momento y ubicación apropiados, calibración del equipo aplicador, planeamiento y evaluación del sistema de manejo de nutrientes-labranza-cultivo, uso apropiado de los inhibidores de conversión de N y fuentes de eficiencia mejorada) y las prácticas relacionadas que tienden a incrementar la recuperación del N aplicado (prácticas de sitio-específicas de conservación de suelos y aguas) incrementan los rendimientos y reducen los riesgos de emisiones de gases con efecto invernadero y de contaminación de acuíferos por drenaje y escurrimiento. Todas ellas pueden interactuar con otras prácticas de manejo, y también servir como línea secundaria de defensa en limitar la pérdida general de nutrientes al medioambiente (Snyder *et al*, 2008).

2.3.3.1 Clasificación de los fertilizantes

Según su origen, los fertilizantes pueden clasificarse como orgánicos o minerales. Los primeros pueden proveer de restos vegetales y/o animales que han sufrido un proceso natural de degradación (compostado) y su composición puede ser muy variable. Los

segundos se obtienen de procesos industriales, con una composición controlada de cada componente.

En el grupo de los orgánicos encontramos a los residuos excretados por el ganado (bovino, caprino, ovino, porcino, equino) y animales de granja (conejos, aves); se denominan genéricamente estiércoles. Su composición varía según los orígenes y, dentro de un mismo tipo de ganado, según su alimentación. Las enmiendas obtenidas mediante una transformación orgánica de materiales de diverso origen (animal y vegetal) se denominan compost, cuando estos materiales no están completamente compostados, y se lo utilizan como material fertilizante, son la principal causa de contaminación por N y P. Esto ha ocurrido en todos los países desarrollados (Tsadilas y Samaras, 1998).

Teniendo en cuenta la heterogeneidad de los materiales de origen y las condiciones de maduración, el compost debe usarse con precaución ante la presencia de contaminantes (metales pesados en el caso de residuos urbanos). Cuando estos materiales no están compostados, y se lo utilizan como material fertilizante, son la principal causa de contaminación por N y P. Esto ha ocurrido en todos los países del N de Europa.

En todos los casos se requerirá un análisis químico previo a su utilización. El N está presente en este tipo de materiales en diversas formas: N-mineral, N-orgánico fácilmente degradable y N-orgánico residual o de efecto lento. En general, se acepta que la principal función del agregado de estiércoles y compost es estructural, promoviendo la agregación de partículas y estabilidad de agregados, pero el efecto nutritivo es menor y a muy largo plazo. En la actividad agrícola intensiva de la región de la pampa ondulada este tipo de fertilizantes prácticamente no se utiliza.

Los fertilizantes **sintéticos de origen mineral**, como su nombre lo indica, se obtienen por síntesis industrial totalmente controlada y por ello son de composición química (riqueza, trazas de contaminantes, etc.) y características físicas (solubilidad, pH, higroscopicidad, corrosividad, etc.) definidas. Estas características determinarán qué tipo de manejo es el más adecuado para cada uno.

Según el nutriente predominante, pueden ser nitrogenados, fosforados o azufrados; en composición simple, es decir que aportan un solo tipo de nutrientes o compuestos, cuando aportan más de uno.

Dentro de los fertilizantes **nitrogenados**, las formas más difundidas son las sales de nitrato, sales de amonio, urea y sus combinaciones (UAN). Las primeras pueden ser absorbidas directamente por las plantas y/o perderse por lavado. La urea primero debe ser hidrolizada por acción de la enzima ureasa que se encuentra en el suelo y restos vegetales y el amonio producido pasar por el proceso de nitrificación para que las plantas puedan absorberlo o puede perderse por volatilización.

Los fertilizantes **fosfatados** más utilizados son los ortofosfatos y, de ellos, los cálcicos y amónicos. El fósforo se suministra a los suelos como sales de los ácidos fosfóricos de diverso grado de deshidratación: ácido ortofosfórico, ácido metafosfórico, ácido pirofosfórico, ácido tripolifosfórico.

En el Anexo VI se da un listado de los principales fertilizantes utilizados en la República Argentina, nitrogenados, fosfatados y combinaciones con sus características.

3 –VALORACION DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN

El gran desafío para el sector agropecuario en la actualidad es incrementar la productividad y la competitividad permanentemente y hacerlo de una manera sustentable. Es fundamental para ello contar con información apropiada y actualizada que permita mejorar la planificación y el proceso general de toma de decisiones (Crossland *et al*, 1995; Fixen, 2005). En este sentido, las evaluaciones de riesgo han sido y serán las herramientas claves para la definición de los procesos productivos económicamente rentables y ecológicamente sustentables.

El término “riesgo” está estrechamente asociado al de “vulnerabilidad” y suele confundírseles. Para definir una situación de riesgo primero se debe determinar el grado de vulnerabilidad en función de las características propias del sitio, y luego se deberán evaluar aquellos factores que determinan la mayor o menor carga de nutrientes contaminantes. El riesgo así definido también se lo conoce como “vulnerabilidad específica” (Auge, 2003). Es decir, el riesgo implica la vulnerabilidad intrínseca, dada por los factores del medio (acuífero, río, laguna, suelo, etc.) y la carga de contaminantes presente (nutriente, plaguicida, etc.).

La contaminación por nutrientes desde la actividad agrícola es de tipo difusa, su medición directa, por lo tanto, es muy engorrosa y casi siempre costosa. Se emplean entonces diversos métodos para valorar el impacto de las fugas de nutrientes desde los sistemas de producción agrícola de una región hacia las fuentes de agua superficial o subterránea, entre los que se encuentran los índices o indicadores (Snyder *et al*, 1998; Page *et al*, 2005; Guo *et al*, 2004; Andersen y Kronvang, 2006; Delgado *et al*, 2006. Estos índices se establecen con el propósito de describir riesgos potenciales y deben ser usados con prudencia en la interpretación de evaluaciones comparativas, asumiendo que la liberación de sustancias “perjudiciales” al ambiente debe ser siempre reducida a un mínimo (Trevisan *et al*, 2000; Viglizzo *et al*, 2001; Sharpley *et al*, 2003; Priorr *et al*, 2004; Schröder *et al*, 2004; Delgado *et al*, 2006; Sacco *et al*, 2007).

En este capítulo se detalla el procedimiento de cálculo del riesgo a la contaminación por nutrientes provenientes de las prácticas agrícolas características de región Pampeana, por medio de índices desarrollados a tal efecto y que contemplan parámetros de la vulnerabilidad de los acuíferos y/o fuentes de agua superficial y parámetros de carga contaminante de nutrientes (N y P).

3.1- CONTAMINACIÓN POR NITRÓGENO

La principal pérdida de N desde la producción agrícola, se produce bajo la forma de nitratos, el cual es arrastrado por acción del agua en profundidad y también en superficie. El riesgo de contaminación por N debe considerar a la vulnerabilidad del acuífero subterráneo (V_a) y los factores que determinan la carga de este nutriente (C_N) (Figura 5).

Para la determinación de la vulnerabilidad de los acuíferos subterráneos a la contaminación se utilizó la metodología DRASTIC (Aller *et al*, 1987). En la pampa ondulada se consideraron dos tipos de materiales de acuíferos, cinco profundidades de napa, tres niveles de recarga y cinco tipos de suelo, la topografía general y una única conductividad hidráulica (Reynoso *et al*, 2006). A cada uno de estos parámetros se le

asignó un peso relativo con respecto a las otros (de 1 a 10) y una escala según el impacto (de 5 a 1), según sea más o menos importante su contribución a la contaminación potencial). El índice de vulnerabilidad (V_a) es igual a la sumatoria de los productos del peso relativo por el valor dado a cada alternativa de cada parámetro.

$$V_a (ID) = D(p^*i) + R(p^*i) + A(p^*i) + S(p^*i) + T(p^*i) + I(p^*i) + C(p^*i)$$

Donde: D: profundidad de la freática; R: recarga; A: características del acuífero; S: textura del suelo; T: pendiente del terreno; I: características de la zona vadosa; C: conductividad hidráulica.

Mediante un sistema de información geográfica (GIS), se integraron siete capas de información topográfica, hidrogeológica, de clima y suelo y se obtuvo en mapa de Vulnerabilidad para la región de la pampa ondulada, en norte de la provincia de Bs. As. En los Anexos VIII y IX se muestran los mapas correspondientes a una situación de régimen pluviométrico histórico para la región de 970 mm anuales y a una con régimen 50% más lluvioso que el promedio general histórico, respectivamente.

La carga contaminante de N (C_N) se valoró considerando factores de clima, suelo, topografía y manejo que intervienen en la movilización y factores de aporte propiamente dicho del nutriente (Ver Anexo X).

El procedimiento para el cálculo es igual al descrito para el índice de vulnerabilidad de acuíferos. Se le asignó a cada factor un peso relativo y un valor a cada uno de las dos o más alternativas, de acuerdo al impacto que generan sobre la carga. El índice de carga contaminante (C_N) es igual a la sumatoria de los productos del peso relativo por el valor dado a cada alternativa de cada factor:

$$C_N = PP(p^*i) + Pt(p^*i) + Ts(p^*i) + As(p+i) + Ri(p^*i) + Fb(p+i) + La(p+i) + Ro(p^*i) + MO(p^*i) + FN(p^*i)$$

Donde: PP: precipitación media anual; Pt: pendiente del terreno; Ts: textura del suelo; As: distancia al agua superficial; Ri: riego; Fb: franja de protección del agua superficial; La: tipo de labranza; Ro: tipo de rotaciones; MO: materia orgánica; FN: fertilización nitrogenada (tipo y momento de aplicación)

3.1.1 Índice de Riesgo ($IRCO_N$)

Estos dos índices calculados, V_a y C_N , se combinaron en forma lineal para obtener el índice de vulnerabilidad específica al N o índice de riesgo de contaminación por N ($IRCO_N$) (Auge, 2003; Thirumalaivasan *et al*, 2003).

De acuerdo a los valores otorgados a cada parámetro en la Región de la pampa ondulada, este índice toma valores entre 118 y 288. La escala de riesgo así obtenida es la siguiente:

Riesgo bajo	118 – 176
Riesgo medio	177 – 235
Riesgo alto	236 – 288

3.2 - CONTAMINACIÓN POR FÓSFORO

El P es el elemento que, con mayor frecuencia interviene en el desarrollo de la vegetación acuática. Cuando el P entra en los ambientes de aguas superficiales, puede producir alteraciones en el crecimiento de algas y malezas acuáticas que causan desequilibrios a nivel de nutrientes y oxígeno disponible para los demás integrantes de la biota, acelerando el proceso de contaminación.

Las pérdidas se dan mayormente por lavado en escurrimiento superficial o por erosión de partículas de suelo con fósforo adsorbido (Chagas *et al*, 1999; Castiglioni, 2006). En estas partículas de menor tamaño es donde se han encontrado las mayores proporciones de P (Cachiarelli *et al*, 2008). Así, las cuencas que tienen la misma proporción de agricultura e igual carga contaminante, pueden tener pérdidas diferentes de P y estar más relacionadas con los factores de transporte (erosión, escurrimiento superficial, distancia a los cursos de agua) que con las cantidades de P aplicadas (Kronvang *et al*, 2005; Wolfe *et al*, 2005).

Debido a que el P se mueve muy poco, las pérdidas por lixiviación hacia aguas subterráneas generalmente se consideran insignificantes (Fixen, 2003). Debido a esto, aquí se consideró sólo la vulnerabilidad de las fuentes de aguas superficiales que son las más propensas a ser alcanzadas por este nutriente (Beegle, 1999), sumado a las fuentes de P (material originario, fertilización residuos orgánicos).

La vulnerabilidad de las fuentes de agua superficiales debe considerar tres factores que intervienen en el transporte de la carga contaminante de fósforo: el riesgo de erosión (EP), el escurrimiento superficial (ES) y la distancia al agua superficial (AS) más próxima al lote analizado (Mc Dowell *et al*, 2001; Weld *et al*, 2001; Wolfe *et al*, 2005).

La erosión de suelo se calculó aplicando la ecuación universal de pérdida de suelos USLE. Mediante el uso de herramientas de GIS, los factores de erosividad de la lluvia (**R**), erodibilidad del suelo (**K**) y pendiente, porcentaje * longitud (**LS**), se mapearon, obteniendo el mapa de Erosión Potencial (EP) (Alex *et al*, 2000; Cléricsi y García Préchac, 2001; Irurtia y Cruzate, 2007; Orué *et al*, 2007) (Ver Anexo XI).

El escurrimiento se calculó por el método de la Curva Número (SCS, 1964), a partir de los datos de precipitación y evapotranspiración. El coeficiente de escurrimiento fue calculado para un uso y manejo de suelo promedio en la zona, con condición de humedad II y según los grupos hidrológico predominantes en la zona.

La carga contaminante de fósforo se valoró teniendo en cuenta factores de aporte: el P disponible o extractable del suelo y la fertilización fosforada (dosis y metodología de aplicación). Y también considerando factores de manejo como son labranzas, las rotaciones, el riego y el manejo de las franjas protectoras, en los casos en que la cercanía al agua superficial fuera menor a los 300 m. Las labranzas y las rotaciones influyen en el tipo de residuos dejados en superficie y el riego es un factor de movilización de partículas hacia las aguas superficiales. Las franjas de protección constituyen verdaderas barreras para los sedimentos que contiene fósforo dependiendo del ancho y del tipo de cobertura. El pastoreo sobre estas franjas, aledañas a los cursos de agua, son una fuente importante de residuos orgánicos (heces y orina) que aportan cantidades de N y P, sobre todo si la carga animal es elevada y los períodos de pastoreo son prolongados y por lo tanto también fue incorporado este factor.

3.2.1. Índice de Riesgo (IRCO_P)

El índice de vulnerabilidad específica al fósforo o índice de riesgo de contaminación por fósforo (IRCO_P) se obtiene como la sumatoria del peso relativo de cada factor por el valor dado a cada alternativa del factor (Ver Anexo XII), según la siguiente fórmula.

$$\text{IRCO}_P = \text{EP}(\text{p}^*i) + \text{ES}(\text{p}^*i) + \text{AS}(\text{p}^*i) + \text{LR}(\text{p}^*i) + \text{Ri}(\text{p}^*i) + \text{Fb}(\text{p}^*i) + \text{Pe}(\text{p}^*i) + \text{FP}(\text{p}^*i) + \text{FO}(\text{p}^*i)$$

Donde: EP: erosión potencial; ES: escurrimiento superficial; AS: distancia al agua superficial; LR: tipo de labranza por tipo de rotaciones; Ri: riego; Fb: franja de protección del agua superficial; Pe: fósforo disponible; FP: fertilización fosfatada (cantidad y tipo de incorporación)

Según las condiciones de la pampa ondulada el índice tiene valores entre 20 y 83. La escala de riesgo obtenida es la siguiente:

Riesgo Bajo	20 - 40
Riesgo Medio	41 – 61
Riesgo Alto	62 - 83

Una vez calculados los índices de riesgo de contaminación por N y P de un determinado lote o establecimiento, se podrán seleccionar la prácticas de manejo que convengan para minimizar estos índices cuando hubieran resultado de moderados a altos, ya que estos valores estarían indicando un potencial peligro de contaminación de los acuíferos bajo las condiciones que han sido analizadas.

Dado que el riesgo sólo puede ser minimizado a partir de la modificación los factores de manejo, en el siguiente capítulo se detallan una serie de buenas prácticas a ser aplicadas con este objetivo.

4. BUENAS PRÁCTICAS

4.1. DEFINICIÓN

Según la FAO (2004) las Buenas Prácticas Agrícolas (BPAs) consisten en la aplicación del conocimiento disponible para la utilización sostenible de los recursos naturales básicos para la producción de productos agrícolas alimentarios y no alimentarios inocuos y saludables, procurando la viabilidad económica y la estabilidad social. En otras palabras, seguir BPA's significa producir de la mejor manera posible, aplicando los conocimientos y la tecnología desarrollada para tal fin, sin causar deterioro en el medio ambiente que redunde en costos ecológicos y económicos altos para la sociedad.

La vulnerabilidad, que depende de factores naturales (clima, suelo, paisaje), es poco modificable, pero la carga contaminante determinada en gran parte por factores de manejo, siempre puede ser controlada para disminuir los riesgos (Foster *et al*, 1987). Como ya se señaló, el riesgo involucra a la vulnerabilidad y a la carga contaminante. Puede existir un medio con alta vulnerabilidad y con riesgo de contaminación bajo, porque no hay carga contaminante sobre él. Por otro lado, puede existir un medio con baja vulnerabilidad y sin embargo, presentar riesgo moderado a alto de contaminación, porque la carga de contaminantes es muy elevada.

En el presente capítulo se presentan las Buenas Prácticas recomendadas, orientadas al manejo de los nutrientes N y P en sistemas agrícolas intensificados, cuyo objetivo principal es que los nutrientes no se pierdan del sistema productivo y sean eficientemente aprovechados por los cultivos. Una vez que ha sido determinado el Índice de riesgo de contaminación de un lote o establecimiento (Ver metodología en el capítulo 3), si éste resultó medio o alto, se deberán tener cuenta los factores de manejo que más contribuyen a ese valor y modificarlos para minimizar el riesgo.

4.2- PRÁCTICAS DE LABRANZAS Y ROTACIONES:

4.2.1. Labranza reducida, mínima y cero o siembra directa

Descripción: es toda aquella labor de mínima alteración o disturbio en el suelo. Las labranzas conservacionistas son, reducida, mínima y cero o siembra directa (SD). La protección que los agregados ejercen sobre la MO provoca una inmovilización del nitrógeno que puede mantenerse por mucho tiempo. También protege a los agregados y de esta manera, también se minimizan las pérdidas de fósforo particulado (Sanzano et al, 2008). La presencia de rastrojo puede reducir la disponibilidad de nitrógeno al inmovilizarlo, para el próximo cultivo y, además, puede bajar la efectividad del control de algunas malezas, creando un ambiente favorable para la perduración de algunas plagas. En general, provoca menor calentamiento del suelo y, por lo tanto, puede provocar algunos problemas en la implantación y desarrollo inicial de algunos cultivos. El nivel de equilibrio de la MO esta determinado por las propiedades físicas, químicas y biológicas que controlan la actividad de los microorganismos del suelo (Salinas-García *et al* 1997; Díaz-Zorita, 1999). En el largo plazo, bajo SD hay más N orgánico que bajo LC y aunque a menor tasa, ocurre mayor mineralización debido a un mayor pool de N orgánico (Rice *et al*, 1986; Videla *et al*, 2005). En SD resultaría en una mayor conservación de la MO superficial, pero la actividad biológica no sería suficiente para incorporarla más allá de unos pocos milímetros de profundidad.

Objetivo: Dejar, al menos, 30% del suelo cubierto por rastrojo para protegerlo de la erosión, reducir las pérdidas de humedad por evaporación y las pérdidas de agua, suelo y nutrientes por escurrimiento superficial. Protección de la MO y, por ende, de los nutrientes como el nitrógeno. Los residuos en superficie incrementan la infiltración del agua en el suelo y reducen las pérdidas de nutrientes por erosión y escurrimiento superficial.

Aplicación: Siempre que se necesite proteger al suelo contra la erosión y la excesiva desecación. En todos aquellos suelos con baja estabilidad de agregados, pobres en materia orgánica y/o con pendiente pronunciada.

4.2.2. Rotación de cultivos

Descripción: La alternancia de cultivos con diferencias en su balance de nutrientes y en el aporte de rastrojos, modifica indefectiblemente el funcionamiento del sistema de producción en el mediano y largo plazo (Forjan, 2003; Galantini *et al* 2006; Huggins *et al*, 2007). Existe un antagonismo entre los efectos de corto plazo de un residuo del cultivo antecesor inmediato y los de largo plazo en la secuencia en el tiempo. La calidad, la cantidad y la forma física contribuyen a la descomposición del material vegetal en el corto plazo (Creus *et al*, 1999; Studdert *et al*, 2000). Hay que considerar en la rotación el tipo de cultivo (leguminosa, gramínea u otra) y el ciclo de los mismos (estival, invernal).

Objetivos: Disminuir las pérdidas de nutrientes por lavado y por erosión superficial. Esta reducción depende de las condiciones climáticas. El sentido, la magnitud y el resultado final de las relaciones de mineralización-inmovilización de N son determinadas por las condiciones ambientales, definidas por las decisiones de manejo, la calidad de residuos devueltos al suelo y la duración de los períodos de barbecho (Studdert y Echevarría 2002; Studdert *et al*, 2000, Berardo, 1994)

Aplicación: Esta tecnología es fundamental para asegurar la viabilidad de los sistemas agrícolas de la región Pampeana por lo que debe ser considerada siempre en los sistemas agrícolas intensificados que deseen mantener la productividad en el mediano y largo plazo.

4.2.3. Cultivos de cobertura

Descripción: se implantan antes de la cosecha de un cultivo de verano (con siembras aéreas) o inmediatamente después de la cosecha, procurando la producción de abundante biomasa antes de la siembra del cultivo siguiente (Pound, 1997). No son destinados a pastoreo o cosecha de granos sino al aprovechamiento de sus residuos que quedan en superficie, protegiendo el suelo y aportan fracciones lábiles de MO, interviniendo en el ciclado de varios nutrientes (Cordone y Hansen, 1986 a y b) y en el mantenimiento de la estructura interna del perfil (Sasal y Andriulo, 2005). Un cultivo de cobertura o intermediario debe ser manejado de tal forma que se establezca rápidamente, tenga el ciclo adecuado, deje residuos que no inhiban el crecimiento y no comprometan la disponibilidad de agua para el próximo cultivo (Restovich *et al*, 2007).

Objetivos: Atenuar la velocidad de degradación del suelo. En el largo plazo, se obtiene un buen balance de nutrientes, manteniendo o aumentando la cantidad de MO del suelo y disminuyendo las pérdidas de nutrientes por lavado incrementando el aporte de material orgánico al suelo (secuestro de C), mejorando la estructuración por tener raíces vivas, con alta actividad biológica, la mayor parte del año y evitando la erosión por mejor cobertura del suelo y constituyendo un factor positivo en el control de malezas (Scianca *et al*, 2008 a y b). Los cultivos de cobertura constituyen una herramienta agronómica para reducir la pérdida de N inorgánico por lixiviación, particularmente bajo SD. Para que exista la posibilidad de aumentar o mantener la reserva de MO en el mediano plazo, deben usarse cultivos que favorezcan el aporte de C en combinación con SD.

Aplicación: En los últimos años se ha comenzado a difundir esta práctica en una amplia región, abarcando ambientes húmedos, subhúmedos y semiáridos. Es necesario ajustar la tecnología de manejo, de gramíneas y leguminosas, a distintas condiciones de sitio e incorporarlos a los planteos de agricultura y/o ganadería de precisión por su contribución a la mejora en la eficiencia de uso del agua y de nutrientes, al control de los procesos de degradación y a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Quiroga *et al*, 2009). Varias gramíneas de invierno tales como centeno, avena, cebada, triticale y raigrás anual son utilizadas como cultivo de cobertura, logrando un importante aporte de C entre cultivos consecutivos de soja (Álvarez y Scianca, 2006).

4.2.4. Zonas buffer o protectoras

Descripción: esta práctica consiste en dejar franjas de terreno sin cultivar en las cercanías de agua superficiales (ríos, arroyos, lagunas, lagos, etc.) cuyo ancho dependerá de las características del sitio (entre 10 y 150 m). En estas franjas se deberá mantener la vegetación natural (árboles y/o pastizales), sin cultivar y sin fertilizar o bien sembrar pasturas perennes, y mantenerlas con pastoreos muy controlados o sin pastorear ya que el pastoreo excesivo anularía la función protectora de la franja (Mayer *et al*, 2005).

Objetivo: Estas franjas funcionan como trampas de sedimentos en el caso de escurrimiento y erosión hídrica importantes, reteniendo gran cantidad del fósforo que se pierde por estas vías. También se produce desnitrificación que evita que una cantidad importante de nitratos lleguen a los cursos de agua (Goffman y Crawford, 2003).

Aplicación: En la cercanía a una fuente superficial de agua (río, arroyo, laguna) esta práctica es muy aconsejada ya que estas zonas, por lo general, son de alta vulnerabilidad debido a los tipos de suelo, la pendiente más pronunciada y/o la posibilidad de anegamientos ante situaciones de mayor caudales por parte de la fuente de agua en períodos más húmedos.

4.3. PRÁCTICAS DE FERTILIZACIÓN

4.3.1. Plan de Fertilización

Descripción: lograr un óptimo uso de los nutrientes por parte de los cultivos requiere seleccionar la fuente, la dosis, el momento y la tecnología de aplicación más adecuada, es decir se debe definir *cuánto, qué, cuándo y cómo* (Neetson, 1990; Brown *et al*, 1991; Bottcher *et al*, 1992; Randall y Schmitt, 1993; Waskom, 1994 a y b; Hendrickson, 2002; Bruuslema *et al* 2008).

Objetivo: optimizar el aprovechamiento de los nutrientes, reduciendo las pérdidas fuera del sistema suelo-agua-planta.

Aplicación: en todos los casos en que se necesite incorporar fertilizantes a los cultivos.

CUANTO FERTILIZANTE APLICAR:

- Diagnóstico de las necesidades: se basa en el conocimiento de las necesidades nutricionales del cultivo, que depende del rendimiento esperado, y de la oferta de nutrientes del suelo, obtenido a partir de un análisis y dependiente de las condiciones actuales e históricas, del clima y del manejo (Embleton y Jones, 1978; Doran y Smith, 1987;) (Ver Anexo I y II para detalles de la realización de un muestreo e interpretación del análisis de suelo). En el caso del P existen diferentes criterios para decidir la cantidad a aplicar (suficiencia; reposición y/o construcción) (Ver Anexo V y VI).

QUE TIPO DE FERTILIZANTE APLICAR:

- Selección del tipo de fertilizante: Según sean las necesidades del cultivo se deberán elegir fertilizantes **nitrogenados, fosfatados**, o ambos. Los fertilizantes a base de N pueden estar bajo las formas de *nitratos, amonios, urea* y sus combinaciones. La primera forma es rápidamente absorbida por la planta, pero también es la más móvil y de no ser absorbida es fácilmente lixiviable; la otras dos deben sufrir el proceso de nitrificación para que pueda ser absorbida por el vegetal, este proceso que ocurre en el suelo tarda algún tiempo y pueden ocurrir pérdidas por volatilización. Los fertilizantes a base de P se suministran a los suelos como sales de los ácidos fosfóricos de diverso grado de deshidratación: *ácido ortofosfórico, ácido metafosfórico, ácido pirofosfórico, ácido tripolifosfórico*, presentan una eficiencia de uso similar cuando son aplicadas a dosis equivalentes y métodos comparables de aplicación (García *et al*, 2009) (Ver Anexos IV)

EN QUE MOMENTO APLICAR:

- Momento de aplicación: Es ideal aplicar el fertilizante en el momento que el cultivo absorbe más por estar en su mayor necesidad fisiológica. Son preferidas las dosis espaciadas en el tiempo, a medida que el cultivo crece y lo puede absorber. En el caso de fertilizantes de liberación lenta se pueden aplicar antes de la siembra o en el inicio del cultivo.

- **antes de la siembra:** en general se aplican en cobertura total incorporados o no, según el tipo de fertilizante que se trate.
- **junto con la siembra:** se aplican en la misma línea de siembra o muy cercano a la semilla, incorporado. Son fertilizantes de tipo “arrancador” que el cultivo necesita para el crecimiento inicial.
- **en el cultivo ya establecido,** en un estado particular de crecimiento: (V6, macollaje, etc.) en general se aplican al costado del surco o en bandas incorporado semi incorporado o sin incorporar.

DE QUE FORMA APLICAR:

- Forma de aplicación:
 - **En cobertura total o al voleo:** mediante esta práctica el fertilizante se aplica en toda el área y puede ser incorporado mediante maquinaria (arado, rastra, vibrocultivador, escardillo) o dejado en la superficie del terreno, previo a la siembra.
 - **En bandas laterales:** al costado del surco de siembra o unos centímetros por debajo del mismo, en el momento de la siembra.
 - **En el surco:** junto con la semilla o por debajo del surco. Se recomienda para dosis bajas, en especial cuando se aplican los llamados “arrancadores”. En este caso puede producirse fototoxicidad en aplicaciones junto con la semilla o muy cerca de las plantas con urea o fosfato diamónico (Ciampitti *et al.*, 2006) por lo que hay que ser muy cuidadosos con la dosis.
 - **Entre líneas del cultivo:** sobre cultivos ya establecidos. En general, se encuentran equipos especiales para incorporar el fertilizante en forma de gas y aplicadores de productos granulados.
- Grado de incorporación al suelo:
 - **Sin incorporar al suelo:** Para el caso particular de los fertilizantes fosforados, su ubicación influye directamente sobre la cantidad de P transportado por escurrimiento; si se lo aplica sobre el suelo sin incorporar la concentración y pérdida de P en el agua de escurrimiento supera a la aplicación incorporada (Barisas *et al.*, 1978). Experiencias con aplicaciones de dosis elevadas de P en cobertura sin incorporar, con condiciones de suelo húmedo y con eventos de precipitación de alta intensidad, produjeron pérdidas de hasta el 41% del P agregado (Torbert *et al.*, 1999).
 - **Incorporado en forma superficial:** la incorporación del fertilizante de tipo amoniacal o ureico previene la volatilización y favorece su transformación a la forma química aprovechable por la planta. La incorporación de P con laboreo, o su ubicación en banda bajo la superficie, mejoran el contacto del P con el suelo y favorece su adsorción.
 - **Incorporado en profundidad:** dependiendo de las características y de las necesidades (composición química, presentación, etc.).
- Equipos aplicadores: deben ser cuidadosamente revisados y calibrados antes de ser utilizados, y aplicar mantenimiento durante y luego de su utilización.

4.3.2. Otras prácticas relacionadas a los fertilizantes:

Uso de inhibidores de la nitrificación y fertilizantes nitrogenados de liberación lenta, indicados en el caso de suelos arenosos (Andrade *et al*, 1998; Filippini *et al*, 1991). Los fertilizantes de liberación lenta más comunes incluyen la urea recubierta con azufre, inhibidores de la nitrificación u amonificación, los fertilizantes solubles recubiertos con polímeros y los materiales de fertilizantes biodegradables de baja solubilidad (Cahill (2006). En todos los casos, el objetivo es aumentar la eficiencia de uso de l nitrógeno por parte de la planta y evitar las pérdidas por lixiviación de nitratos (Echeverría, 2009).

Uso de agentes acomplejantes para fósforo, por ejemplo el uso de hierro. Su aplicación es poco práctica y muy costosa (Kronvang *et al*, 2005).

Uso de inhibidores de la ureasa para reducir las pérdidas por volatilización (Sainz Rozas *et al*, 1999).

4.3.3. Seguridad en el uso de productos agroquímicos

Productos autorizados: Se deben utilizar siempre fertilizantes registrados y verificados en cuanto a su eficacia, calidad y seguridad para la salud. Se recomienda consultar la guía de productos fitosanitarios aprobados actualizada.

Sustancias riesgosas: No usar como fertilizante productos que contengan sustancias riesgosas, tales como metales pesados, en la cadena alimenticia o como contaminante del suelo;

Almacenaje y conservación: almacenar los fertilizantes separados de otras sustancias y debidamente identificados; seguir los consejos del fabricante, con respecto a las condiciones para la buena conservación (humedad, temperatura, oscuridad, etc.) y respetar las fechas de vencimiento de los productos.

Limpieza de envases y equipos: Al igual que cualquier otro producto fitosanitario, es necesario lavar muy bien los envases vacíos de fertilizantes, antes de descartarlos, desechando el agua del lavado en un lugar seguro; siempre que sea posible se deberá contactar a empresas u organizaciones que se ocupan del reciclado de envases para su entrega. Similar cuidado se debe tener con la limpieza de los equipos aplicadores.

4.4. RIEGO

4.4.1. Programa de Riego

Descripción: Planificación del riego basada en la información previa del cultivo y del suelo del clima y del agua disponible para este fin.

Objetivo: Asegurar los rendimientos esperados, evitar las pérdidas de nutrientes y la salinización del suelo. Asegurar que el proceso sea económicamente aceptable y ambientalmente seguro.

Aplicación: un programa de riego es necesario siempre que se haya tomado la decisión de regar.

- Diagnóstico de las necesidades de regar: se basa en el conocimiento de las necesidades del cultivo, que depende del rendimiento esperado, y datos climáticos (precipitación, evapotranspiración) y de suelo (contenido de humedad, capacidad de campo, punto de marchitez permanente) (Ferguson, et al, 1991; Soltanpur *et al*, 1999). El cálculo de la lámina de agua a aplicar es de fundamental importancia para evitar la pérdida de agua y nutrientes fuera del sistema de raíces, lo que implica riesgos de contaminación y pérdidas económicas.
- Análisis del tipo de agua: Antes de comenzar a regar se deben contar con los datos de calidad del agua disponible para este fin. De esta forma, se evitarán problemas de salinización y/o contaminación por mala calidad del agua utilizada. Este último dato es fundamental ya que en algunas regiones el agua, en sí misma, puede ser contaminante, aun sin haber agregado fertilizante alguno. Es necesario realizar un correcto muestreo de agua y el envío de las muestras a laboratorios de confianza, así como la correcta interpretación de los análisis.(Ver Anexo III)
- Equipos de riego: Es necesaria una elevada eficiencia y uniformidad de aplicación, para lo cual se debe contar con equipamiento totalmente controlado y bien regulado. Para que los equipos funcionen correctamente, el agua debe tener la presión adecuada y el personal a cargo de los equipos debe ser idóneo.
- Momento de aplicación: Es recomendable el uso de sondas que monitoreen el estado de humedad y a qué profundidad ha llegado el agua aplicada para determinar el momento y la frecuencia de riegos (Bruckler *et al*, 1997).

4.5. MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LA BP

Dado que las BP's presentadas aquí, tienen como objetivo minimizar los riesgos de contaminación de aguas superficiales y subterráneas por N y P, cuando se han adoptado una o un conjunto de ellas, es necesario probar la efectividad de las mismas a través del monitoreo de la calidad de este recurso. Hay que tener en cuenta que algunos cambios son más o menos rápidos y fáciles de detectar en el corto plazo (descargas de P en aguas superficiales), mientras que otros son más lentos y sólo detectables en el largo plazo (contaminación de acuíferos profundos) y, en base a ello, se deberán planificar los programas de monitoreo.

Un programa de monitoreo de aguas superficiales y/o subterráneas para evaluar las características físicas, químicas y biológicas a través de un correcto análisis de laboratorio, debe contemplar muestreos de agua representativos y con la debida frecuencia, de modo tal que puedan captar los efectos de las BP's aplicadas (Thompson y Fryxell, 2004). Como la fuente principal de nutrientes contaminantes se origina o pasa por el suelo, se hace necesario complementar los análisis de agua con muestreos y análisis de suelo, en el lugar que se esté monitoreando la aplicación de las BP's.

Dado que la extensión tanto de aguas superficiales como subterráneas abarca a más de un predio o establecimiento, el monitoreo deberá comprometer la escala de microcuenca, cuenca o región y, por ello, es necesario que a esta etapa la lleven adelante, en forma conjunta, asesores y técnicos privados junto a profesionales del sector público.

Los resultados del monitoreo, en el mediano plazo, servirán para efectuar correcciones de las BP's, cuando los resultados indiquen contaminación por N o P. En el largo plazo, los datos de calidad de agua junto a los de prácticas de cultivo, climáticos y de suelo podrían aportar una base de datos sólida para el desarrollo de modelos que permitan la evaluación del impacto ambiental de diferentes BP's, sobre el territorio estudiado (Rousell *et al*, 2000; Kara et al, 2008)

5 - GLOSARIO

Abono: Cualquier sustancia de origen orgánico rica en minerales que puede ser usado para enriquecer el suelo de dichos elementos.

Absorción: Integración física de un líquido dentro de los espacios o poros de un sólido.

Ácido: Genéricamente se denominan así a las sustancias que liberan protones en un medio acuoso y bajan la reacción de pH.

Acuífero: Formación geológica o grupo de formaciones subterráneas que contienen agua. Puede estar a presión atmosférica, conteniendo a la napa freática, o confinado entre dos formaciones impermeables.

Adsorción: Atracción electroquímica de iones cargados negativa o positivamente con otras moléculas sólidas con carga opuesta.

Anión: Ión con carga negativa. Ej. Nitrato (NO_3^-); fosfato (PO_4^{3-}) o sulfato (SO_4^{2-})

Base: Genéricamente se denominan así a las sustancias que liberan hidroxilos en un medio acuoso y suben la reacción de pH.

Buffer: todo sistema capaz de absorber las variaciones del medio permitiendo mantener los equilibrios (químicos, físicos, ambientales). Ver **Franja buffer**.

Canopeo: término comúnmente usado para referirse a la parte de la planta por sobre el nivel del suelo que absorbe y/o intercepta luz.

Catión: Ión con carga positiva. Ej.: amonio (NH_4^+); calcio (Ca^{2+}) o potasio (K^+).

CIC: Capacidad de intercambio catiónico. Cantidad total de cationes que pueden ser adsorbidos por un suelo.

Compost: producto del compostaje que transforma, mediante procesos físico-biológicos, a los residuos orgánicos (restos vegetales y animales) en materia orgánica descompuesta que puede ser aprovechada como abono.

Contaminación: Introducción de compuestos ajenos al medio que se trate (agua, suelo, aire) que causa perjuicios al equilibrio natural de dicho medio. Puede ser **difusa** cuando ocurre en áreas extensas, o **puntual** en pequeñas áreas.

Contaminantes: cualquier agente de origen animal, vegetal o sintético, que por su naturaleza extraña o excesiva, no puede degradado o neutralizado en el medio en que se introdujo, cambiando el estado natural del mismo, con implicancias en la salud humana, animal o vegetal.

Desnitrificación: Reducción química o biológica de nitrato a nitrito y luego a Nitrógeno molecular (N_2) u óxido nitroso (N_2O).

Difusión: proceso físico por el cual las partículas de una sustancia penetran dentro de otra, gracias a gradientes de concentración.

Drenaje: flujo vertical hacia abajo del agua en el suelo. Sinónimo de **Recarga**.

Enzimas: sustancias químicas, generalmente proteínas que intervienen en procesos biológicos fundamentales.

Erosión: proceso que implican remoción de material (suelo) desde un área hacia otra. Puede tener diversos orígenes, geológica, hídrica, eólica, glacial o por la actividad del hombre o de los animales.

Fertilizante inorgánico: sustancia de origen mineral sintética o natural que contiene uno o más elementos minerales indispensables para la vida vegetal.

Fertilizante orgánico: sustancia de origen animal o vegetal que contiene elementos minerales indispensables para la vida vegetal.

Fijación biológica: Proceso bioquímico mediante el cual bacterias especializadas que viven en simbiosis con la raíz o en vida libre cerca de ella transforman el Nitrógeno gaseoso de la atmósfera en compuestos nitrogenados que la planta puede aprovechar.

Franja buffer: Se le llama a aquellas franjas de bosques y/o pastizales naturales o restablecidos en las riberas de ríos y/o afluentes, que pueden reducir o filtrar los contaminantes de las aguas provenientes de los campos de cultivo adyacentes; reducen la erosión producida por las crecidas de los ríos; protegen los ambientes acuáticos; y mejoran e incrementan la biodiversidad.

Hormonas: sustancias orgánicas presentes en todo organismo vivo, que intervienen en procesos biológicos fundamentales.

Impacto ambiental: cualquier cambio neto, positivo o negativo, que se provoca en el medio ambiente por la acción directa o indirecta del hombre. Los cambios o alteraciones pueden afectar a la salud, a la capacidad productiva de los recursos naturales y a los procesos ecológicos esenciales.

Ión: partícula, que en solución, presenta carga positiva o negativa y por lo tanto tiene actividad electroquímica.

Lixiviación: Remoción de constituyentes solubles de los suelos u otros materiales por acción de flujos de agua provenientes de las precipitaciones o del riego.

Microorganismo aerobio: Organismo procariótico (bacteria) que requiere la presencia de oxígeno libre o disuelto para su metabolismo. Se encuentran comúnmente en suelo bien aireados y drenados.

Microorganismo anaerobio: Organismo procariótico (bacteria) que no requiere la presencia de oxígeno para su metabolismo. Se encuentran comúnmente en suelo bien mal drenados.

Muestreo: procedimiento que permite extraer pequeñas porciones representativas de un elemento de grandes dimensiones, sobre el que se requieren análisis detallados, por ejemplo el suelo o el agua.

Napa freática: Límite superior del acuífero libre o no confinado, en donde el agua se encuentra a presión atmosférica.

Nitrificación: Transformación bioquímica del amonio en nitrito y luego en nitrato, única forma del nitrógeno aprovechable por los vegetales.

Nutriente: molécula que puede ser absorbida por la planta para su crecimiento. Pueden clasificarse en micro y macronutrientes de acuerdo a la cantidad que las plantas requieran de ellos.

Pendiente: inclinación de la superficie del terreno con respecto a la horizontal.

pH: Logaritmo negativo de la concentración de protones. Es la medida de la acidez o basicidad de un medio, por ejemplo el suelo. Tiene una escala de 0 a 14: 7 es neutro, por debajo de 7 se considera reacción ácida y por arriba de 7 es básica.

Poder buffer: capacidad de una sustancia o suelo de intercambiar protones y aniones, manteniendo el nivel de acidez. Por extensión se dice de aquella sustancia que es capaz de amortiguar cambios bruscos, volviendo al estado original.

Protones: ión cargado positivamente resultante de la hidrólisis del agua.

Precipitación efectiva: cantidad de agua caída menos la que se pierde por escurrimiento.

Percolación: movimiento del agua, hacia abajo, a través del suelo. Se mide en mm seg^{-1} cm seg^{-1} o m día^{-1} .

Recarga: Cantidad de agua que por precolación llega al acuífero. Se calcula como precipitación efectiva menos evapotranspiración.

SISTD o Sistema de Información y Soporte para la Toma de Decisiones: herramientas que utilizando la información generada en el pasado, la situación actual, y las perspectivas futuras permiten procesar y analizar grandes volúmenes de información (simulación de sistemas, sensores remotos, sistemas de información geográfica y análisis estadísticos de grandes bases de datos, etc.) para la toma de decisiones en la producción y planificación agropecuaria.

Textura: característica que identifica a los suelos y a sus horizontes determinada por la proporción relativa de cada tipo de partículas constituyentes de los mismos.

Transporte masal: forma en que los elementos minerales y/o orgánicos son llevados desde un medio a otro, por ejemplo desde el suelo hacia el interior de la raíz.

Volatilización: Pérdida de componentes gaseosos por ejemplo el amoníaco.

Vulnerabilidad: característica propia de un determinado medio que lo hace factible de ser atacado por algún problema. Por ejemplo vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación por nitratos.

Zona riparia: ver Franja Buffer. Es la parte de la llanura de inundación que forma una única unidad ambiental con el río, donde los componentes físicos del ecosistema están estrechamente interrelacionados con los elementos bióticos.

Zona Vadosa: Zona que se ubica entre el suelo y la napa freática. Es una zona semisaturada de humedad y constituye la última barrera para los contaminantes que por lixiviación llegarán al acuífero.

ANEXOS

ANEXO I - GUÍA PRÁCTICA PARA EL CORRECTO MUESTREO DE SUELO

Programa de muestreo elaborado en base a las normativas del Instituto Argentino de Normalización (IRAM), Representante de la Argentina en la International Organization for Standardization (ISO), en la Comisión Panamericana de Normas Técnicas (COPANT) y en el Comité MERCOSUR de Normalización (CMN) (Adaptado por Andriulo y Sasal, 2003).

Muestreo de suelo

Objetivo: Se realiza para caracterizar un suelo de la forma más representativa posible.

Un programa de muestreo debe establecer la posición y la densidad de los puntos de muestreo, la época de muestreo, los procedimientos de muestreo, los tratamientos siguientes de las muestras y los requerimientos analíticos. Y es de suma importancia disponer de información previa al muestreo en base a cartas de suelo, mapas (se recomienda confirmar la exactitud de los mapas usados), publicaciones, fotografías aéreas e imágenes satelitales.

Puntos de Muestreo

Existen tres métodos básicos para la toma de muestras de suelo:

Muestras simples recolectadas en un solo punto: se utilizan cuando interesa la distribución de una sustancia en un área definida o la variación de la distribución con la profundidad.

Muestras compuestas incrementales: conformadas por pequeñas muestras puntuales tomadas en lugares próximos: para determinar la concentración promedio de una sustancia en un horizonte o capa del suelo.

Muestras compuestas incrementales: conformadas por pequeñas muestras puntuales tomadas en una extensión o área, por ejemplo un lote agrícola (en general se recomienda tomar al menos 25 submuestras para formar una muestra compuesta).

Si el paisaje es uniforme, una frecuencia del muestreo de **una cada 20 – 25 ha**. Si en un lote se presentan varias áreas diferentes a las que se pretende manejar de igual forma, la muestra representativa del lote estará compuesta por muestras de todas las áreas. Además, si dentro de un lote existen áreas poco representativas (por ejemplo pequeñas depresiones) éstas deben descartarse del muestreo.

Profundidad de muestreo

El criterio más utilizado es el de “horizonte laboreado” y se fija la profundidad al **espesor 0-15 ó 0-20 cm**, aunque con la siembra directa este criterio ha perdido vigencia.

Al muestrear un perfil, se debe tener cuidado de tomar muestras en cada horizonte o capa de interés y evitar la mezcla de los distintos horizontes o capas.

Tipos de muestras

Disturbadas: muestras obtenidas del terreno sin preservar la estructura del suelo. Se toman para identificar la distribución y la concentración de elementos o compuestos particulares dentro del área que debe examinarse. Pueden ser recolectadas fácilmente usando barrenos de mano u otros dispositivos de muestreo similares. Hay que tomar precauciones para asegurar que el barreno tome repetitivamente la misma cantidad de muestra.

No disturbadas son las obtenidas del terreno a través de un método dirigido a preservar la estructura del suelo. En estos casos se usa equipamiento especial de modo que no se altere la distribución de partículas de suelo y de poros respecto de aquella existente en el terreno

antes del muestreo. Se recolectan en un solo punto. En general, se realizan cuando se necesita información sobre características físicas (porosidad, contenido de humedad). Pueden tomarse empleando una herramienta tipo cilindro o una caja de Kubiena.

Cantidad de muestra

Para análisis químicos la muestra deberá ser como mínimo de **500 g** de suelo fino (tamaño inferior a 2 mm). Esto se aplica tanto para muestras individuales como compuestas, en el último caso luego de una homogeneización suficiente.

Las muestras obtenidas para servir como material de referencia o para ser almacenadas como representativas de cierto tipo de suelos deberían ser de mayor tamaño, generalmente mayores de **2000 g**.

Momento de muestreo

En algunas circunstancias puede ser necesario restringir la toma de muestras a períodos del año específicos. Por ejemplo, antes de la siembra del cultivo que se requiera fertilizar o repetidas veces a lo largo del tiempo si se desea monitorear una característica o sustancia que está probablemente afectada por factores estacionales o actividades humanas (clima, condiciones del suelo, fertilización, uso de plaguicidas).

Tratamiento posterior al muestreo

Es muy importante tomar las debidas precauciones en el manipuleo, envasado y transporte de las muestras para que las mismas lleguen a destino en las condiciones adecuadas para ser analizadas sin sufrir cambios (oxidaciones, modificación del pH, conductividad, contenido de dióxido de carbono, etc.) que pudieran afectar los resultados.

Personal y equipamiento

El personal que toma las muestras debe tener la suficiente experiencia en la tarea, y las herramientas deberán ser las apropiadas. También se requiere la coordinación con el personal de laboratorio responsable de la preparación y el análisis de la muestra. El almacenamiento, preservación, rotulado y transporte debe ser supervisadas por personal idóneo.

ANEXO II - INTERPRETACIÓN DE ANALISIS DE SUELO

En general, los laboratorios informan los resultados de los análisis de suelos sin mencionar la metodología utilizada para la obtención de los mismos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que cada método conduce a un rango de valores que es propio de sí mismo.

A) Determinación de Materia Orgánica (MO)

Hay distintos métodos para determinar el Carbono, puede ser por combustión húmeda o por combustión seca. En nuestro país se utiliza fundamentalmente el método Walkley-Black que oxida al Carbono orgánico con ácido crómico con calor del ácido Sulfúrico. En realidad no se oxida todo el Carbono, sino solo el 77%. Se determina el Carbono y los valores leídos en el análisis son de MO. Generalmente, se considera que el Carbono conforma el 58 % de la MO. Los resultados se expresan en g de Carbono por kg de suelo o en porcentaje.

B) Determinación de Fósforo (P)

Se determina el P disponible o extractable o asimilable para las plantas; éste varía con las estaciones, la temperatura, la humedad, y el extractante empleado. En nuestro país se utiliza fundamentalmente el método de Bray Kurtz N° 1 para suelos normales. En el caso de $\text{pH} > 7$, se usa el método de Olsen. Los resultados se expresan en ppm o en mg de P por kg de suelo.

C) Estimación de Nitrógeno (N)

Muchos laboratorios no determinan el Nitrógeno total del suelo; lo estiman a partir del contenido de MO y la relación C/N del suelo en cuestión. Y para pasar el contenido de N a stock de N se utiliza la densidad aparente del horizonte. El método más utilizado para la determinación de N total es el de Kjeldahl. La medición de N mineral puede realizarse con diferentes técnicas analíticas, entre ellas, la de Bremner y la de Harper para N-NO_3 . Los resultados se expresan en ppm o en mg de N-NO_3 por kg de suelo.

		Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Estación Experimental Pergamino <i>Laboratorio de Gestión ambiental de Suelos y Aguas</i>	
Nombre solicitante:	Escuela Agrotécnica		
Dirección:			
TE:	FAX:	Ubicación:	E-mail:
Establecimiento:	21/10/2008		
Fecha arribo:			Fecha emisión: 28/10/2008
Identificación	Lote 8 Ensayo	Clasificación	
Muestras N°	11502		
Prof cm	0-20 cm		
pH Agua (1:2,5)	5.5	Fuertemente ácido	
C g kg ⁻¹	17.1	Moderadamente provisto	
N g kg ⁻¹	1.56	Moderadamente provisto	
Pe mg kg ⁻¹	18.5	Moderadamente provisto	
N-NO ₃ mgkg ⁻¹	4	Bajo	
S- SO ₄ mg kg ⁻¹	3		
Propiedad	Denominación	Método	
pH	pH actual	Potenciométrico, Suelo/Agua 1:2,5	
C	Carbono orgánico	Combustión húmeda	
N	Nitrógeno orgánico total	Kjeldahl	
Pe	P extractable	pH < 7 Bray y Kurtz N°1 pH > 7 Olsen	
N-NO ₃	N de nitratos	Acido fenoldisulfónico	
S- SO ₄	S de sulfatos		

Figura 4. Modelo de planilla de Informe de resultados de un análisis típico de suelo

ANEXO III - MUESTREO DE AGUA, ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN

Muestreo de agua

Objetivo: Detectar contaminantes y evaluar la calidad del agua subterránea o superficial para un determinado uso.

Lugar de muestreo

- Agua de fuente natural (manantial): la muestra se tomará directamente del chorro.
- Agua de grifo o pozo mediante bombeo: se dejará salir primero una cierta cantidad antes de tomar la muestra. Asegurarse que hayan transcurrido no menos de una 1 hora de bombeo ininterrumpido antes de extraer la muestra.
- Agua de río o arroyo: si sólo puede hacerse una toma, se hará en el centro de la corriente a una profundidad media, evitando remansos y zonas de agua estancada.

Condiciones del muestreo

Enjuagar el recipiente, tres veces como mínimo, con el agua a muestrear, llenar completamente la botella y tapar procurando que no quede cámara de aire. Los recipientes deberán ser preferentemente de plástico, aunque los de vidrio también son aceptables. Los envases deben ser cuidadosamente lavados antes de su utilización. Una vez recogida la muestra, el envase debe cerrarse con un tapón de plástico, evitándose siempre los de goma o corcho. El operario deberá usar guantes de goma.

Transporte y preservación

En el caso de que las muestras vayan a ser transportadas, lo mejor es dejar un espacio de alrededor del uno por ciento de la capacidad del envase para permitir la expansión térmica. Tras ser recolectadas las muestras el intervalo de tiempo hasta su envío al laboratorio

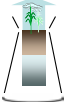
deberá ser lo más corto posible (no superior a 24 horas). Durante ese período la muestra se mantendrá refrigerada a 4°C y, de ser posible, en oscuridad.


Cantidad de muestras y puntos de muestreo

El agua necesaria dependerá de la cantidad de análisis que se le deban realizar, para la realización de un análisis físicoquímicos es suficiente un litro. En general, no deben usarse las mismas muestras para estudios químicos (orgánicos e inorgánicos) y bacteriológicos. Cuando se trate de investigar un vertido presuntamente contaminante, será necesaria la toma de al menos tres muestras, una anterior al punto del vertido, otra en dicho punto y una tercera posterior al mismo. La distancia entre los puntos de muestreo variará en función del tipo y extensión del vertido.

Envío al laboratorio

Los envases deben etiquetarse con un número de identificación, nombre de la persona que ha hecho la toma, la fecha, la hora y la localización exacta. A las muestras se adjuntará un informe que indique claramente los datos del remitente, el tipo de análisis a realizar, así como datos sobre el origen del agua, profundidad, tratamientos realizados, mapa de la zona, temperatura del agua y cualquier otra información que pueda resultar necesaria para establecer una correlación, como son las condiciones meteorológicas, el nivel del agua, la velocidad de la corriente, etc.





Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Estación Experimental Pergamino
Laboratorio de Gestión ambiental de Suelos y Aguas

Nombre solicitante: _____
 Dirección: _____
 TE: _____ FAX: _____ E-mail: _____
 Establecimiento: _____ Origen: pozos de monitoreo, profundidad 12 m
 Ubicación: **72784-12** 33° 50,86' 60° 40,20'
 5266742-3 33° 52,08' 60° 42,01'
 Fecha arribo: 16/02/2008 Fecha emisión: 20/02/2008

Muestra N°	Unidades	72784-12	5266742-3
pH		7.8	8.1
C.E.	dS/m	0.685	0.532
Calcio+Magnesio	mq/l	4.72	3.28
Calcio	mq/l	1.20	1.76
Magnesio	mq/l	4.24	2.24
Cloruros	mq/l	0.4	0.8
Carbonatos	mq/l	2.16	1.44
Bicarbonatos	mq/l	5.76	4.72
Sodio	mq/l	2.609	2.174
Potasio	mq/l	0.897	0.577
Nitratos	mg/l	5.0	5.0
Residuo Seco	mg/l	800	800
PT	mg/l	0.2	0.5
NT	mg/l	2.63	1.46
SO4	mg/l	16	9
N-NH4	mg/l	2.6	3

Figura 5. Modelo de planilla de Informe de resultados de un análisis típico de agua

ANEXO IV - CARACTERISTICAS DE LOS PRINCIPALES FERTILIZANTES AGRÍCOLAS UTILIZADOS EN ARGENTINA.

NITROGENADOS		
Tipo	%N	Característica
Amoníaco anhidro	82	De uso extendido a pesar de la dificultad de su manejo. Es un gas fácilmente licuable, muy soluble en agua, sofocante, incoloro y de olor típico irritante.
Amoníaco acuoso	20	Solución acuosa concentrada de amoníaco. Simplicidad de manejo
Sulfato amónico		Se comercializan en forma de cristales
Nitrato amónico	34	Es blanco y cristalino, muy soluble en agua e higroscópico. Se descompone entre 200 y 250 °C con suavidad, dando óxido nitroso y agua. Puede detonar, por choque o por calor.
Nitrato sódico	16	Es una mezcla de sales compuestas, con proporciones variables de nitrato potásico y de cloruros y sulfatos sódicos, cálcicos y magnésicos, junto con pequeñas cantidades de yodatos y boratos. Producto granulado, es muy soluble en agua e higroscópico.
Nitrato potásico	13	Poco higroscópico y se aglomera poco en el almacenamiento. En estado puro es estable y no explosivo, pero es un oxidante fuerte y acelera la combustión de la materia orgánica.
Nitrato cálcico	17	Tiene importante contenido en calcio, pero propiedades físicas desfavorables: es muy higroscópico, debe guardarse en recipientes protegidos contra la humedad y debe aplicarse inmediatamente después de abrir los envases.
Urea	45	Tiene moderada higroscopicidad y no es inflamable, ni explosivo. Se comercializa cristalizada o granulada.
UAN (50% urea, 25% amonio y 25% nitrato)	28 a 32	Fertilizante líquido. Puede aplicarse en cobertura completa mediante un equipo pulverizador, o en bandas incorporándolo al suelo
FOSFATADOS		
Tipo	% P ₂ O ₅	Características
Superfosfato normal	16 a 20	Fertilizante fosforado comercial clásico. Tiene baja riqueza en P ₂ O ₅ . Se distinguen tres fracciones de fósforo según su solubilidad: insoluble en agua, que se corresponde con el Ca(PO ₄ H ₂) ₂ ; insoluble en agua, pero soluble en solución acuosa de citrato amónico, que corresponde con el PO ₄ H Ca; e insoluble en solución acuosa de citrato amónico, que se corresponde con el (PO ₄) ₂ Ca ₃ no atacado.
Superfosfato triple	40 a 49	El P ₂ O ₅ , en su mayor parte está en forma asimilable por las plantas. Se puede obtener en polvo o granulado, en su mayor parte en forma soluble en agua, lo cual indica que el compuesto presente más importante es el fosfato monocálcico, pero también contiene fosfatos de hierro y aluminio que son insolubles en agua, pero solubles en citrato amónico y algo de fosfato dicálcico
Fosfatos amónicos	52 a 46	Aporta además 18 unidades de nitrógeno. También hay fertilizantes mezclas de fosfatos mono y diamónico. El fosfato monoamónico es poco higroscópico, pero ácido y corrosivo. El fosfato diamónico es más higroscópico, puede absorber agua durante los períodos muy húmedos y desprenderla en los períodos secos, produciéndose una aglutinación.
Fosfato dicálcico	41	El fosfato dicálcico suele comercializarse en forma de dihidrato y contiene. Es soluble en citrato amónico, pero puede deshidratarse y hacerse difícilmente soluble. La forma hidratada, es la adecuada como fertilizante.
Metafosfato cálcico.	72	Funde a 970-980°C y puede encontrarse en forma cristalina o vítrea, según el método de preparación. La forma cristalina es insoluble en agua y en citrato amónico, pero la forma vítrea se hidroliza poco a poco en el suelo a ortofosfato monocálcico.
Polifosfatos y metafosfato amónicos.		Los ácidos polifosfóricos y el metafosfórico pueden reaccionar con amoníaco para dar meta y polifosfatos amónicos. Son muy solubles en agua y facilitan la absorción de micronutrientes por las plantas, a causa del poder secuestrador del ácido polifosfórico.
Nitrofosfatos.	15	Son mezclas de fosfatos de calcio con nitratos de calcio y/o amonio. La mitad del nitrógeno está en forma nítrica y la otra mitad en forma amoniaca. El contenido en elementos nutrientes es menor que en el fosfato amónico y la mayor parte de su P ₂ O ₅ es insoluble en agua, aunque soluble en citrato amónico.

(Fuente: Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina - FAO. 2004)

ANEXO V - REQUERIMIENTOS DE N Y P PARA LOS PRINCIPALES CULTIVOS DE LA PAMPA ONDULADA

	Rendimiento	N	P
	q ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹	
Soja	15	150	25
	25	249	42
	35	349	59
Maíz	70	166	71
	90	214	91
	110	161	111
Trigo	30	94	34
	40	125	45
	50	157	57

(Fuente: INTA-FERTILIZAR. CERBAN)

ANEXO VI - UMBRALES CRÍTICOS DE P EXTRACTABLE (BRAY I) EN EL SUELO (0-20 CM) PARA LOS CULTIVOS DE SOJA, GIRASOL Y MAÍZ EN LA REGIÓN PAMPEANA.

CULTIVO	UMBRAL CRÍTICO (ppm)	REFERENCIA
Trigo	15-20	Echeverría y García, 1998; García et al., 2005; García, 2007
Soja	9-14	Echeverría y García, 1998; Melchiori et al., 2002; Gutiérrez Boem et al., 2002; Díaz Zorita et al., 2002; Fontanetto, 2004; García et al., 2005
Girasol	10-15	Díaz Zorita, 2004
Maíz	13-18	García et al., 1997; Ferrari et al., 2000; Mistrorigo et al., 2000; Berardo et al., 2001; García, 2002; García et al., 2005

(Extraído de Ciampitti et al 2006).

ANEXO VII - MÉTODOS PARA DETERMINAR LA CANTIDAD ÓPTIMA DE FERTILIZANTE A APLICAR.

Se han desarrollado diversos sistemas de recomendación basados en principios básicos que contemplan una gama general de situaciones. A continuación, se resumen algunos de ellos:

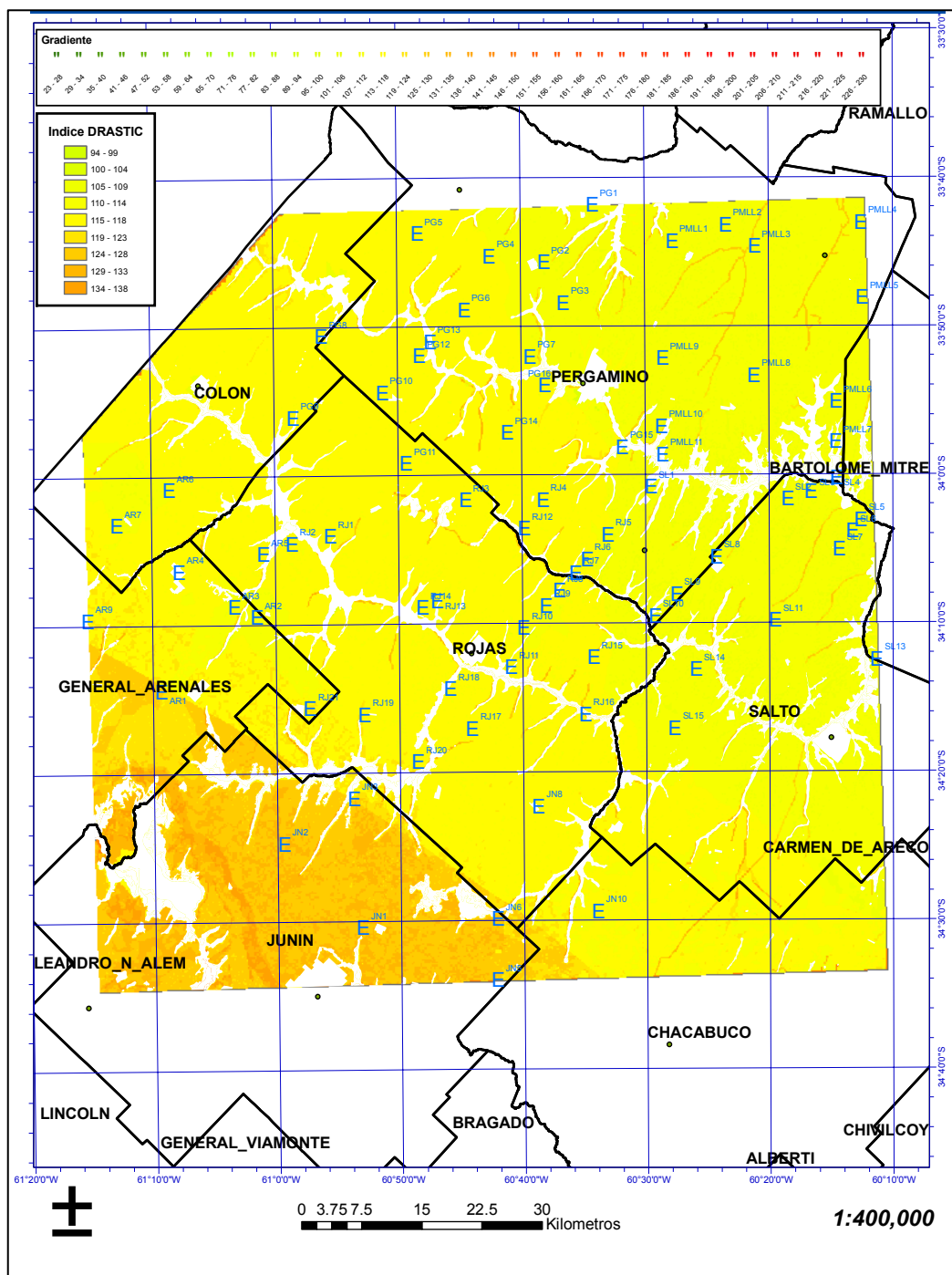
- 1) **Métodos basado en un modelo descriptivo de la evolución de la materia orgánica bajo distintas rotaciones agrícolas y sistemas de labranza en la Región Central de la Pampa Húmeda.** Fue desarrollado por el grupo de la Sección Suelos de la EEA INTA – Pergamino en el programa Estratega 2002. El mismo permite obtener un plan de fertilización para los cultivos de maíz, trigo, soja y girasol en la zona N de Bs. As., S de Sta. Fe, SE de Córdoba y SO de Entre Ríos. El coeficiente de mineralización aplicado a la MO, puede extenderse a sus componentes, N, P y S. Los valores medios de dicho coeficiente están afectados por el sistema de labranza, el cultivo antecesor, y la temperatura media anual. El programa puede ser utilizado en la región de estudio, pero no se puede extrapolar a regiones donde las temperaturas medias anuales y el régimen de precipitaciones varían significativamente (Bueno et al, 2002). El balance, la oferta de nutrientes y los requerimientos de los cultivos da como resultado la necesidad de fertilizar o no, calculando las dosis a usar. Se incluye una lista de fertilizantes y su composición centesimal de elementos esenciales (N, P y S). Este programa permite también hacer un análisis económico a través de la actualización de los precios de los distintos fertilizantes, para encontrar la combinación más conveniente.
- 2) **Modelo de balance que contempla los procesos que ocurren en el ciclo del nitrógeno.** Fue propuesto por Álvarez (1999) para determinar los requerimientos de este elemento en trigo y maíz para el SE de la región Pampeana. Este modelo incluye los procesos de absorción por parte del cultivo (depende del material genético, el rendimiento y las condiciones generales del cultivo); volatilización; denitrificación; lixiviación (depende de las características de los suelos, pero también del grado de desarrollo del sistema radical del cultivo); N disponible inicial (determinado por un análisis de suelo); N inmovilizado o liberado por descomposición y mineralización de la MO, considerado el más importante en la fórmula de balance, variando según la época del año, la temperatura, tipo y profundidad del suelo.
- 3) **Método del análisis de planta** es otra herramienta que ayuda a ajustar los requerimientos de nutrientes durante la etapa de crecimiento. Mientras que las deficiencias en nutrientes son muchas veces visibles los excesos de nutrientes sólo se pueden revelar a través de análisis de planta. Esta metodología permite monitorear y ajustar la fertilización a lo largo de la estación de cultivo. Se ha propuesto un sistema integrado de diagnóstico y recomendaciones (DRIS) basado en el análisis de planta y un principio de interrelaciones entre elementos para determinar en orden descendente aquellos que son más limitantes (Beaufils, 1973; Walworth and Summer, 1987; Summer, 2000).
- 4) **El manejo sitio-específico de los nutrientes propuesto por la agricultura de precisión** está intrínsecamente vinculada a la sustentabilidad. Lowenberg-DeBoer y Swinton (1997) definen el manejo sitio-específico como el "control y monitoreo electrónico aplicado a la recolección de datos, procesamiento de la información, y apoyo para la toma de decisiones, para la ubicación temporal y espacial de insumos en la producción de cultivos". Usando la información y el conocimiento sitio-específico,

la agricultura de precisión permite ajustar la dosis de fertilizantes, semillas y agroquímicos de acuerdo al tipo de suelos y a otras condiciones del cultivo (Snyder *et al.*, 1998; Mallarino, 2001;). Los potenciales beneficios ambientales de la agricultura de precisión se vienen discutiendo desde el primer día en que el sistema de posicionamiento global (GPS) se comenzó a usar en equipos agrícolas. Existe evidencia de que el manejo sitio-específico del N puede reducir la cantidad de fertilizante aplicada, y reducir la cantidad de N en áreas sensibles, al mismo tiempo que mantiene la rentabilidad constante (Tsadilas y Samaras, 1998; Carpentier *et al.*, 1998; Meyer-Aurich *et al.*, 2001). Los resultados de los ensayos a campo en Argentina proporcionan un buen ejemplo de cómo se puede usar la información sitio-específica y la dosis variable de fertilizante para mantener la rentabilidad y reducir la cantidad de N aplicada (Bongiovanni y Lowenberg-DeBoer, 2001 y 2004).

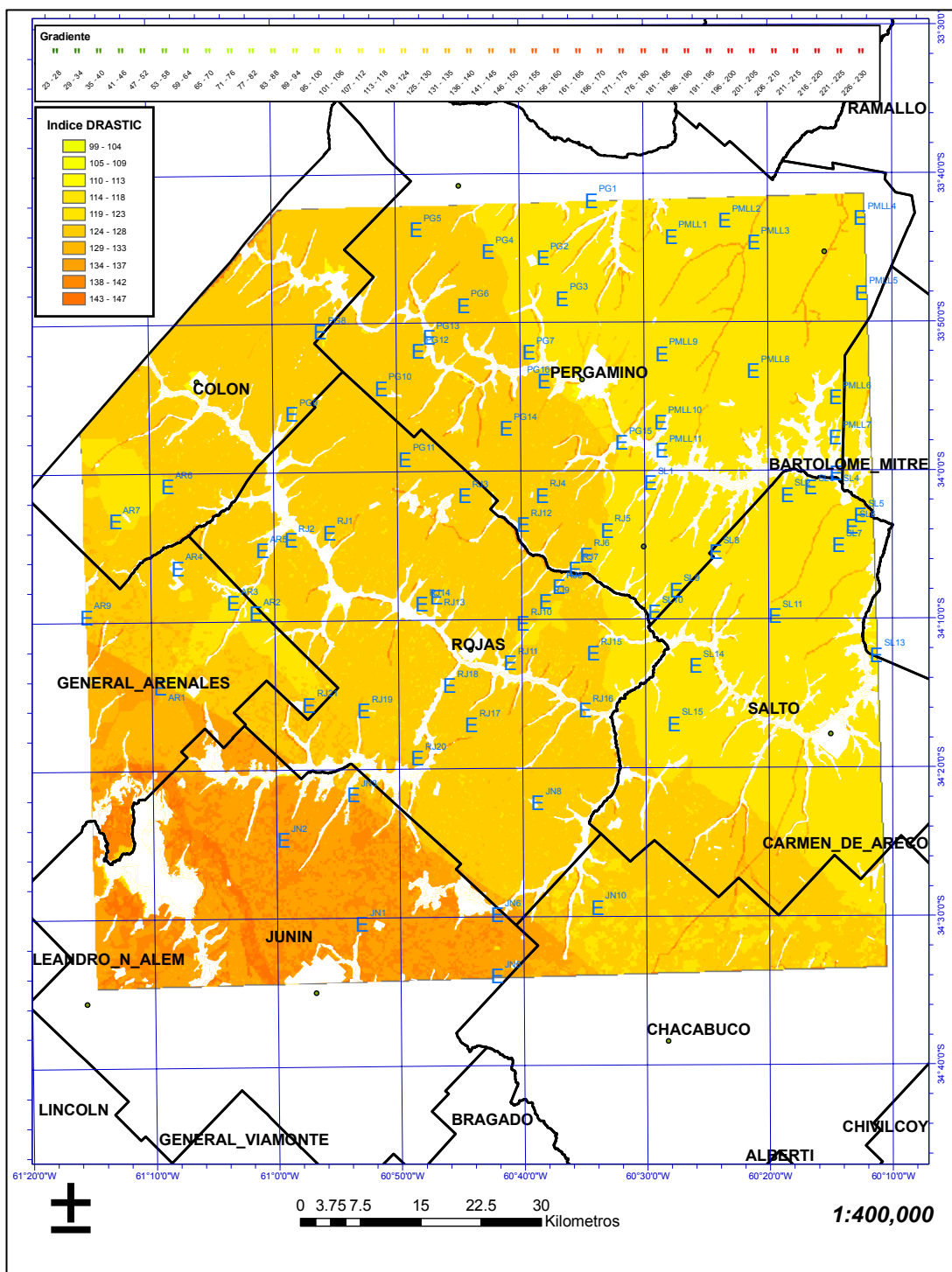
- 5) **Diagnósticos por ensayos de respuesta:** Para determinar umbrales de respuesta a la fertilización nitrogenada en gramíneas se puede evaluar la condición de nutrición nitrogenada alrededor del estado de sexta hoja expandida del cultivo (V6) (Ferrari *et al.*, 2000). Los métodos de diagnóstico pueden ser: a) disponibilidad de N-NO_3^- en el suelo (0-30 cm); b) lectura de clorofila en hoja (e Índice de Suficiencia de Nitrógeno) y c) concentración de NO_3^- en savia en la base del tallo. De los tres el más práctico es el primero, si bien no es el más rápido. Los dos primeros estarían fuertemente relacionados al rendimiento del cultivo y variaron con las condiciones meteorológicas, pero el N disponible en macollaje sería la más precisa para diagnosticar necesidades del cultivo aunque la evaluación de la concentración de N-NO_3^- en la base del pseudo tallo aún no ha logrado buenos ajustes y tiene poca consistencia con los umbrales determinados (Echeverría *et al.*, 2005).

Con respecto al diagnóstico de fertilidad, es necesario efectuar ajustes en los métodos existentes y/o desarrollar nuevos enfoques a fines de disponer de niveles críticos actualizados que, idealmente, posibiliten también una mejor predicción de la respuesta a la fertilización. En el centro-norte de Buenos Aires y sur de Santa Fe (región maicera tradicional), la utilización generalizada de híbridos de maíz de elevado potencial de rendimiento, el alto nivel de tecnología empleado en la conducción del cultivo, y el cambio en los sistemas de labranza predominantes (difusión creciente de la siembra directa) que se registran en el presente, plantean la necesidad de actualizar las pautas de fertilización propuestas años atrás bajo un escenario productivo diferente.

ANEXO VIII – MAPA DE VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES BAJO UN REGIMEN PLUVIOMÉTRICO HISTÓRICO (970mm anuales)



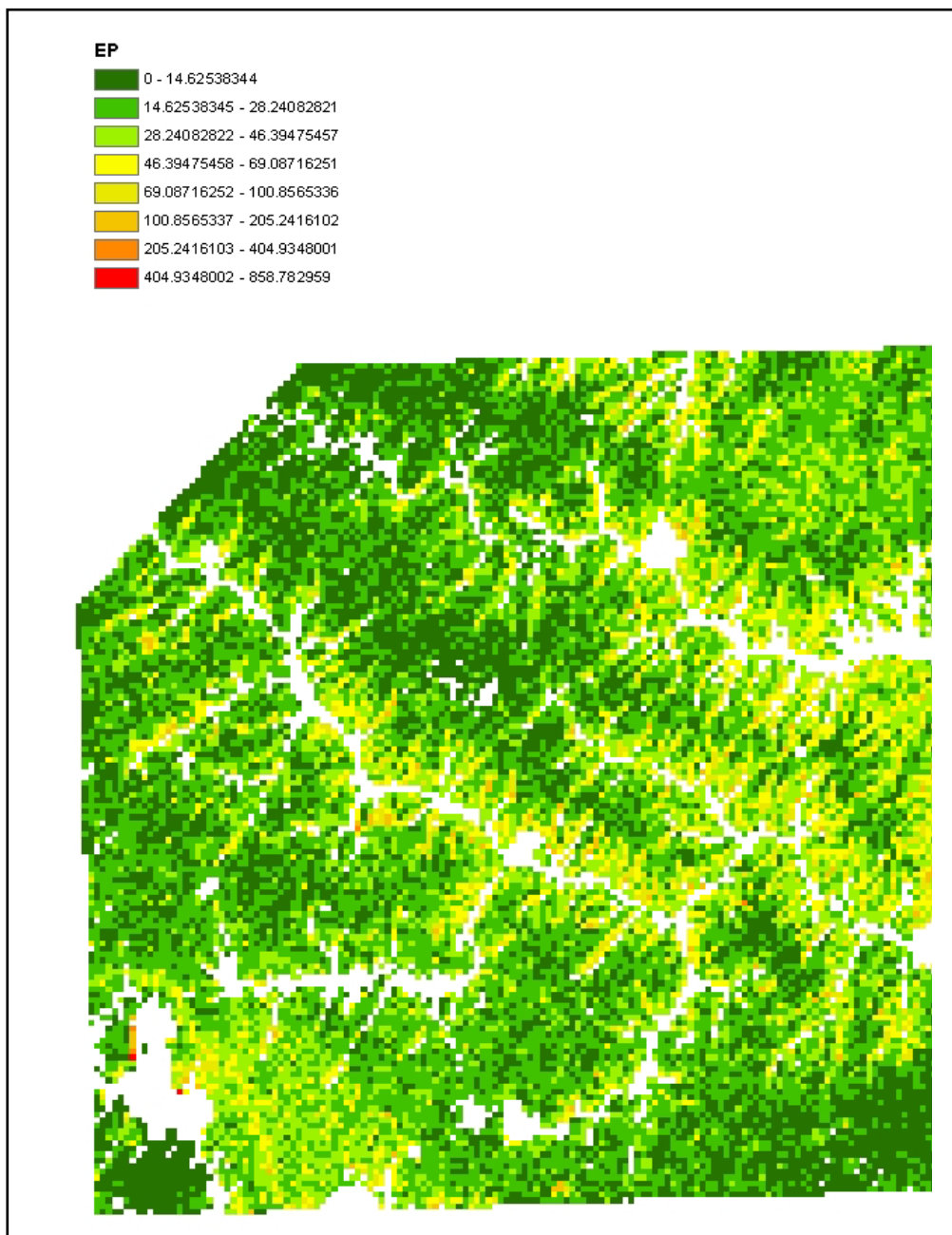
ANEXO IX – MAPA DE VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES BAJO UN REGIMEN PLUVIOMÉTRICO 50 % SUPERIOR AL HISTÓRICO



ANEXO X – FACTORES QUE INTERVIENEN EN LA VALORACION DE LA CARGA CONTAMINANTE DE NITRÓGENO Y SUS ALTERNATIVAS.

	FACTORES	ALTERNATIVAS				
CLIMA, SUELO Y PAISAJE	PP = Precipitación	histórica (900 mm anuales) 25 % más 50 % más				
	Pt = Pendiente (erosión)	baja o nula (0 - 0,5 %) moderada (0,5 - 2 %) alta (> 2 %)				
	Ts = Suelo	Franco Arcilloso Franco Limoso Franco Franco Arenoso Arenoso Franco o Arenoso				
	As = distancia a curso de agua	> 300m entre 10 y 300 m < 10 m				
MANEJO	Ri = Riego	NO o Goteo Aspersión				
	Fb = franja de protección del curso de agua (sólo considerar cuando en el factor CERCANÍA A CURSO sea inferior a 300m)	NO				
		SI	Pastoreada (Carga Animal)	Alta (> 10 cabezas)	Angosta (< 6m) Media (entre 6 y 30 m) Ancha (>30 m)	
				Media (entre 4 y 9 m)	Angosta (< 6m) Media (entre 6 y 30 m) Ancha (>30 m)	
				Baja (entre 0 y 3)	Angosta (< 6m) Media (entre 6 y 30 m) Ancha (>30 m)	
	No Pastoreada	Angosta (< 6m) Media (entre 6 y 30 m) Ancha (>30 m)				
La = Sistema de labranza	sin disturbios (Siembra directa) con disturbios (labranza vertical, convencional, etc)					
Ro = rotaciones más comunes	T/S-M (3 cultivos en 2 años); T-S (2 cultivos por año) T/S-S-M (4 cultivos en 3 años) S-M (1 cultivo por año) S-S (monocultivo de soja)					
APORTES	MO = Materia Orgánica del suelo	Baja (< 2,5 %) Media (2,5 - 3,5 %) Alta (> 3,5 %)				
	FN = Fertilización con N	NO				
		SI	con análisis	unica dosis	sin análisis	
					antes del cultivo	amoniacal o ureica nitrica
cultivo inicial					amoniacal o ureica nitrica	
cultivo desarrollado	amoniacal o ureica nitrica					
multidosis						

ANEXO XI – MAPA DE EROSIÓN POTENCIAL PARA LA ZONA N DE BUENOS AIRES



Ecuación Universal de Pérdida de Suelo desarrollada por la EPA:
 $A = R * K * L * S * C * P$

Donde:

A = pérdida de suelo media anual causada por erosión ($tn\ ha^{-1}\ año^{-1}$)

R = factor de erosividad de la lluvia ($MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ año^{-1}$)

K = factor de erodibilidad del suelo ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$)

LS = factor de pendiente*longitud (adimensional)

C = factor de cobertura y manejo (adimensional, entre 0 y 1)

P = factor de prácticas conservacionistas (adimensional, entre 0 y 1).

Los factores **R**, **K** y **LS** fueron mapeados mediante técnicas GIS. Los factores **C** y **P** se consideraron con valor 1.

ANEXO XII – FACTORES QUE INTERVIENEN EN LA VALORACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR P.

	FACTORES	ALTERNATIVAS			
FACTORES DE TRANSPORTE	EP= Erosión Potencial (USLE= R*K*L*S)	baja (< 60 tn/ha/año) moderada (60 - 120 tn/ha/año) alta (120 - 360 tn/ha/año)			
	Es=Escurrimiento	bajo (< 100 mm año ⁻¹)			
		medio (100 -150)			
		alto (> 150)			
	As =distancia al arroyo o fuente de agua	> 300m			
		entre 10 y 300 m			
< 10 m					
FACTORES DE MANEJO	LR = Sistemas de Labranzas y Rotaciones	Sin disturbios (Siembra directa)	T/S-M (3 cultivos en 2 años); T-S (2 cultivos por año)		
			T/S-S-M (4 cultivos en 3 años)		
			S-M (1 cultivo por año)		
			S-S (monocultivo de soja)		
		Con disturbios (Labranza Vertical, Convencional, etc)	T/S-M (3 cultivos en 2 años); T-S (2 cultivos por año)		
			T/S-S-M (4 cultivos en 3 años)		
			S-M (1 cultivo por año)		
			S-S (monocultivo de soja)		
	Ri = Riego	NO o Goteo			
		Aspersión			
Fb = franja de protección del curso de agua	NO				
	SI	Ancha (>30 m)			
		Media (entre 6 y 30 m)			
		Angosta (< 6m)			
FACTORES DE CARGA CONTAMINANTE	P= nivel de fósforo en suelo	Bray-Kurtz bajo (< 10 ppm)			
		Bray-Kurtz medio (10-20 ppm)			
		Bray-Kurtz Alto (> 20 ppm)			
	FP = Fertilización con P	NO			
		SI	sin análisis		
			con análisis	Dosis superior	incorporado
					no incorporado
			Dosis recomendada	incorporado	
		no incorporado			
FO= Pastoreo de la Franja buffer	Carga animal Alta (> 9 cab/ha) Carga animal Media (entre 4 y 9 cab/ha) Carga animal Baja (< 3cab/ha) NO pastores la franja buffer				

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID.** 2005. Biotecnología y siembra directa, dos cambios de paradigma que hacen posible una agricultura sustentable de alta producción. On line: <http://www.aapresid.opr.ar> (Consultado Mar/07)
- Adriano D. C.;** A. K Iskandar; I. P. Murarka (Eds). 1994. Contamination of groundwaters: Advances in Environmental Science, *Science Reviews*, Northwood, UK. Section 2: 303-410.
- Alex, G;** R. Barrios y E Quiñones. 2000. Evaluación de la erosión utilizando el modelo (R)USLE, con apoyo de SIG. Aplicación en una microcuenca de los andes venezolanos. *Rev. Forest. Venez* 44(1): 67-71
- Aller L.;** T Bennet; J. H. Lher and R. J. Petty. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U.S. EPA Report 600/2-87-035 Ada, Oklahoma.
- Alley, W.M.;** R.W. Healy; J.W. La Baugh and T.E. Reilly. 2002. Flow and Storage in groundwater system. *Science* 296: 1985-1990
- Álvarez, C. y C. Scianca.** 2006 Cultivos de cobertura en molisoles de la región pampeana. Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas. Día de campo. Jornada Profesional Agrícola On line: www.inta.gov.ar/villegas/info/documentos/suelos/0602_evaluacion_especies_cc.pdf (Consultado may/07)
- Álvarez, R.** 1999. USO DE MODELOS DE BALANCE PARA DETERMINAR LOS REQUERIMIENTOS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE TRIGO Y MAÍZ. Ed. Eudeba. Bs. As. Argentina.
- Álvarez, R.** 2006. Balance de Nitrógeno en cultivos de trigo. Información Técnica de trigo, campaña 2006. *Publicación Miscelánea N° 105*. EEA Rafaela, INTA.
- Alvarez, R. y H.S. Steinbach.** 2006. Balance de Carbono en suelos cultivados. Cap 5 en MATERIA ORGÁNICA. VALOR AGRONÓMICO Y DINÁMICA EN LOS SUELOS PAMPEANOS. Ed. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. Argentina.
- Andersen, H. E. and B. Kronvang.** 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution* 174: 341–353
- Andrade, F.;** D. Canova y E. Fonseca 1998. Inhibición de la nitrificación con nitrapyrin y su efecto sobre el rendimiento y contenido proteico de maíz. *Ci Suelo* 4(1): 49-54
- Andriulo, A.** 2006. Evolución del contenido de materia orgánica en suelos bajo agricultura continua: análisis y modelización. Jornada “Soja con sustentabilidad” pp14-21. Córdoba, Argentina.
- Andriulo, A. y M. C. Sasal.** 2003. Guía de Trabajos Prácticos del Curso Interpretación y Análisis de Suelos. EEA-INTA Pergamino, Bs. As. Argentina
- Andriulo, A;** J. Galantini y F. Abrego. 1996. Exportación y balance edáfico de Nutrientes después de 80 años de agricultura continua. INTA Generalidades. *Información* N° 147 Tomo XIV
- Andriulo, A.;** B. Mary and J. Guérif. 1999. Modelling Soil Carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*. 89: 365-377.

Andriulo, A.; C. Ferreira, C. Sasal; M. L. Galetto; F. Abrego; M. Bueno; F. Rimatori; M. A. De la Cruz; M. Venancio y R. Giacosa. 2000. Nitratos en el Agua subterránea del Partido de Pergamino: efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. Taller Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. *XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata, 11-14/04/02

Andriulo A., Sasal M.C. y F. Rimatori 2002. Impacto del sistema de producción agrícola sobre la calidad y la cantidad del drenaje en el norte de Buenos Aires. 2º taller de contaminación por agroquímicos. 23 de Agosto de 2002. AIANBA. Pergamino. Bs. As.

Aparicio, V.; J.L. Costa and M. Zamora. 2008. Nitrate leaching in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Elsevier* doi:10.1016/j.agwat.2008.06.003

Auge, M.2003. Vulnerabilidad de Acuíferos. E-book.
<http://www.tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.htm> (Consultado May/02)

Barbagelata, P.A. y R.J. Melchiori. 2007. Balance de nutrientes en campos agrícolas de la provincia de Entre Ríos. En: AGRICULTURA SUSTENTABLE EN ENTRE RÍOS. Caviglia, OP; Papparotti OF; Sasal MC eds. Ediciones INTA. 230 pp.

Barisas, S.G.; J.L. Baker; H.P. Johnson and J.M. Laflen. 1978. Effect of tillage systems on runoff losses of nutrients, a simulation study. *Trans. ASAE* 21:893-898

Beaufils, E. R. 1973. The Diagnosis and Recommendation Integrated System. *Soil Sci. Bull.1*, University of Natal, Petermaritzburg, South Africa

Beegle, D. 1999. The science behind a phosphorus strategy and index. Proc. of the 1999 Wis. Fert., Agrilime and Pest Mgmt. Conf. 38:145-150. Univ. Wis., Madison, WI 53706

Berardo, A. 2004. Manejo de la Fertilización en una Agricultura Sustentable. *INPOFOS Informaciones Agronómicas* N° 23: 23-25

Berra G. y L. Finster 2002 Cadena de la Carne Vacuna. Tecnologías para nuevos escenarios. *Rev. IDIA XXI(2):* 212-215.

Bongiovanni R. and J. Lowenberg-DeBoer. 2001. Agricultura de Precisión y Sustentabilidad *VII Congreso Nacional del Maíz*, Pergamino, Argentina, AIANBA. On line: <http://webs.satlink.com/usuarios/a/aianba/congreso.htm> (Consultado Ago/02)

Bongiovanni, R. and J. Lowenberg-DeBoer. 2004. Precision Agriculture and Sustainability. *Precision Agriculture*, 5: 359–387

Bottcher, D.; E. Hanlon and F. Izuno. 1992. Fertility Best Management Practices for Control on Organic Soil: Calibrated Soil Testing. Florida Cooperative Extension Service AGR-52

Braskerud, B.C.; K.S. Tonderski; B. Wedding; R. Bakke; A.-GB Blankenberg; B. Ulén, and J. Koskiahio. 2005. Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions? *J. Environ. Qual.* 34:2145–2155

Brookes, P.C.; D.S. Powlson, and D.S. Jenkinson. 1982. Measurement of microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 14:169-175.

Brown, L.; K. Boone; S. Nokes and A. Ward 1991. Agricultural Best Management Practices. Ohio State University Extension Fact Sheet. AEX-464-91

- Bruckler L.**, de Cockborne A.M., Renault P., and Claudot B. 1997. Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrig Sci.* 17: 53-61.
- Bruuslema, T.**; C. Witt; F. García; S. Li; T. Rao; F. Chen y S. Ivanova. 2008. Un marco global para las mejores prácticas de manejo (MPM) de los fertilizantes. *INPOFOS Informaciones Agronómicas* N° 38: 1- 4
- Bueno, J. M.**; M. C. Sasal; C. Hernandorena; A. Andriulo; F. Rimatori y G. Cordone. 2002. ESTRATEGA: UN NUEVO SOFTWARE PARA PLANIFICAR LA FERTILIZACIÓN DE CULTIVO. EEA INTA Pergamino, Bs. As., Argentina.
- Cabrera, M.** 2007 Mineralización y Nitrificación: procesos claves en el ciclo del Nitrógeno. *Informaciones Agronómicas* N° 34:1-9
- Cachiarelli, J.**; J.A. Galantini y R. Rosell. Estabilidad estructural y P e las fracciones de agregados en la Cuenca del Arroyo El Divisorio (Cnel. Pringles BA) 2008. *Ci. Suelo* 26(1): 71-79
- Cahill, S.L.** 2006. Nitrogen use efficiency and yield effects of urea formaldehyde polymer (UFP) fertilizer in winter Wheat and Maize. Thesis Magister Scientiae Universidad North Carolina State University. <http://www.lib.ncsu.edu/theses-/available/etd-10092006-092341/unrestricted/etd.pdf> (Consultado en marzo 2009)
- Carpentier, D.** Bosch and S. Batie. 1998. Using Spatial Information to Reduce Costs of Controlling Agricultural NPS Pollution. *Agricultural and Resource Economics Review* N° 27: 72-84.
- Castiglioni, M.G.**; C. I. Chagas; M. J. Massobrio; O. J. Santanatoglia & A. Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 24 (2) 169-176
- Chagas, C. I.**; R. S. Lavado; C. A. Revila y G. J. Macías. 1999. Movimiento superficial de fósforo en suelos de Pampa ondulada. *Ci. Suelo.* 17(2):46-53
- Chevallier Boutell, S.** y M. Toribio. 2006. Volatilización del amoníaco. Información Técnica de trigo campaña 2006. Publicación miscelánea N° 105 INTA EEA Rafaela. On line: www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/misc105/trigo2006_69.pdf (Consultado Ene/08)
- Ciampitti I.A, F.** Micucci, H. Fontanetto y F. García. 2006. Manejo y ubicación del fertilizante junto a la semilla: Efectos fitotóxicos. *Informaciones Agronómicas* No. 31. Archivo Agronómico No. 10. pp. 1-8. INPOFOS Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires.
- Clérici, C.** y F. García Préchac. 2001. Aplicación del modelo RUSLE/USLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur del río de La Plata. *Agrociencia* 5(1): 92-103
- Cole, C.V.**, C. Cerri, K. Minami, A. Mosier, N. Rosenberg, D. Sauerbeck, J. Dumanski, J. Duxbury, J. Freney, R. Gupta, O. Heinemeyer, T. Kolchugina, J. Lee, K. Paustian, D. Powlson, N. Sampson, H. Tiessen, M. Van Noordwijk, Q. Zhao, I.P. Abrol, T. Barnwell, C.A. Campbell, R.L. Desjardin, C. Feller, P. Garin, M.J. Glendining, E.G. Gregorich, D. Johnson, J. Kimble, R. Lal, C. Monreal, D.S. Ojima, M. Padgett, W. Post, W. Sombroek, C. Tarnocai, T. Vinson, S. Vogel, and G. Ward, 1996: Agricultural options for mitigation of greenhouse gas wmissions. In: *Climate Change 1995-Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses* [Watson, R.T., M.C. Zinyowera, and R.H. Moss (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 745-771.

Conde Prat, M. y C. De Simone. 2004. Insumos agrícolas, fertilizantes y terapéuticos. Foro de Perspectivas Agropecuarias 2004. Disponible On line http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/economia_agraria/regionales/insumos2004.pdf

Cordone, G. y F. Martínez. 2004. El monocultivo de soja y el déficit de N para mejorar la producción. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 24:1-4 INPOFOS Acassuso. Bs. As. Argentina.

Cordone, G. y O. Hansen, O. 1986. a- Utilización de especies invernales como abonos verdes y/o cobertura para maíz y su efecto residual sobre el cultivo de trigo. *Carpeta de Producción Vegetal* N° 80. EEA INTA Pergamino.

Cordone, G. y O. Hansen, O. 1986. b – Efecto de distintas especies invernales utilizadas como abonos verdes o cultivos de cobertura en la producción de soja. *Carpeta de Producción Vegetal: TomoVIII - Serie Soja* N° 73. EEA INTA Pergamino.

Costa, L.; E Suero; F. Bedmar; E. Bocanegra y D. Martínez. 2000. Contaminación de acuíferos superficiales con nitratos: efecto de las distintas prácticas agrícolas. Taller Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. *XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata, 11-14/04/02

Creus, J. E.; G. A. Studdert ; H. E. Echeverría y S. R. Sanchez. 1998. Descomposición de residuos de cosecha de maíz y dinámica del nitrógeno en el suelo. *Ci. Suelo* 16: 51-57

Crossland, M.D.; B.E. Wynne & W.C. Perkins. 1995. Spatial decision support systems: A overview of technology and a test of efficacy. *Decision Support Systems*. 14: 219-235

Custodio, E. & M. R. Llamas. 1976. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA. Ed. Omega (Barcelona, España) "Concepto de Hidrogeología", capítulo 5.1 Vol. 1: 249-258.

Delgado, JA; M. Shaffer; C. Hu; R S Lavado; JC Wong; P. Joosse; X. Li; H. Rimsi-Korsakov; R. Follet; W. Colon and D. Sotomayor. 2006. A Decade of Change in Nutrient Management: a new nitrogen index. *Journal of Soil and Water Conservation*: 61(2):66-75

Devlin, D. L.; D. A. Whitney and R. E. Lamand. 1996. Water Quality: Best Management Practices for Nitrogen. Cooperative Service Kansas State University. Manhattan, Kansas. File Code: Crops 8 – Soils 4-5. *Engineering* 4-5 MS3-96 – 10M.

Diaz E.; C.E. Quintero; N.G. Boschetti; O.C. Duarte; C.E. Romero; A. Paz González; L.L. Lenzi y A. Perusset. 2008. Evaluación de residuos de plaguicidas en suelos y aguas cultivados con arroz en Entre Ríos. *Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. San Luis.

Díaz-Zorita, M. 1999. Efecto de seis años de labranzas en un Haplustol del Noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ci. Suelo* 17(1): 31-36

Dinnes, D. L.; D.L. Karlen; D. B. Jaynes; T.C. Kaspar; J. L. Hatfield; T. S. Colvin and C. A. Cambardella. 2002. Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soil. *Agron. J.* 94: 153 -171

Doran, J.W., and M.S. Smith. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients.. In R.F. Follet, J.W.B. Steward, and C.V. Cole (Eds.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.* N°19, Madison, WI. pp 53-72

Echeverría, H. E. y R. Bergonzi. 1995. Estimación de la mineralización de Nitrógeno en Suelos del SO Bonaerense. CERBAS. Boletín Técnico N° 135- ISSNOS 22-0548. EEA Balcarce. Bs. As. Argentina

Echeverría, H. E.; P. Barbieri; H. Sainz Rozas y F. Covasevich. 2005. Fertilización nitrogenada y métodos de diagnóstico de requerimientos de nitrógeno en trigo. *INPOFOS Informaciones Agronómicas* N° 26: 8-15

Echeverría, H. E. 2009. Eficiencia de uso de Nitrógeno en Cultivos Extensivos. *Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura"*, Bahía Blanca, 10 y 11 de Agosto de 2009. Resúmenes en CD

Embleton T. W. and W. W. Jones. 1978. Nitrogen fertilizer management programs, nitrate-pollution potencial, and orange productivity. In: *NITROGEN IN THE ENVIRONMENT Vol.2* : 273-295. D. R. Nielsen and J. G. Mc Donald (Eds). Academic Press. New York.

Exner, M. E. and R. F. Spalding. 1990. OCURRENCE O PESTICIDES AND NITRATE IN NEBRASKA'S GROUND WATER. Water Center Inst. of Agric. and Natural Resources The University of Nebraska.

FAO. 2004.a- Las Buenas Prácticas Agrícolas. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. <http://www.rlc.fao.org/es/agricultura/bpa/docfao/110.doc> (Consultado Dic/08).

FAO. 2004.b- Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Primera edición. FAO. 61 pp

FAO-IFA. 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas. Primera Versión. Ed. FAO 121 pp.

Ferguson, R. B.; C. A. Shapiro; G. H. Hergert; W. L. Kranz; N. L. Klocke and D. H. Krull. 1991. Nitrogen and Irrigation Management practices to Minimize Nitrate Leaching from Irrigated Corn. *J. Prod. Agric.* 4(2):186-192.

Ferrari, M.; J. Ostojic; L. Ventimiglia; H. Carta; G. Ferraris; S. Rillo; M.L. R. de Galetto; F. Rimatori y M.V. Bernasconi, 2000. Predicción de la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada mediante indicadores de suelo y planta en el estado de seis hojas. Trabajo presentado al XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 4 p. AACCS, Mar del Plata, Buenos Aires.

Fixen, P. 2003. Dinámica del fósforo en el suelo y en el cultivo en relación al manejo de los fertilizantes fosfatados. On line: www.ipni.net/ppiweb (Consultado Ago/08)

Fixen, P. 2005. Decision Support System in Integrated Crop Nutrient Management. Proceeding 569. INTERNATIONAL FERTILIZER SOCIETY. York, UK. 31 pp

Filippini de Zuloaga, M. F.; J. C. Gaviola y M. A Jauregui. 1991. Comportamiento de un fertilizante nitrogenado de liberación lenta en la Serie La Consulta, franco arenosa. Mendoza. *Ci. Suelo* 9(1-2): 53-60

Forjan, H. 2003. Un cultivo necesario en la rotación. Convenio INTA – Ministerio de Asuntos Agrarios y Producción – Pcia de Bs. As. 2 pp.

Foster, S.; M. Ventura y R. Hirata. 1987. Contaminación de las Aguas subterráneas, un enfoque ejecutivo de la situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. *Terceras Jornadas de Actualización en Hidrología Subterránea*. Huerta Grande, Córdoba. 1994. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Lima, Perú.

Foster, S. y R. Hirata. 1991. DETERMINACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS, UNA METODOLOGÍA BASADA EN DATOS EXISTENTES. 2ª Edición. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Lima, Perú. 90 pp

- Frossard, E.;** L.M. Condron; A. Oberson; S. Sinaj and J.C. Fardeau. 2000. Process governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29:15-23
- Galantini, J.A.;** J.O. Iglesias; C. Maneiro; L. Santiago y C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *RLA*. Vol.35 (1):15-30
- García, F.O.;** K.P. Fabrizzi; M. Ruffo y P. Scarabicchi, 1997. Fertilización nitrogenada y fosfatada de maíz en el sudeste de Buenos Aires. *En: Actas VI Congreso Nacional de Maíz*, Tomo II, pp. 137-143. AIANBA, Pergamino, Buenos Aires.
- García, F.** 2001. La nutrición de los cultivos y de los suelos. *Informaciones Agronómicas* 29: 13-17 INFOPOS Cono Sur Acassuso. Bs. As. Argentina.
- García, F.O.;** I.A. Ciampitti, G. Rubio, L.I. Picone. 2009. La Fertilización Fosfatada en la Argentina: actualidad, manejo y perspectivas. *Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura"*, Bahía Blanca, 10 y 11 de Agosto de 2009. Resúmenes en CD
- Gentry L. E.,** David M. B., Smith K. M., Kovacic D. A. 1997. Nitrogen Cycling and tile drainage nitrate loss in a corn/soybean watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 68: 85-97.
- Germon, J-C** et Y. Couton. 1989. Le dénitrification dans le sols: regeneration de son fonctionnement et application à la dépollution. *Le courrier de l'environnement* N° 38. INRA France
- Gimeno-García, E.;** V. Andreu y R. Boluda. 2001. Impacto de la Actividad agrícola sobre el aporte de metales pesados en suelos agrícolas del parque natural de la Albufera de Valencia. *Dossier Agraris ICEA-Sòls contaminats*. pp 177-186
- Gornitz, V.;** C. Rosenzweig and D. Hillel. 1997. Effects of anthropogenic intervention in the land hydrologic cycle on global sea level rise. *Global and Planetary Change* 14: 147-161
- Groffman, P** and M. Crawford. 2003. Denitrification Potential in Urban Riparian Zones. *J. Environ. Qual.* 32:1144–1149
- Gressel N.** and J.G. Mc Coll. 1997. Phosphorus Mineralization and Organic Matter Decomposition: a critical review. Chapter 23: 297-309. In: G. Cadisch and K. E. Giller (eds). *DRIVEN BY NATURE: PLANT LITTER QUALITY AND DECOMPOSITION*. CAB Internat., Wallingford, U. K.
- Guo, H.Y.,** X.R. Wang & J.G. Zhu. 2004. Quantification and index of non-point source pollution in Taihu Lake region with GIS. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 147–156
- Harris, P.J.** 1992. Transformaciones microbianas del nitrógeno. pp 641-686. *En: CONDICIONES DEL SUELO Y DESARROLLO DE LAS PLANTAS* de E.W. Russell. Ed. Mundi Prensas S.A.
- Haygarth, P.M.** and S.C. Jarvis. 1997. Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. *Water Res.* 31:140-248.
- Heckrath, G.;** P.C. Brookes; P.R. Poulton and K.W.T. Goulding. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24:904-910.
- Hendrickson, S.** 2002. BMP's (Best Management Practices) to protect Groundwater Quality Nitrogen Management. University Wisconsin-Extension. ATCP 50 Fact sheet.

Heredia, O. 1998. Cap. 6: Ciclos biogeoquímicos del Suelo: Fósforo. En: INTRODUCCIÓN A LA EDAFOLOGÍA. M. Conti (Ed.) Distrib. Orientación Gráfica S.R.L. Bs. As. Argentina. pp 253-272.

Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhu Zhao-Liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.

Hubbard R. K. and J. M. Sheridan. 1994. Nitrates in Groundwater in southeastern USA in CONTAMINATION IN GROUNDWATERS. In: D. C. Adriano; A. K. Iskandar and I. P. Murarka (Eds.) Science Reviews, Northwood. 523 p

Huddleston, J. H. 1996. How soil properties affect groundwater vulnerability to pesticide contamination. Oregon State University Extension Service. EM 8559

Huggins, D. R.; R. R. Allmaras; C. E. Clapp; J. A. Lamb and G. W. Randall. 2007. Corn-Soybean Sequence and Tillage Effects on Soil Carbon Dynamics and Storage. *Soil Sci Soc Am J.* 71:145-154

Inventario Nacional de la República Argentina de Emisiones y Absorciones de gases de efecto invernadero no controlado por el protocolo de Montreal. 2002. Tomo III. Fundación Bariloche, Bs. As.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996. Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Washington, DC.

Irurtia C. y G. Cruzate. Aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo en la Provincia de Buenos Aires. *Informe Técnico* INTA Castelar disponible On line: www.inta.gov.ar/suelos/info/documentos/informes/USLE%20PBA.pdf (Consultado Ago/09)

Jobbágy EG, G. Sznajder, MD Nosetto, R Aragón, G Mangas y S De Forteza. 2007. Dinámica de napas y riesgo de inundación: Influencias y efectos en la variabilidad de los cultivos. *Mundo Agro*, Junio/2007. Buenos Aires (Argentina). On line: <http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/JOBBAGY%20et%20al%202007%20-%20Mundo%20agro.pdf> (Consultado Enero, 2008)

Jobbágy EG, MD Nosetto, C. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18: Sección especial: ECOHIDROLOGÍA DE LLANURAS Y CAMBIO DE VEGETACIÓN

Kara, E.; M. Ribaud and R. Johansson. 2008. On how environmental stringency influences adoption of best management practices in agriculture. *Journal of Environmental Management* 88: 1530-1537

Kronvang B. ; M. Bechmann; H. Lundekvam, H. Behrendt ; G.H. Rubaek; O.F. Schoumans; N. Syversen ; H.E. Andersen and C.C. Hoffmann. 2005. Phosphorus Losses from Agricultural Areas in River Basins : Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. *J. Environ. Qual.* 34 :2129-2144.

Lake, I. ; A. Lovett ; K. Hiscock ; M. Betson ; A. Foley ; G. Sünnerberg ; S. Evers and S. Fletcher. 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution : developing the potential GIS. *Journal of Environmental Management* Vol 68: 315-328

Lal, R.; J. Kimble; R.F. Follet y C.V. Cole. 1997. The potencial of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. C.R.C. press, Boca Ratón, Florida, 104 p.

- Larsen, S.** 1967. Soil phosphorus. *Adv. Agron.* 19:151-210.
- Larsson U., Elmgren R. y F. Wulff** 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14: 9-14.
- Lavado, R. S. y H. Rimski-Korsakov.** 2002. Cuantificación de la pérdida de nitratos por lixiviación en dos suelos de la provincia de Buenos Aires. Trabajo presentado en 2º *Taller de Contaminación por Agroquímicos*. AIANBA, Pergamino, Bs. As.
- López-Hernández, D.;** M. Espinoza Luna y M. Nino. 1989. Transformación de las fracciones de fósforo orgánico e inorgánico en el suelo calcáreo fertilizado. *Ci.Suelo* 7(1): 11-19
- López-Cuesta, M. y J.L. Rubio.** 1983. Pérdidas por volatilización de amoníaco en la aplicación de fertilizantes nitrogenados a suelos de Valencia. *Revista de agroquímica y tecnología de alimentos*. Vol. 23(3): 337-350
- Lowenberg-DeBoer, J. and S. Swinton.** 1997. Economics of Site-Specific Management in Agronomic Crops. In: THE STATE OF SITE-SPECIFIC MANAGEMENT FOR AGRICULTURE. F. Pierce and E. Sadler (Eds). (ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, 1997). Chapter 16: 369-396.
- Magrin, G.;** M. T. Travasso; G. M. López; G. R. Rodríguez y A. R. Lloveras. 2006. Vulnerabilidad de la producción agrícola en la Región Pampeana. *Informe Final 2ª Comunicación Nacional sobre el cambio climático*. Componente B2.
- Mallarino, A. I.** 2001. Manejo de nutrientes sitio-específico con énfasis en el muestreo de suelos y la fertilización variable de Fósforo y Potasio. *Conferencias EEA Balcarce-CERBAS*. Fac. Ciencias Agrarias- U. N. Mar del Plata. U. I. Balcarce. Bs. As. Argentina.
- Manuel-Navarrete, D.;** G. Gallopín; M. Blanco; M. Díaz-Zorita; D. Ferraro; H. Herzer; P. Laterra; J. Morello; M.R. Murmis; W. Pengue; M. Piñeiro; G. Podestá; E.H. Satorre; M. Torrent; F. Torres; E.Viglizzo; M.G. Caputo y A. Celis. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL-SERIE Medio ambiente y desarrollo N° 118. Naciones Unidas, Santiago de Chile. 61 pp
- Marchetti R. and N. Verna.** 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication. Bologna, 21-24 Marzo 1990. *Sci. Total Environ. Suppl.*: 315-336.
- Marelli H.** 1998. La siembra directa como práctica conservacionista. En: SIEMBRA DIRECTA (Panigatti, Marelli, Buschiazzo y Gil eds.) Capítulo 9, 333 pp.
- Martellotto, E.;** P. Salas y E. Lovera. 2001. Impacto del monocultivo de soja. INTA Manfredi. On line: <http://www.inta.gov.ar/manfredi/documentos/docsuelos/impamonosoja.htm> (Consultado marzo, 2003)
- Mayer, P.;** S. Reynolds Jr. and T. Candfield. 2005. Riparian buffer width vegetative cover and nitrogen removal effectiveness. A review of current science and regulation. USEPA (Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory. ADA Ok. 74820) EPA/600/R-05/118. 28pp
- McClain, M.E.;** E.W. Boyer; C.L. Dent; S.E. Gergel; N.B. Grimm; P.M. Groffman; S.C. Hart; J.W. Harvey; C.A. Johnston; E. Mayorga; W.H. McDowell and G. Pinay. 2003.

Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6:301–312.

McDowell, R.W., A.N. Sharpley, L.M. Condron, P.M. Haygarth & P.C. Brookes. 2001. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59: 269–284

Meyer-Aurich, U. Matthes and E. Osinski. 2001. Integrating Sustainability in Agriculture – Trade-offs and Economic Consequences Demonstrated with a Farm Model in Bavaria. Selected Paper: American Agricultural Economists Association Annual Meeting, Chicago, Illinois, August 5-8, 2001. On line: <http://agecon.lib.umn.edu/cgi-bin/view.pl> (Consultado marzo, 2003)

Michelena, R.; C. B. Irurtia; A. Pittaluga; F. Vauruska y M. E. de Sardi. 1988. Degradación de los suelos en el sector Norte de la Pampa ondulada. *Ci. Suelo* 6(1): 62-66

Michelena, R. O.; C. B. Irurtia; F. A. Vauruska; R. Mon y A. Pittaluga. 1989. Degradación de suelos en el Norte de la Región Pampeana. Publicación técnica N° 6. INTA.

Morrás, H. 1996. Influencias Litológicas y climáticas en los contenidos de fósforo en los suelos pampeanos. Acta XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Comisión 2, trabajo 4I, Brasil *citado por Vázquez, M.* 2002. Balance y Fertilidad en Suelos Productivos de la Región Pampeana INFOPOS. Simposio de fósforo: "Enfoque sistémico de la fertilización Fosfórica": 3-7

Moody D.W. 1990. Groundwater contamination in the United States. *J. Soil and Water Cons.* 45:170-179.

Nash DM, M Hannah, D Halliwell. And C Murdoch. 1998. Phosphorus in runoff from a pasture based grazing system. In: Nacional Soils Conference, environmental benefits of soil management (Australian Society for Soil Science. Inc. Brisbane. Ed. P. Mulvey). pp 447-449

Neetson, J. J. 1990. Development of nitrogen fertilizer recommendations for arable crops in the Netherlands in relation to nitrate leaching. *Fert. Res.* 26: 291-298

Ongley, E. D. 1997. LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS. (Estudio FAO Riego y Drenaje- 55) Cap. 1 y 3. e-book: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm> (Consultado mayo 2003)

Orué, M. E.; P. Littera y F. Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y Erosión Hídrica: mapas de riesgo utilizando e. modelo USLE con apoyo de SIG. XII Congreso de Asociación Española de Teledetección. Mar del Plata 19-21 Septiembre de 2007. On line: www.aet.org.ar

Paces T. 1982. Natural and anthropogenic flux o major elements from central Europe. *Ambio.* 11:206-508.

Patina, R. N. y A. Segat. 1998. Cap. 6: Ciclos biogeoquímicos del Suelo: Nitrógeno.. En: INTRODUCCIÓN A LA EDAFOLOGÍA de M. Conti. (Ed.) Distrib. Orientación Gráfica S.R.L. Bs. As. Argentina. pp 236-252

Patra, D.D.; P.C. Brookes; P.C. Coleman and D.S. Jenkinson. 1990. Seasonal changes in soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. *Soil Biol. Biochem.* 22:739-742.

- Picone L.**, C.C. Videla y F. O. García. 1997. Desnitrificación durante el cultivo de trigo en un argiudol típico bajo siembra directa y labranza convencional. *Ci. Suelo*. Vol 15 (2): 53-58
- Portela, S.**; A. Andriulo; M. C. Sasal; B. Mary and E Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contribution to nitrogen leaching in cropping systems of the pampas: ¹⁵N applications in field lysimeters. *Plant Soil* 289:265-277
- Pound, B.** 1997. Cultivos de cobertura para la agricultura sostenible en América Latina. Agroforestería para la producción animal latinoamericana: 97-120
- Priorr, H.P.**; G. Eiden; U. Eppler & A. Scholzen. 2004. Indicators related to agricultural practices: intermediate results of Eurostat's PAIS project. Session 3. OECD Expert Meeting on Farm Management Indicators and the Environment. New Zealand. 25 pp. On line: <http://www.oecd.org/agr/env/indicators.htm> (Consultado may/05)
- Quintero C.**, Izaguirre M., Boschetti G., Risso L. y M. Zamero. 2008. Balance de fósforo en suelos agrícolas de Entre Ríos. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. Trabajo en CD.
- Quiroga, A.**; R. Fernández; I. Frasier y C. Scianca. 2009. Cultivos de Cobertura: Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. *Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura"*, Bahía Blanca, 10 y 11 de Agosto de 2009. Resúmenes en CD
- Ramos Mompó, C.**; M. S. Valero y J. A. Ocio. 1996. Prácticas agrarias compatibles con el medio natural: el agua. 8.1: Efectos de los fertilizantes en la calidad del agua. M.A.P.A.: 261-280
- Randall, G. W** and M. A. Schmitt. 1993. Best Management Practices for Nitrogen Use in SW and W Central Minnesota. University of Minnesota Extension Service FO-06128-GO
- Reçous, S.**; B. Nicolardot et J-C. Simon. 1996. L'eau- 12: Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines (Ed. INRA). pp 185-208
- Restovich, S.**; A. Andriulo y M. Torti. 2008. Destino de nitrógeno edáfico luego de la cosecha del maíz con diferentes cultivos de cobertura utilizados como antecesores ajo siembra directa en la Pampa ondulada. Actas XXI Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo. Potrero de Funes, S. Luis, Argentina. p 409
- Reynoso, L.**; C. Sasal; S. Portela y A. Andriulo. 2006. Vulnerabilidad del acuífero Pampeano a la contaminación en el norte de la provincia de Buenos Aires. Aplicación de la Metodología DRASTIC. *RIA* 34 (1):85-99
- Rice, C. W.**; M. S. Smith and R. L. Blevins. 1986. Soil nitrogen availability after long term continuous no tillage and conventional tillage corn production. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 50: 1206-1210
- Rinski-Korsokov, H.**; M. Torres; R. Duggan y S. Lavado. 2002. Influencia de la Fertilización y el Riego en la Lixiviación de Nitratos en Suelo Arenoso. Trabajo presentado en el XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Bs. As. Argentina
- Rodríguez, M.B.** & N. Giambiagi. 1995. Denitrification in tillage and no tillage pampean soils: relationship among soil water, available carbon and nitrate and nitrous oxide production. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 3205-3220

- Rousell, O.;** A. Cavelier and H. van der Werf. 2000. Adaptation and use of fuzzy expert system to assess the environmental effect of pesticides applied to field crops. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 80: 143-158
- Sacco, D.;** M. Offi; M. De Maio and C. Grignani. 2007. Groundwater Nitrate contamination Risk Assessment: a comparison of parametric system and simulation modeling. *Am. J. of Environmental Sciences* 3 (3): 117-125
- SAGyP.** 1985. El deterioro de las tierras en la República Argentina. La SAGyP y el Consejo Federal Agropecuario en alerta amarilla. DVO Com. Visual. Bs. As. 284 pp
- SAGyP.** 2003 Informe de productos regionales insumos y maquinaria agrícola. Disponible on line: http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/economia_agraria/regionales/Insumos.pdf
- Sainz Rozas, H.;** H. Echevarría; G. Studdert and F. Andrade. 1999. No-tillage maize niteogen uptake and yield: effect of ureasa inhibitor and application time. *Agr. J.* 91: 950-955
- Salinas-García, J.R.,** F.M. Hons, and J.E. Matocha. 1997. Microbial biomass and nutrient distribution in soil as affected by long-term tillage. *Terra.* 15:237-246.
- Sande P.;** J.M. Mirás; E. Vidal y A. Paz. 2005. Formas de fósforo y su relación con la erosión en aguas superficiales bajo clima atlántico. En: Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. Samper Calvete y A. Paz González (eds). Vol VII.
- Sanzano, G. A.;** M. Morandini; C.F. Hernández; H.C. Rojas Quinteros; F.A. Sosa; A.J. Hasán Jalil; G.S. Fadda y M.R. Devani. 2008. Efecto de la cobertura de rastrojos y las propiedades edáficas superficiales sobre la erosión hídrica en monocultivo de soja. *Rev. Ind. y Agric. de Tucumán* Tomo 85 (1): 23 – 30
- Santa Cruz J. N.** y A. Silva Busso. 1989. Escenario Hidrogeológico General de los principales Acuíferos de la Llanura Pampeana y Mesopotamia Septentrional Argentina. II Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales en hidrología subterránea, Actas Tomo I, p 461-473, Tucumán, Argentina.
- Santa Cruz, J. N.** 1988. Caracterización del Recurso Hídrico subterráneo con miras al Riego complementario en la Región NNE –maicera típica- de la provincia de Buenos Aires. *Documento de trabajo* N° 15. Convenio SAGyP- IICA.
- Sasal C y A. Andriulo.** 2005. Cambios en la porosidad edáfica bajo siembra directa por la introducción de *raphanus sativus* l (nabo forrajero). *RIA* 34 (3): 131-150.
- Sasal, M. C., M. G. Wilson, N. A. Garcíarena, H. A. Tasi y O. Paparotti.** 2008. escurrimiento y pérdidas de suelo en sistemas de cultivo bajo siembra directa. Efecto de algunas propiedades edáficas superficiales. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de Funes, San Luis. 13-16 mayo.
- SCS-** Soil Conservation Service. 1964. National Engineering Handbook. Section 4: Hydrology, USDA, Washington.
- Scanlon, B.R.;** R.W. Healy, and P.G. Cook. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 10: 18-39.
- Schröder, JJ;** D. Scolefield; F. Cabral and G Hofman. 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Enviromental Science & Policy.* 7:15-23
- Scianca, C.;** C. Álvarez; M. Barraco; A. Quiroga; M. B. Pérez. 2008 a. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre propiedades edáficas, población de malezas y

productividad de soja. *Memoria Técnica 2007-2008*: pp 55-58 On line: www.inta.gov.ar/villegas/info/memoriatecnica.htm (Consultado ene/09)

Scianca C.; C. Álvarez; M. Barraco; A. Quiroga; P. Zalba. 2008 b. Cultivos de cobertura en un argiudol típico del noroeste bonaerense. *Memoria Técnica 2007-2008*: 15-18 On line: www.inta.gov.ar/villegas/info/memoriatecnica.htm (Consultado ene/09)

Senigagliesi, C. and M. Ferrari. 1992. Soil and crop response to alternative tillage practices. In: First International Crop Science Congres. Ames. IOWA, USA. 27-35 pp

Sharma, P.K.; A.K. Sinha and T.N. Chaudhary. 1985. Movement of surface and deep-placed phosphorus in a sandy loam soil in relation to initial soil wetness, amount of water applied, end evaporation potentials. *Soil Science* Vol.140(4): 256-263

Sharpley, A.N., T.C. Daniel, J.T. Sims, y D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil Water Conserv.* 51:160-166.

Sharpley, A.N., J.L. Weld, D.B. Beegle, P.J.A. Kleinman, W.J. Gburek, P.A. Moore, and G. Mullins. 2003. Development of phosphorus index for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:137-152.

Sillampäa, M. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. *Fao. Soil Bulletin: 6.1 Argentina*: 169-179

Sneck, N.E. 1985. Phosphorus dynamics in soil and landscapes. *Geoderma* 26: 185-199

Snyder, C.S., T.W. Bruulsema, A.N. Sharpley, and D.B. Beegle. 1998. Site-Specific Management Guidelines: Site-Specific Use of the Environmental Phosphorus Index Concept SMG:1 On line: [www.ppi-ppic.org/ppiweb/ppibase.nsf/.../\\$FILE/SSMG1.pdf](http://www.ppi-ppic.org/ppiweb/ppibase.nsf/.../$FILE/SSMG1.pdf) (Consultado mar/08)

Snyder, C.; T. Bruulsema y T. Jensen. 2008. Mejores prácticas de manejo para minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas con el uso de fertilizantes. *INPOFOS Informaciones Agronómicas* N° 40: 7-10

Soltanpour P. N.; I. Broner and R. H. Follett 1999. Nitrogen and Irrigation Management N° 514. Crop Series. Colorado State University. Cooperative Extension 3/99. www.colstate.edu/Depts/CoopExt (Consultado mayo 2003)

Studert G. & H.E. Echeverría. 2000. Crop rotation and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63 :1496-1503

Studdert, G. A. y H. E. Echeverría. 2002. Agricultura continua, labranzas y carbono orgánico en la capa arable, en el sudeste bonaerense. *Congreso Argentino de Ciencia del Suelo*. Pto. Madryn, Chubut. Actas en CD 6 pp

Studdert, G. A.; L. S. Carabaca y H. E. Echeverría 2000. Estimación del Nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivo. *Ci. Suelo* 18: 17-27

Suero, E. E.; J. N. Santa Cruz; A. Silva Busso; A. I. Della Maggiora; A. I. Irigoyen; J. J. Costa y J. M. Gardiol. 2000. Caracterización de los recursos Naturales en Sistemas Bajo Riego del Sudeste Bonaerense. Bases para propuestas de aplicación sustentable de riego. *RIA*, 30 (1): 71-90. INTA. Argentina

Summer, M. 2000. Diagnóstico de los Requerimientos de Fertilidad de Cultivos extensivos. *INFOPOS Archivo Agronómico* N° 5. Trabajo presentado en el VII *Congreso Argentino de Siembra Directa*. AAPRESID, Mar del Plata, Bs. As. Argentina.

- Thirumalaivasan, D.;** M. Karmegam and K. Venugopal. 2003. AHP-DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. *Environmental Modelling & Software* 18: 645-656.
- Thomas, H.A.;** C.M. Marin; M.J. Brown and M.B. Fiering. 1983. Methodology for water resource assessment, report to U.S. Geological Survey. Rep. NTIS 84-124163, Natl. Tech. Info. Serv., Springfield.
- Thompson, J.;** J. Fryxell. 2004. Best Management Practices (BMP) implementation monitoring keys to success and pitfalls to avoid. M. Furniss, C. Clifton and K. Ronnenberg, eds. *Advancing the fundamental Sciences: Proceedings of the forest service national.* Earth Science Conference, San Diego, CA, 18-22 Oct 2004-USDA Forest Service
- Torbert H.A.;** K.N. Potter; D.W. Hoffman, T.J. Guerik and C.W. Richardson. 1999. Surface residue and soil moisture affect fertilizer loss in simulated runoff on a heavy clay soil. *Agr. J.* 91: 606-612.
- Trevisan, M.;** L. Padovani and E. Capri. 2000. Nonpoint-Source Agricultural Hazard Index: a case study of the Province of Cremona, Italy. *Environmental Management* Vol. 26 N° 5: 577-584
- Tsadilas, C.** and V. Samaras. 1998. Influence of Sewage Sludge Application on Soil Quality: Organic Matter, pH, Phosphorus, Potassium, and Inorganic Nitrogen. National Agricultural Research Foundation, Institute of Soil Classification and Mapping, Greece. In: Robert, P. et al (ed.), PROCEEDINGS OF THE 4TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON PRECISION AGRICULTURE. St. Paul, MN, July 19-22, 1998. (ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, 1999). pp 1733-1744.
- Urricarriet, S.** y R. S, Lavado. 1999. Indicadores del Deterioro en el Suelo de la pampa ondulada. *Ci. Suelo* 17(1): 37-44
- USDA, United States Department of Agriculture-Soil Conservation Service.** 1992. Agricultural waste management field handbook. Soil Conserv. Serv., (210-AWMFH, 4/92). Part 651. Chapter III, pp.1-25.
- Vázquez, M.** 2002. Balance y Fertilidad en Suelos Productivos de la Región Pampeana. INFOPOS. Simposio de fósforo: "Enfoque sistémico de la fertilización Fosfórica" pp 3-7
- Videla, C.;** A. Pazos; P. C. Trivelín; E. Echerverría y G. A. Studdert. 2005 Mineralización bruta de nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Ciencia del Suelo* 23(2): 133-144. ISSN 0326-3169.
- Viglizzo, E. F.;** S. E. Cabo y F. C. Frank. 2001. Aproximación metodológica al análisis de la Gestión Ambiental de Empresas Rurales mediante indicadores de sustentabilidad. *Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria del INTA*
- Vitousek P.M.,** Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H. y D.G. Tilman 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750.
- Walworth J. L.** and M. E. Summer. 1987. The Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS). *Adv. Soil Sci.* 6: 149-188
- Waskom, R. M.** 1994. a- Best Management Practices for Nitrogen Fertilization. Colorado State, University Cooperative Extension. Bull. XCM-172

- Waskom, R. M.** 1994. **b-** Best Management Practices for Phosphorus Fertilization. Colorado State, University Cooperative Extension. Bull. XCM-175
- Weir E.** 2002. Pérdida de suelo y agua en parcelas de escurrimiento. 2º taller de contaminación por agroquímicos. 23 de Agosto de 2002. AIANBA. Pergamino. Bs. As.
- Weld J. L.,** A.N. Sharpley, D.B. Beegle & W.J. Gburek. 2001. Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural Watersheds. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59: 29–38.
- Withers, P. J. A & P. M. Haygarth.** 2007. Preface: Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European Perspective. *British Society of Soil Science*, 23 (Suppl. 1), 1–4
- Withers, P.J.A.** and R.A. Hodgkinson. 2009. The effect of farming practices on phosphorus transfer to a headwater stream in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 347–355
- Wolfe, M.L.,** J. Pease, L. Zelazny, L. Daniels and G. Mullins. 2005. Virginia Phosphorus Index Version 2.0, Technical Guide. 54pp. Virginia Tech Blacksburg, VA 24061 On line: <http://p-index.agecon.vt.edu/Virginia%20P-Index%20V%202.0%20Technical%20Guide.pdf> (Consultado dic/2007)
- Zhang H.C.;** Cao, Z.H.; Shen, Q.R. y M.H. Wong. 2003. Effect of phosphate fertilizer application on phosphorus (P) losses from paddy soils. In: Taihu Lake Region. I. Effect of phosphate fertilizer rate on P losses from paddy soil. *Chemosphere* 50: 695–701