

Revisão Literária

Resumen

El manejo eficiente del N en los sistemas agrícolas representa un desafío para mantener el ritmo de crecimiento de la productividad asegurando la sostenibilidad del medio ambiente. El objetivo de este trabajo es describir las principales características asociadas a la problemática del N en los sistemas agrícolas y los principales resultados de la investigación, identificando las tendencias actuales en el

uso eficiente del N. La lixiviación de NO_3^- es un fenómeno físico que se ve favorecido por la baja energía implicada en su adsorción a las partículas del suelo y por su alta solubilidad en agua. Esto implica una alta susceptibilidad a la contaminación de mantos acuíferos profundos y el aumento progresivo de la concentración de NO en aguas superficiales. Consecuentemente se produce la eutrofización, proceso en el cual el crecimiento de bacterias, algas y otros microorganismos, consumen el oxígeno disuelto, generando un ambiente anaeróbico con sustancias tóxicas como sulfuros, nitritos y amoníaco que afecta la flora y fauna acuática. En el agua con compuestos orgánicos presentes, se inicia el proceso de nitrificación que se produce a través de la demanda de nitrógeno, la presencia de N-amonio y de N-nitrato, que junto con el fósforo contribuye a la eutrofización de las aguas. La contaminación de las aguas con NO_3^- desde la agricultura, producto de su aplicación excesiva, es un problema mundial ampliamente documentado, que ha requerido la creación de legislación específica, por ejemplo en la UE-27. El uso de modelos de simulación como herramienta de apoyo a la decisión en el manejo del N, muestra tener aplicabilidad en la gestión eficiente de la fertilización nitrogenada.

Palabras-clave: lixiviación de nitrato; contaminación del agua; sostenibilidad ambiental

El desafío del manejo del nitrógeno en el contexto de la productividad agrícola y de la vulnerabilidad medioambiental

*Freddy Soto Bravo¹
Cristiano André Pott²
Sidnei Osmar Jadoski³*

O desafio do manejo do nitrogênio no contexto da produtividade agrícola e da vulnerabilidade ambiental

Resumo

O manejo eficiente do nitrogênio representa um desafio para manter o ritmo de crescimento da produtividade assegurando a sustentabilidade ambiental. O objetivo deste trabalho é descrever as principais características associadas à problemática do N nos sistemas agrícolas e os principais resultados de pesquisas, identificando às tendências atuais em relação ao uso eficiente do N. A lixiviação de NO_3^- é um fenômeno físico que é favorecido pela baixa energia implicada em sua adsorção às partículas de solo e por sua alta solubilidade em água. Isto implica em uma alta susceptibilidade para a contaminação do lençol freático profundo e aumento progressivo da concentração de NO_3^- nas águas superficiais. Consequentemente se produz a eutrofização, processo no qual o crescimento de bactérias, algas e outros microrganismos, consomem o oxigênio presente, gerando um ambiente anaeróbico com substâncias tóxicas como sulfetos, nitritos e amoníaco que afeta a flora e fauna aquática. Com os compostos presentes na água, inicia-se u processo de nitrificação que ocorre através da demanda de nitrogênio, na presença de N-amônio e de N-nitrato, que junto com o fósforo contribui para a eutrofização das águas. A contaminação das águas com NO_3^- proveniente da agricultura, como um produto de adubação excessiva, é um problema mundial amplamente documentado, que ocasionou a criação de legislação específica, por exemplo, da UE-27. O uso de modelos de simulação como ferramenta de apoio à decisão no manejo do N mostra ter aplicabilidade prática na gestão eficiente da adubação nitrogenada.

Palavras-chave: lixiviação de nitrato; contaminação da água; sustentabilidade ambiental

Recebido em: 20/05/2011

Aceito para publicação em: 12/11/2011

1 - Ing. Agrônomo. Doutorando Dept^o producción Vegetal. Universidad de Almería. La Cañada de San Urbano 04120. Almería-España. freddy.sotobravo@ucr.ac.cr

2 - Ing. Agrônomo. Doutorando German Christian-Albrechts-Universität. Kiel. Alemanha. Prof. Agronomía - UNICENTRO. Deagro-Campus Cedeteg. Guarapuava-PR. cpott@unicentro.br

3 - Ing. Agrônomo, en estancia posdoctoral (2011/12) Dept^o producción Vegetal, Universidad de Almería-España. Prof. Agronomía - UNICENTRO. Deagro-Campus Cedeteg. Guarapuava-PR. sjadoski@unicentro.br

Introducción

Las principales fuentes de contaminación de aguas por NO_3^- son la polución difusa y puntual (THORNTON et al., 1999). Las aguas residuales de origen doméstico e industrial son las principales fuentes puntuales de contaminación (SCHMALZ et al., 2007). La contaminación difusa contribuye a través de diversas formas y dependen en gran medida del uso y manejo del suelo (PIETERSE et al., 2003; SILEIKA et al., 2006; KRONVANG et al., 2008; LASSALETTA et al., 2009; ROTHWELL et al., 2010; TAO et al., 2010). El N es el nutriente más utilizado en la agricultura para garantizar la productividad de la mayoría de los cultivos (HATCH et al., 2002; RATHKE et al., 2005). En el suelo, la mayor cantidad de N se encuentra en forma orgánica, mientras que las plantas lo absorben de forma inorgánica como el ión NO_3^- o NH_4^+ . En suelos bien aireados, domina la forma de NO_3^- , pues el NH_4^+ es rápidamente convertido a NO_3^- por microorganismos nitrificadores (MUCHOVEJ y REHCIGL, 1994). El NO_3^- , por tener carga negativa es altamente soluble en agua y altamente susceptible a la pérdida por lixiviación o por el escurrimiento superficial.

En sistemas ambientales acuáticos, teniendo en cuenta algunos tipos de cultivos, especialmente el arroz cultivado en sistema inundado, el N existe principalmente en cuatro formas: N orgánico (proteínas, aminoácidos y urea), amoníaco

[NH_3^+], amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), (DAVIE, 2008). En un río el entrada de compuestos orgánicos tienden a causar eutrofización considerando que: (i) ocurre demanda de oxígeno en el proceso de nitrificación, (ii) se producen sustancias altamente tóxicas como sulfuros, nitritos y amoníaco para los organismos acuáticos, mismo en bajas concentraciones, (iii) el producto final de ese proceso (NO_3^-), juntamente con el fosfato contribuyen para el proceso de eutrofización de las aguas (NOVOTNY y OLEM, 1993).

El consumo mundial de fertilizantes N durante los años 1990-1991 fue de 26 millones de toneladas por año, con un aumento proyectado de la demanda anual de cerca de 2-3% (SHAVIV e MIKKELSEN, 1993). FRINK et al. (1999), señalan que en el año 1998 el consumo global de N en la agricultura, considerando el N aplicado en fertilizantes, el N atmosférico y de fijación biológica, alcanzó un estimado de 80 millones de toneladas, 100 veces mayor que en el año 1900.

TOWNSEND et al. (2003) describen un modelo conceptual sobre el efecto neto del incremento de nitrógeno de origen antropogénico sobre la salud humana (Figura 1), el cual demuestra que el aumento de los aportes de nitrógeno en la biosfera genera efectos positivos en la productividad de los cultivos, con una mayor disponibilidad de alimentos que repercute positivamente en la salud humana. Sin embargo, hay un punto límite a partir del cual,

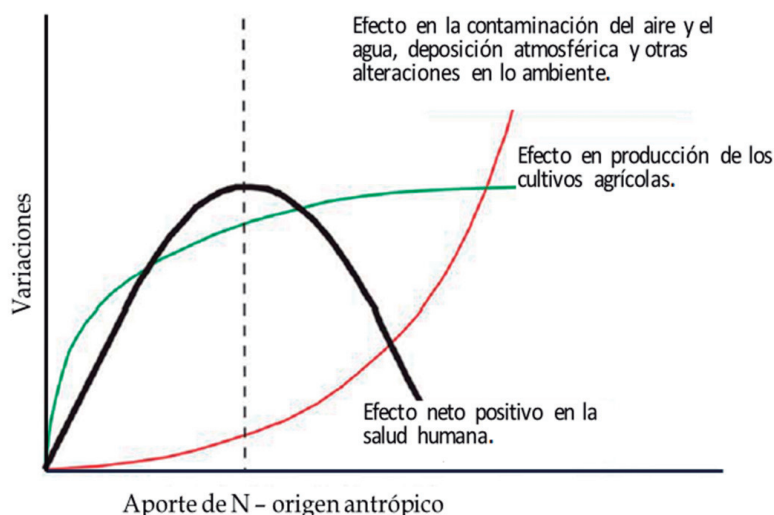


Figura 1. Modelo conceptual sobre el efecto neto del incremento de nitrógeno de origen antropogénico sobre la salud humana y medioambiente. Adaptado de TOWNSEND et al. (2003).

aumento de los aportes de nitrógeno no incrementa la producción agrícola. Por el contrario, ocasiona un exponencial incremento de las pérdidas del N hacia el aire, el agua, y atmosfera, que repercute negativamente en la salud humana.

El objetivo de este trabajo es describir las principales características asociadas a la problemática del N en los sistemas agrícolas y los principales resultados de la investigación, identificando las tendencias actuales en el uso eficiente del N.

Importancia del N en la agricultura

La baja eficiencia del aprovechamiento del N en los sistemas agrícolas representa una situación de riesgo potencial en los aspectos económico y de sostenibilidad ambiental, planteando un desafío urgente en mejorar la eficiencia del uso de los fertilizantes N (SHAVIV y MIKKELSEN, 1993).

Al respecto, KENNETH et al. (2002) señalan que la definición del programa de investigación y desarrollo de políticas eficaces requiere un conocimiento cuantitativo de los niveles actuales de N aportados, con el objetivo de reducir sus pérdidas. Plantean que a pesar de los avances en la biología básica, ecología y biogeoquímica proporcionar algunas respuestas, la magnitud del reto científico no debe ser subestimada, ya que cada vez es más difícil de controlar el destino del N en los sistemas de cultivo, que deben sustentar la creciente necesidad de alimentos con el incremento del rendimiento, bajo la oferta limitada de las tierras para producción agrícola en el mundo.

Como caracterizan RICHTER y ROELCKE (2000), el aporte y no utilización de productos del ciclo de los nutrientes solubles y/o inestables en lo sistema de la producción agrícola, debe ser interpretado como un indicador de baja eficiencia y insostenibilidad en las prácticas más recientes de la agricultura intensiva.

KENNETH et al. (2002) señalan que el reto global de abastecer la creciente demanda de alimentos aumenta la necesidad de insumos para la producción, con grandes aportes de N, y consecuentemente, la necesidad de asegurar la sostenibilidad ambiental en los sistemas agrícolas. Al respecto, FRINK et al. (1999), plantean que la demanda de N para la producción de alimentos actual, se ha triplicado con respecto al año 1900, donde la contribución del N dependía principalmente del N atmosférico y de fijación biológica. Por tanto, el balance entre los

aportes y la demanda de N en los cultivos, sin excesos o déficit, es la clave para optimizar el equilibrio entre el rendimiento, rentabilidad y protección ambiental.

Con respecto a los daños socio-ambientales, JADOSKI et al. (2010) señalan que son necesarios más estudios para desarrollar estrategias de manejo del N, relacionadas con la sostenibilidad agrícola y con un riesgo mínimo para el medio ambiente. Es imprescindible mejorar las prácticas de manejo del riego y el N, reduciendo los aportes de fertilizantes, incrementando la eficiencia de utilización por las plantas y reduciendo la lixiviación de NO_3^- en el suelo. En este proceso, es esencial la información y la concientización de los agentes involucrados en la producción y comercialización de fertilizantes nitrogenados.

La importancia de las cuencas hidrográficas como unidad de gestión de los aportes de N

Las cuencas hidrográficas constituyen la unidad básica para la gestión de las prácticas integradas en la agricultura. KAISER et al. (2008) destacan que la conservación de las cuencas hidrográficas crea beneficiarios dentro y fuera del área de gestión de interés y la magnitud de los beneficios alcanzados también depende considerablemente de las políticas económicas que acompañan las medidas de conservación. Sin embargo, teniendo en cuenta la aplicación de prácticas de gestión más adecuadas, especialmente en relación con el suministro de fertilizantes químicos con énfasis en el N, los beneficios más inmediatos y directos están relacionados con la mejora de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.

Para LAL et al. (2011) las decisiones de gestión sobre las prácticas de conservación, la agricultura basada en criterios de conservación y sostenibilidad a nivel de cuencas y el reciclaje de residuos de cosecha al suelo, pueden contribuir a la sostenibilidad del medio ambiente. Además, el manejo de los pastizales y cultivos agrícolas en gran escala, la recuperación de áreas degradadas y desérticas, y la gestión de N para reducir la contaminación del agua y emisión de gases de efecto invernadero, bajo el enfoque de un modelo de gestión a nivel de cuencas, son aspectos importantes que pueden ayudar a mitigar los problemas de contaminación de los acuíferos con NO_3^- .

Además de mejorar el manejo de nitrógeno

en el suelo, también es necesario controlar la concentración de las diferentes formas de N en los flujos de agua (GALLOWAY et al., 2008). Para BOURAOUI y GRIZZETTI (2011), esta información es importante para verificar los cambios que se producen en las cuencas hidrográficas. El conocimiento de la dinámica de la contaminación le permite seleccionar las prácticas de mitigación más adecuadas para reducir la concentración de N y los riesgos de eutrofización de las aguas (WITHERS y SHARPLEY, 2008; IITAL et al., 2008).

Como ejemplo, la disminución del uso de fertilizantes minerales en países de la Europa Oriental empezó en el final de 1980, pero las concentraciones de nutrientes en los ríos no se reducen en la misma proporción. Esto ocurrió debido a que una gran cantidad de N se almacena en la parte orgánica del suelo y se liberan gradualmente en el proceso de mineralización (GRIMVALL et al., 2000; STALN ACKE et al., 2004; SILEIKA et al., 2006). Además, JACKSON et al. (2008) acrecen que la zona no saturada de cuencas puede impedir la disminución de los niveles de NO_3^- , porque esto no se reduce a N_2 durante el proceso de desnitrificación

CHERRY et al. (2008) informan que tanto el efecto de "taponamiento", como el largo tiempo de tránsito del NO_3^- hacen que los resultados de las continuas buenas prácticas de gestión de N en los cultivos exigen un cierto tiempo para que las respuestas sean verificadas en las corrientes de agua y reservorios naturales de agua. Este tiempo de reacción puede variar de 10 a 40 años en aguas superficiales (FENTON et al., 2011, JACKSON et al., 2008) y de 25 a 60 años para aguas subterráneas (OSENBRÜCK et al., 2006, JACKSON et al., 2008).

Los índices de vulnerabilidad consideran aspectos del uso del suelo, o que surte efecto altamente positivo en las estimativas de contaminación. Para estudios de contaminación por nitrato tales índices son muy sencillos y útiles en la caracterización de las zonas vulnerables, siendo los de mayor uso los índices de vulnerabilidad intrínseca DRASTIC, GOD y SINTACS (LILLY et al., 2001). Sin embargo (DEBENARDI et al. (2008), señalan la existencia de determinadas limitaciones en el uso de estos índices, incluyendo la interpretación de los rangos de vulnerabilidad, inserción de procesos como la desnitrificación, migración horizontal, dilución, la escorrentía superficial, las interacciones río-acuífero y los efectos del clima.

Según DACHLER (2001), para tener una

correcta estimación del N a aportar, se tiene que considerar a una serie de factores, tales como requerimientos del cultivo y la disponibilidad de nitrógeno en el suelo. Sin embargo, los métodos tradicionales de laboratorio para el diagnóstico de suelos y el análisis foliar para la curva de absorción, tienen sus limitaciones en tiempo de respuesta y costos. Por esto el autor señala la aplicación de métodos directos en el campo, a partir de sensores ópticos del nitrógeno en el suelo y las plantas, tales como medidores de clorofila, electrodos específicos, N SAP, N Tester, entre otros. Para SAMBORSKI et al. (2009), estas técnicas no destructivas, permiten monitorizar el contenido de N actual en las plantas en tiempo real y directamente en el campo de cultivo, basados en propiedades ópticas como la reflectancia del dosel vegetal o la transmitancia de la hoja

Por lo tanto, permiten un mejor control del aporte de N, reduciendo las pérdidas de nitrógeno, especialmente en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (Del AMOR, et al., 2006). Como ejemplos de equipos electrónicos, se puede destacar el SPAD-502, que mide el intensidad del color verde de las hojas y el contenido en clorofila, relacionados con la concentración de nitrógeno. Ya equipos como el DUALEX 4 y el MULTIPLEX miden el contenido de flavonoles en hoja (SAMBORSKI et al., 2009), el cual es un indicador del estrés en la planta debido a una deficiencia de N (CARTELAT et al., 2005). Otros equipos como el Crop Circle ACS-470 y N-SENSOR miden la reflectancia de una pequeña superficie foliar en una área representativa del cultivo.

Relaciones entre el balance y el aporte excesivo de N

Al discutir la eficiencia de las prácticas de manejo en los sistemas agrícolas de las cuencas hidrográficas, se ha observado algunas reducciones de las pérdidas de NO_3^- . Al respecto, MULLA (2008) señala que con la aplicación de algunas prácticas de manejo, como el cultivo con sistema de drenaje controlada en el cultivo del maíz, se disminuyó las pérdidas de NO_3^- entre 15 y 96%. Además, la dosificación de fertilizantes en pequeñas dosis de acuerdo a la demanda según la etapa del cultivo, redujeron las pérdidas de NO_3^- desde 6 al 58%. Otras alternativas como el uso de cultivos de cobertura, sistemas de cultivo en bandas y los sistemas agroforestales, han mostrado un gran potencial para

reducir las pérdidas de NO_3^- .

En el cultivo del maíz, WOLSCHIK et al. (2008), al evaluar la aplicación de N en diferentes años con baja y alta precipitación en América del Sur, verificaron que la aplicación inicial de N en altas dosis no es económicamente viable y potencia la pérdida de NO_3^- .

MATSON et al. (1998) señalan que en los sistemas de cultivo intensivos de trigo en México, las prácticas convencionales de fertilización condujeron a pérdidas extremadamente altas de N. Además, encontraron que la aplicación de N mineral según los requerimientos en etapas específicas del cultivo, es una medida eficaz para reducir los aportes y las pérdidas de N sin afectar el rendimiento y la calidad del grano.

Las tendencias en la producción de maíz y trigo en las últimas cuatro décadas muestran que las tasas de aplicación de N aumentaron unas 15 veces, mientras que la acumulación en el grano solamente 3-4 veces. Al mismo tiempo, la recuperación de N por el cultivo fue aproximadamente un 50% (SHAVIV y MIKKELSEN, 1993).

En el cultivo del arroz, CASSMAN et al. (1993) observaron grandes variaciones en las cantidades de N aportadas y una baja eficiencia de recuperación por el cultivo. Además, concluyen que la mejora en la eficiencia del uso de N como fertilizante, requiere una estrategia de manejo más intensa, con un mayor aporte de la investigación que permita aplicar el fertilizante N en un patrón más estacional, de acuerdo a la demanda del cultivo y a la disponibilidad en el suelo.

CASSMAN et al. (2002) plantean que para un manejo óptimo del N debe existir un balance entre los aportes, N disponible en el suelo y el requerimiento de N por el cultivo. Sin embargo, diferentes estudios han demostrado un desbalance entre aporte y demanda de N. Por ejemplo, RICHTER y ROELCKE (2000), encontraron que en algunas áreas agrícolas de Alemania, se aplicó un exceso de 110-130 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Estos autores señalan que en China se encontró un exceso de 125 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en el cultivo intensivo de maíz en verano, de 230 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en trigo de invierno, y de 217-335 kg N ha⁻¹ en áreas cultivadas con arroz y trigo. En este mismo estudio se describe que en el perfil de suelo de 0-0,9 m de profundidad, se encontró con frecuencia contenidos de N mineral entre 50 y 100 kg N ha⁻¹ en el periodo entre cultivos. En estas zonas, en muestras de agua de pozo, los autores encontraron que el contenido de NO_3^- excedió

en 38 a 50% el límite establecido para el agua potable.

En Almería en el sudeste de España, que presenta la mayor concentración de invernaderos del mundo, THOMPSON et al. (2006) reportaron un alto potencial de lixiviación de NO_3^- y gran riesgo de contaminación de los acuíferos subyacentes debido al uso excesivo de nitrógeno orgánico y de fertilizantes nitrogenados. MARTÍNEZ-GAITAN et al (2006) en un estudio de caracterización de prácticas de invernaderos comerciales en Almería, encontraron que las aplicaciones promedio de N fueron de 1,5 y 2 veces superiores a la cantidad de N absorbido en el 42 y 21% de los invernaderos estudiados, respectivamente.

GALLARDO (2007), describe que en la zona del Poniente de Almería, los niveles piezométricos y la concentración de NO_3^- están aumentando en los acuíferos. Investigaciones recientes han determinado concentraciones de NO_3^- desde 520 hasta 1000 mg $\text{NO}_3^- \text{L}^{-1}$ en el drenaje, sobrepasando muchísimo el máximo de 50 mg L^{-1} establecido para el agua para el consumo humano.

La contaminación por NO_3^- de las aguas superficiales han sido asociadas a la agricultura de regadío en todo el mundo (CAVERO et al., 2003). Los autores destacan que en la Cuenca del Ebro en España, a pesar de si tener una buena gestión del riego en maíz y alfalfa, se encontraron pérdidas de NO_3^- entre 18 y 49 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el agua de drenaje (23-29 mg L^{-1}), equivalente a un 8 y 22% del fertilizante aplicado.

En cultivo de coco de regadío (Palmaceae) en el noreste semiárido de Brasil, ANDRADE et al. (2009), encontraron que las concentraciones de NO_3^- en el agua de los pozos, son directamente influenciadas por la agricultura de regadío, superando significativamente los límites máximos establecidos para el consumo humano y para la clasificación de las corrientes de agua. Para los autores, uno de los principales aspectos a corregir para una mejor eficiencia de uso de los recursos hídricos y los fertilizantes nitrogenados, es la adopción de prácticas de manejo de riego adaptadas al tipo de suelo y cultivos.

En el área de la producción ganadera hay también una creciente tendencia a la integración de cultivos y ganadería, mediante la gestión de residuos. De acuerdo con PWLSON (1993), la mineralización de la materia orgánica del suelo y de los residuos de cultivos y animales, proporcionan la mayor parte de la NO_3^- lixiviado durante el invierno. Esto se ve

favorecido en las condiciones climáticas del noroeste de Europa, donde el proceso de mineralización es mal sincronizado con la captación de N por las plantas. El autor plantea que el mantenimiento de la cobertura vegetal durante el invierno podría disminuir considerablemente la lixiviación de NO_3^- .

Aspectos de la problemática del N e la comunidad europea

Actualmente la Comunidad Europea (EU-27) ha establecido políticas medioambientales a respecto a la protección de los recursos hídricos en: (i) Directiva Marco del Agua 2000/60/CE para el manejo de cuencas (EEC, 2000), (ii) Directiva de Nitratos 91/676/CEE (EEC, 1991a), (iii) Directiva sobre aguas subterráneas 2006/118/EC y (iv) Directiva 98/83/EC para el agua de consumo humano, así como Directiva 91/271/EEC (1991b) de tratamiento de aguas.

El objetivo de la Directiva 2000/60/CE establece que a finales de 2015 todos los cursos de agua de los países miembros de la UE-27 deben llegar a un estado de la calidad "buena" del agua. En la directiva 91/676/CEE se establece la obligación de identificar zonas vulnerables, establecer planes de actuación y buenas prácticas agrícolas. En la Directiva 98/83/EC se establece un límite máximo de 50 mg L^{-1} en el agua para el consumo humano.

La contaminación de las aguas por NO_3^- asociada a la agricultura de regadío, es un problema mundial ampliamente investigado (CAVERO et al., 2003; NEAL et al., 2006; CHERRY et al., 2008; HOWDEN e BURT, 2008; PEREIRA et al., 2009; BOURAOUI e GRIZZETTI, 2011; JACKSON et al., 2008; SILEIKA et al., 2006; SCHMALZ et al., 2008; KRONVANG et al., 2008; IITAL et al., 2005; LAM et al., 2011). Sin embargo, son pocos los trabajos que muestran éxito en la reducción de los niveles de contaminación, entre los cuales se destacan los trabajos de KRONVANG et al. (2008), IITAL et al. (2005) y POTT et al. (2012).

De acuerdo con a KRONVANG et al. (2008), el éxito en la reducción de la contaminación del N en Dinamarca se debe a tres principales instrumentos implementados: (i) los requisitos obligatorios para mejorar el tratamiento de aguas residuales (Estaciones de tratamiento - ETARS), incluyendo la eliminación de N en ETARS mayores, (ii) los planes necesarios para la fertilización y rotación de cultivos, considerando los requerimientos de los cultivos, y (iii) establecimiento del nivel máximo de N disponible aplicado desde estiércol.

Para IITAL et al. (2005) el éxito en la reducción de la contaminación del N en Estonia se debió a: (i) una reducción drástica en el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, (ii) aumento de la proporción de los pastizales y tierras abandonadas reduciendo el área cultivable (iii) las mejores prácticas de manejo y conservación de suelos. En Alemania, a partir de la Directiva UE-27 sobre nitratos, el Ministerio de Agricultura regula el uso y manejo de fertilizantes, de conformidad con las mejores prácticas de gestión (DÜV, 1996). En la práctica, la dosis de fertilizante nitrogenado mineral disminuyó de 115 kg ha^{-1} a 93 kg ha^{-1} de N, indicando una reducción de 20% en los últimos 20 años (FEDERAL STATISTICAL OFFICE, 1992-2011). Además, con el objetivo de mejorar la calidad del agua, se implementaron muchas obras en los cauces y márgenes de los ríos para evitar la erosión, como por ejemplo la restauración de la vegetación en las riberas (POTT et al., 2012).

Los modelos de simulación como herramientas de apoyo a la decisión en el manejo del N

Según PWLSON (1993), es necesario un conocimiento cuantitativo del ciclo de N en los sistemas de producción, para proyectar estrategias que permitan disminuir las pérdidas de N en los sistemas agrícolas. Sin embargo, es muy difícil realizar mediciones confiables en muchos de los principales procesos en condiciones de campo. La combinación de experimentos y de modelos de simulación puede proveer información más precisa sobre La fertilización N.

Un modelo es una representación simplificada de los procesos que ocurren en un sistema real que no es aplicable fuera del entorno en el cual fueron creados, por lo tanto requiere una calibración *in situ* para ser aplicado. Los modelos se enmarcan dentro del enfoque de sistemas, donde hay un conjunto de variables de estado que interactúan entre sí y manifiestan una evolución dinámica del comportamiento real en el tiempo. Esto se puede expresar mediante un modelo matemático de ecuaciones diferenciales y así simular virtualmente una realidad bajo condiciones determinadas, conforme expresan CANNAVO et al. (2008).

Según los fundamentos en que se basan, THORNLEY (2006), define tres tipos de modelos: empíricos, teleomónicos y mecanicistas o explicativos. A través de su historia los modelos han evolucionado desde los más simples hasta modelos cada vez más

complejos, favorecido por el desarrollo tecnológico de lenguajes de programación y las computadoras. Según CANNAVO et al. (2008) la tendencia principal en el modelado de los últimos 15 años ha sido el cambio de los modelos mecanicistas a los modelos funcionales, con una simplificación de las ecuaciones involucradas y una integración de módulos de acuerdo a objetivos específicos.

Los modelos mecanicistas o explicativos describen el comportamiento de un sistema biológico, bioquímico o físico, relacionando los mecanismos esenciales de cada proceso. Por ejemplo, en el modelado de un sistema biológico de un cultivo se establece un nivel jerárquico desde el más bajo nivel (organelas y células) hasta el nivel de planta y cultivo. Es un modelo matemático que utiliza ecuaciones diferenciales no lineales que explican el comportamiento de las variables de estado a cada nivel. Finalmente integrando el conjunto de ecuaciones define y resume el sistema biológico a nivel de toda la planta. Para GUO et al. (2010), existen grandes diferencias en los modelos y los métodos tradicionales de manejo basados en el análisis de laboratorio del N mineral del suelo, siendo que estos últimos demandan mucho tiempo, son costosos, no toman en cuenta el aporte del N mineralizado desde residuos de cultivo y materia orgánica del suelo y no permiten estimar las pérdidas de N por lixiviación.

Según THORNLEY (2005) en los modelos utilizados en investigación las hipótesis son especulativas, la relación con los datos observacionales a menudo son tenues, la exactitud de las predicciones es variable, el ámbito de aplicación es amplio y son muy complejos. Por tal razón, para que los modelos de simulación sean un reflejo de la realidad de un cultivo agrícola, estos deben ser calibrados y validados técnica y científicamente para cada entorno en particular definido por el cultivo, suelo, clima y prácticas de cultivo, entre otros. Al respecto, CANNAVO et al. (2008) señalan que los modelos más recientes, generalmente se han basado en contextos específicos y no pueden extrapolarse directamente a otros contextos edafoclimáticos y de manejo de cultivos, por esto es necesario evaluar bajo diferentes escenarios que implican cambios en el uso del suelo y en el manejo del clima y de las incertidumbres climáticas.

Para ello es necesario disponer de un conjunto de datos de ensayos de fertilización nitrogenada, y cuanto mayor sea la base de datos en los que calibrar un modelo, mayor será la fiabilidad de las predicciones. Si el modelo ha sido correctamente calibrado y

validado a partir de medidas experimentales, los resultados son extrapolables al sistema real, y podrían ser una herramienta útil en el manejo óptimo del riego y fertilización nitrogenada (HOULÉS, 2004).

Los modelos hacen posible la experimentación en condiciones que podrían ser peligrosas o de elevado coste económico en la vida real, sustituyendo los métodos tradicionales de investigación basado en la recopilación de datos mediante la experimentación, con una evaluación anticipada y rápida de los posibles resultados de diferentes alternativas u opciones de decisión. De esta forma permite responder a preguntas del tipo "qué ocurriría si realizamos este cambio en ...", necesarias para investigar el impacto de decisiones tomadas en el manejo de los agroecosistemas, reduciendo el riesgo asociado a la toma de decisiones (MEINKE et al., 2008).

Los modelos son útiles para la evaluación del impacto futuro de políticas legislativas, tales como la implementación de buenas prácticas agrícolas en algunas regiones, subregiones y fincas (NENDEL et al., 2009; OVERLOOP et al., 2001), permitiendo establecer las legislación más adecuada. Como herramienta en la toma de decisión y manejo de cultivos permiten la estimación de la demanda de N por el cultivo, planificar fechas de plantación, distintas densidades de plantación, escenario de clima, riego, tipos de suelo y fertilización, entre otros.

Existen muchos modelos que simulan la dinámica del N en el sistema suelo-planta de cultivos agrícolas a campo abierto, sin embargo, la mayoría de ellos son para cultivos extensivos, principalmente cereales. CANNAVO et al. (2008) analizaron 62 modelos que simulan la dinámica de nitrógeno, y encontraron que sólo dos modelos son capaces de simular el ciclo de N en cuatro familias de cultivos, mientras que el resto se limitan a un solo cultivo.

Entre los modelos más recientes utilizados están: STICS (BRISSEON et al., 2003), APSIM (KEATING et al., 2003), NDICEA (VAN der BURGT et al., 2006), NLEAP (SHAFFER et al., 1991, 2010), N_ABLE (GREENWOOD, 2001), EU-Rotate_N (RHAN et al., 2010), SMCR_N (ZHANG et al., 2010), EPIC (WILLIAMS et al., 1995; JOHNSON et al., 1991), SOILN (HOFFMAN et al., 1999), GLEAMS (LEONARD et al., 1987), LEACHM (WAGENET et al., 1989) y CropSyst (STÖCKLE et al., 2003).

Posteriormente, se desarrolló el modelo WELL_N a partir de N_ABLE, muy utilizado como herramienta de apoyo de decisión de técnicos asesores para el manejo eficiente del N (Burns, 2006). El modelo N_ABLE (GREENWOOD et al.,

1996; GREENWOOD, 2001) se desarrolló como una herramienta de recomendación de abonado en 22 cultivos hortícolas, para reducir la lixiviación de N-NO_3^- en horticultura intensiva al aire libre en el Reino Unido.

El modelo N_LEAP también se ha evaluado en algunos cultivos hortícolas con resultados satisfactorios (DELGADO et al., 2000, KARAMAN, et al., 2005). El modelo LEACH_N, ha sido utilizado para evaluar los efectos de prácticas de fertilización en el cultivo de patata (UNLU et al., 1999) y para la predicción de lixiviación de N ante la aplicación de residuos lecheros en un suelo arenoso (MAHMOOD, 2005), entre otros. En California, en una rotación de tomate-cártamo y tomate-trigo, CAVERO (1999) utilizó el modelo EPIC para estimar el consumo de N, el contenido de N mineral en el suelo y las pérdidas por lixiviación.

El modelo CropSyst ha sido utilizado para evaluar la dinámica del N en trigo (DJUMANIYAZOVA et al., 2010) y en rotaciones de patata, trigo y maíz (PERALTA et al., 2002), donde se han obtenido resultados favorables. En cultivos en invernadero en Almería, se ha desarrollado y validado una versión del módulo de crecimiento del cultivo basada en CropSyst, donde se simula la extracción de N, consumo de agua, producción de materia seca y área foliar en cultivos de pimiento, tomate y melón (MARTÍNEZ-GAITÁN et al., 2008).

El modelo EURODATE_N, se basa en un proceso dinámico que simula la interacción cultivo-suelo-ambiente, basado en el modelo de N-able. Este modelo ha sido evaluado en diferentes cultivos con resultados aceptables. RAHN et al., (2007), lo utilizaron para evaluar los efectos de la legislación sobre la lixiviación de NO_3^- y el valor económico de rotaciones hortícolas. En otro estudio a nivel regional en Alemania, donde NENDEL et al. (2009) demostraron su utilidad para predecir el impacto de la legislación de NO_3^- vigente en los beneficios económicos y ambientales en cultivos hortícolas en rotación. En Barcelona, DOLTRA et al. (2007), en una rotación de cultivos de pimiento-coliflor-acelga demostraron que la lixiviación de NO_3^- se puede reducir alrededor de un 65% y 173% en los cultivos de pimiento y acelga, respectivamente.

Consideraciones finales

A partir de la información presentada, se puede afirmar que el manejo de la fertilización con nitrógeno adquiere cada vez más importancia

en el contexto de zonas agrícolas. A pesar de las investigaciones realizadas a nivel mundial, el uso eficiente del N en los sistemas agrícolas para cada zona en particular, parece estar todavía en una etapa de concientización, identificación y establecimiento del balance entre los aportes de N mineral del suelo, de los diferentes grupos de materia orgánica y de residuos de cultivo y la extracción del cultivo. Así, para cada región agrícola, es necesaria la cuantificación de los excesos de N aportados para estimar el potencial de lixiviación y la consecuente contaminación ambiental.

La lixiviación de nitratos ocurre bajo un aporte en exceso de agua y de N, por tanto, para enfrentar la problemática de NO_3^- el manejo debe enfocarse en estos dos aspectos. La aplicación optimizada de N requiere de una aplicación fraccionada según los requerimientos del cultivo en las distintas etapas de desarrollo. Además, se debe considerar la disponibilidad de N mineral residual en el suelo, el N mineralizado desde la materia orgánica del suelo, el N del estiércol animal aplicado y de residuos de los cultivos.

El manejo en sistemas agrícolas con rotación de cultivos, coberturas verdes, con el objetivo de mantener y incrementar la materia orgánica del suelo, resulta ser una práctica fundamental para sí reducir la liberación de N a la solución del suelo y el potencial de lixiviación de NO_3^- .

La contaminación con NO_3^- de los cuerpos de agua, están siendo identificados en diferentes partes del mundo, y el proceso de mitigación de este problema debe ser considerado a largo plazo ya que la respuesta a las medidas de mitigación en la reducción de la concentración la solución del suelo, en aguas superficiales y profundas y reservorios naturales de agua demuestra también ser un proceso a largo plazo. Esto se debe en gran parte por el largo tiempo de tránsito del NO_3^- en el suelo hasta su deposición final.

Considerando las limitantes para realizar mediciones precisas y fiables en las condiciones reales de diferentes sistemas de cultivo y el tiempo y costos asociados, la combinación de la información de la investigación con la experiencia de campo y la aplicación de modelos de simulación demuestra ser una de las alternativas más viables en la actualidad. Es importante la adaptación del manejo a los diferentes niveles tecnológicos de los sistemas de producción, ya sea extensivo o intensivo, al aire libre o en invernadero, considerando su vulnerabilidad según aspectos básicos en las relaciones entre cultivo, clima y suelo.

Referencias

- ANDRADE, E. M.; AQUINO, D.N.; CRISÓSTOMO, L.A.; RODRIGUES, J.O.; LOPES, F.B. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciencia Rural**, v.39, n.1, p.88-95, 2009
- BOURAOUI, F.; GRIZZETTI, B. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. **Science of the Total Environment**, v.409, n.23, p.4899-4916, 2011.
- BRISSON, N.; GARY, C.; JUSTES, E.; ROCHE, R. An overview of the crop model STICS. **European Journal Agronomy**, v.18, p.309-332, 2003.
- BURNS, I.G. Assessing N fertiliser requirements and the reliability of different recommendation systems. **Acta Horticulturae**, v.700, p.35-48, 2006.
- BURT, T. P. Monitoring change in hydrological systems. **Science of the Total Environment**, v.310, n.1-3, p.9-16, 2003.
- CANNAVO, P.; RECOUS, S.; PARNAUDEAU, V.; REAU, R. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. **Advances in Agronomy**, v.97, p.131-174, 2008.
- CARTELAT, A.; CEROVIC Z.G.; GOULAS Y.; MEYER S.; et al. Optically assessed contents of leaf polyphenolics and chlorophyll as indicators of nitrogen deficiency in wheat (*Triticum aestivum* L.). **Field Crop Research** v.91, p.35-49, 2005.
- CASSMAN, K. G.; KROPFF, M. J.; GAUNT, J.; PENG, S. Nitrogen use efficiency of rice reconsidered: What are the key constraints? **Plant and Soil**, v.155-156, n.1, p.359-362, 1993.
- CAVERO, A.; BELTRÁN, B.; ARAGÜÉS, R. Nitrate Exported in Drainage Waters of Two Sprinkler-Irrigated Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v.32 n.3, p.916-926, 2003.
- CHERRY, K. A.; SHEPHERD, M.; WITHERS, P.; MOONEY, S. J. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: a review of methods. **Science of the Total Environment**, v.406, n.1-2, p.1-23, 2008.
- DACHLER, M. Sampling and Analytical Methods for the determination of Available Soil Nitrogen In Australia. **Acta Horticulturae**, v.506, n.239-245, 2001.
- DAVIE, T. **Fundamentals of hydrology: Fundamentals of physical geography**. London and New York: Routledge, 2008.
- DEBERNARDI, L.; De LUCA, D.A.; LASAGNA, M. Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. **Environmental Geology**, v.55, n.3, p.539-558, 2007.
- Del AMOR, F.M; ESPINOSA, F.; MOLINA, S.; VARÓ, P.; CÁMARA, J.M.; LÓPEZ, Y.A. Evaluación de métodos para la determinación de N en el cultivo de pimiento. **Revista Horticultura**. n.196, p.14-20, 2006.
- DELGADO J.; FOLLETT, R.F; SHAFFER, M.J. Simulation of nitrate-nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths. **Soil Science Society American Journal**, v.64, p.1050-1054. 2000.
- DJUMANIYAZOVA, Y.; SOMMER, R.; IBRAGIMOV, N.; RUZIMOV, J.; LAMERS, J.; VLEK, P. Simulating water use and N response of winter wheat in the irrigated floodplains of northwest uzbekistan. **Field Crops Research**, v.116, n.3, p.239-251, 2010.
- DOLTRA J.; CARPINTERO, J.M.; KHAYYO S.; RAMOS C. Use of a crop model to study the response of artichoke to different levels of soil mineral nitrogen. **Acta Horticulturae**, v.730, p.257-264, 2007.
- DÜV. D. **Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen**. Bundesministerium der Justiz. 1996. Disponível em: http://www.gesetze-im-internet.de/d_v/BJNR002000006.html. Acesso em 10 Jan. 2012.
- EEC. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. **Official Journal of the European Communities**, v.L135, p.40-52, 1991a.

- EEC. Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste water treatment. **Official Journal of the European Communities**, v.L375, p.1-8, 1991b.
- EEC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. **Official Journal of the European Communities**, v.L327, p.1-72, 2000.
- FEDERAL STATISTICAL OFFICE. **Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland**. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, 1992-2011.
- FENTON, O.; SCHULTE, R. P. O.; JORDAN, P.; LALOR, S. T. J.; RICHARDS, K. G. Time lag: a methodology for the estimation of vertical and horizontal travel and flushing timescale to nitrate threshold concentrations in Irish aquifers. **Environmental Science and Policy**, v.14, n.4, p.419-431, 2011.
- FRINK, C. R.; WAGGONER, P. E.; AUSUBEL, J. H. Nitrogen fertilizer: Retrospect and prospect. **Proceedings National Academy Science - USA**. v.96, n.4, p.1175-1180, 1999.
- GALLARDO, M. Uso eficiente del agua y el nitrógeno en cultivos hortícolas de invernadero. **Revista Electrónica de medioambiente - M+A**. v.5, n.1, p.26-33, 2007. Disponible en: <<http://www.ucm.es/info/iuca/M+A%20Index.htm>>. Acceso en: 16 sept. 2011.
- GALLOWAY, J. N.; TOWNSEND, A. R.; ERISMAN, J. W.; BEKUNDA M.; CAI, Z. et al. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. **Science**, v.320 n.5878, p.889-892. 2008.
- GREENWOOD, D.J. Modeling N-response of field vegetable crops grown under diverse conditions with N-ABLE: a review. **Journal of Plant Nutrition** v.24, p.1799-1815, 2001.
- GREENWOOD, D.J.; RHAN, C.R.; DRAYCOTT, A. **Modelling nitrogen fertilizer requirements of field grown crops**. N-ABLE Nitrogen Fertilizer Model. HRI, Wellesbourne-U.K. 1996. p.77-93
- GRIMVALL, A.; STÅLNACKE, P.; TONDERSKI, A. Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective. **Ecological engineering**, v.14, n.4. p.363-371, 2000.
- GUO, R.; NENDEL, C.; RAHN, C.; JIANG, C.; CHEN, Q. Tracking nitrogen losses in a greenhouse crop rotation experiment in north china using the EU-Rotate_N simulation model. **Environmental Pollution**, v.158, n.6, p.2218-2229, 2010.
- HATCH, D.; GOULDING, K.; MURPHY, D. NITROGEN. In: Haygarth, P. M.; Jarvis, S. C. (Eds.). **Hydrology and water quality**. Oxon: CABI, 2002. p.7-27.
- HOFFMAN, M.; JOHNSSON, H. A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. **Environmental Modelling and Assessment**, v.4, p.35-44, 1999.
- HOULES, V. **Mise au point d'un outil de modulation intraparcellaire de la fertilisation azotée du blé d'hiver basé sur la télédétection et un modèle de culture**. Saint-Mandé (France). Université de Marne la Vallée. 2004. 142p.
- HOWDEN, N.J.K.; BURT, T.P. Temporal and spatial analysis of nitrate concentrations from the Frome and Piddle catchments in Dorset (UK) for water years 1978 to 2007: Evidence for nitrate breakthrough? **Science of the Total Environment**, v.407, n.1, p.507-526, 2008.
- IITAL, A.; PACHEL, K.; DEELSTRA, J. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. **Environmental Science and Policy**, v.11, n.2, p.185-193, 2008.
- IITAL, A.; STALNACKE, P.; DEELSTRA, J.; LOIGU, E.; PIHLAK, M. Effects of large-scale change in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. **Journal of Hydrology**, v.304, n.1-4, p.261-273, 2005.
- JACKSON, B. M.; BROWNE, C. A.; BUTLER, A. P.; PEACH, D.; WADE, A. J.; WHEATER, H. S. Nitrate transport in Chalk catchments: monitoring, modelling and policy implications. **Environmental Science and Policy**, v.11, n.2, p.125-135, 2008.

- JADOSKI, S.O.; SAITO, L.R.; PRADO, C.; LOPES, E. C.; SALES, L.L.R. Characteristics of the Nitrate leaching in intensive farming areas. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.3, n.1, p.201-210, 2010.
- JOHNSON, S.L.; ADAMS, R.M.; PERRY, G.M. The on-farm costs of reducing groundwater pollution. **American Journal of Agricultural Economics**, v.73, p.1063-1073, 1991.
- KAISER, B.; PITAFI, B.; ROUMASSET, J.; BURNETT, K. The economic value of watershed conservation. **In: Coastal Watershed Management. Transaction: State-of-the-art in Science and Engineering** v. 33, p.270-304, 2008.
- KARAMAN, M. R.; SALTALI, K.; ERSAHIN, S.; GÜLEÇ, H.; DERICI, M. R. Modelling nitrogen uptake and potential nitrate leaching under different irrigation programs in nitrogen-fertilized tomato using the computer program NLEAP. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.101, n.1-3, p.249-259, 2005.
- KEATING BA.; CARBERRY, P.S; HAMMER, G.L; PROBERT, M.E; et al. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. **European Journal Agronomy**, v.18, p.267-288, 2003.
- KENNETH G.; CASSMAN, A.D.; WALTERS, D.T. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. **A Journal of the Human Environment**, v.31, n.2, p.132-140, 2002.
- KRONVANG, B.; ANDERSEN, H. E.; BORGESSEN, C.; DALGAARD, T.; LARSEN, S. E.; BOGESTRAND, J.; BLICHER-MATHIASSEN, G. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. **Environmental Science and Policy**, v.11, n.2, p.144-152, 2008.
- LAL, R.; DELGADO, J.A.; GROFFMAN, P.M.; MILLAR, N.; DELL, C.; ROTZ, A. **Management to mitigate and adapt to climate change**. Journal Of Soil And Water Conservation. v.66, n.4, p.276-285, 2011.
- LAM, Q. D.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. The impact of agricultural best management practices on water quality in a North German lowland catchment. **Environmental Monitoring and Management**, v.183, n.1-4, p.351-379, 2011.
- LASSALETTA, L.; GARCÍA-GÓMES, H.; GIMENO, B. S.; ROVIRA, J. V. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981-2005). **Science of the Total Environment**, v.407, n.23, p.6034-6043, 2009.
- LEONARD, R.A.; KNISEL, W.G.; STILL, D.A.; GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. **Transactions of the ASAE**, v.30, n.5, p.1403-1418, 1987.
- LILLY, A.; MALCOLM, A.; EDWARDS, A. C. **Development of a methodology for the designation of groundwater nitrate vulnerable zones in the designation of groundwater Nitrate Vulnerable Zones in Scotland**. Environmental Protection Unit-Water Unit. SERAD/Scottish Executive Rural Affairs Department, 2001. 32 p.
- MAHMOOD, B. Analysis of a LEACHN-based management technique in 'predictive mode'. **Agricultural Water Management**, v.75, n.1, p.25-37, 2005.
- MARTÍNEZ-GAITÁN, C.; GALLARDO, M.; STÖCKLE, C.O.; THOMPSON, R.B.; GRANADOS, M.R.; FERNÁNDEZ, M.D.; GIMÉNEZ, C. Adaptation Of Cropsyst to simulate crop N uptake and ETc for vegetable crops grown in intensive greenhouse production systems. **In: Proceedings of the 16th International Nitrogen Workshop-Turin 2009**. P.77-86.
- MARTINEZ-GAITAN, C.; GALLARDO, M.; THOMPSON, R.B.; STÖCKLE, C.O.; GRANADOS, M.R.; FERNANDEZ, M.D.; GIMENEZ, C. Use of cropsyst to simulate growth, etc and n uptake for the development of irrigation and n fertiliser programs in intensive vegetable crop production. **Acta Horticulturae**, v.802, p.337-343, 2008.
- MATSON, P.A; NAYLOR, R. ORTIZ-MONASTERIO, I. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. **Science**, v.280, n.5360, p.112-115. 1998.
- MEINKE, H.; STRUIK, P.; VOS, J.; VAN DER WERF, W. Modelling that bridges scales and connects disciplines. Centre for Crop Systems Analysis (CCSA), Wageningen UR. **In. 40 Years Theory and Model at Wageningen UR**.The Netherlands. 2008. p. 37.

- MUCHOVEJ, R. M. C.; RECHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In: Lal, R.; Stewart, B. A. (Eds.). **Soil processes and water quality**. Florida: Boca Raton, 1994. P.91-135.
- MULLA, D.J. Effect of nitrogen best management practices on water quality at the watershed scale. In: Coastal Watershed Management. **Transaction: State-of-the-art in Science and Engineering**, v.33, p.171-186, 2008.
- NEAL, C.; JARVIE, H. P.; NEAL, M.; HILL, L.; WICKHAM, H. Nitrate concentrations in river waters of the waters of the upper Thames and its tributaries. **Science of the Total Environment**, v.365, n.1-3, p.15-32, 2006.
- NENDEL, C. Evaluation of best management practices for N fertilization in regional field vegetable production with a small-scale simulation model. **European Journal of Agronomy**, v.30, n.2, p.110-118, 2009.
- NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.
- OSENBRÜCK, K.; FIEDLER, S.; KNÖLLER, K.; WEISE, S. M.; SÜLTENFUß, J.; OSTER, H.; STRAUCH, G. Timescales and development of groundwater pollution by nitrate in drinking water wells of the Jahna-Aue, Saxonia, Germany, **Water Resources Research**, v.42, W12416, doi:10.1029/2006WR004977, 2006.
- OVERLOOP, S. M.; VAN GIJSEGHEM, D. E.; HELMING, J. F. Environmental scenarios for the future nitrogen policy in flanders, belgium. **The Scientific World Journal [Electronic Resource]**, v.1, n.2, 873-879. 2001.
- PERALTA, J. M.; STOCKLE, C. O. Dynamics of nitrate leaching under irrigated potato rotation in washington state: A long-term simulation study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.88, n.1, 23-34, 2002.
- PEREIRA, P.; PABLO, H.; VALE, C.; FRANCO, V.; NOGUEIRA, M. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.153, n.1-4, p.281-292, 2009.
- PIETERSE, N. M.; BLEUTEN, W.; JORGENSEN, S. E. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. **Journal of Hydrology**, v.271, n.1-4, p.213-225, 2003.
- POTT, C. A.; FOHRER, N.; SCHMALZ, B.; HÖRMANN, G. Long-term assessment of nitrogen pollution in a lowland catchment in Northern Germany. **Environmental Monitoring and Assessment**, p.undef., 2012.
- POWLSON, D. S. Understanding the soil nitrogen cycle. **Soil Use and Management**, v.9, n.3, p.86-93, 1993.
- RAHN C., ZHANG, K., LILLYWHITE, R., RAMOS, C.; et al. The development of the EU-Rotate N model and its use to test strategies for N use across Europe. **Acta Hortscience (ISHS)**. v.852, p.73-76, 2010.
- RAHN, C.R.; ZANG, K.; LILLYWHITE, R.D.; RAMOS, C.; et al. Using the EU-Rotate N model to forecast the effects of nitrate legislation on the economic output and environmental benefits in crop rotations. In: 16th International Symposium of the International. Centre for Fertilisers. Gent Belgica, 2007. npag.
- RATHKE, G. W.; CHRISTEN, O.; DIEPENBROCK, W. Effects of nitrogen sources and rate on productivity and quality of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) grown in different crop rotations. **Field Crops Research**, v.94, n.2-3, p.103-113, 2005).
- RICHTER, J.; ROELCKE, M. The N-cycle as determined by intensive agriculture – examples from central Europe and China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** v.57, n.1, p.33-46. 2000.
- ROTHWELL, J. J.; DIESE, N. B.; TAYLOR, K. G.; ALLOTT, T. E. H.; SCHOLEFIELD, P.; DAVIES, H.; NEAL, C. A spatial and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. **Science of the Total Environment**, v.408, n.1-4, p.841-855, 2010.
- SAMBORSKI, S.M.; TREMBLAY, N.; FALLON, E. Strategies to make use of plant sensors-based diagnostic information for nitrogen recommendations. **Agronomy Journal**, v.101, p.800-816, 2009.
- SCHMALZ, B.; BIEGER, K.; FOHRER, N. A method to assess instream water quality - the role of nitrogen entries in a North German rural lowland catchment. **Advances in Geosciences**, v.18, p.37-41, 2008.
- SCHMALZ, B.; TAVARES, F.; FOHRER, N. Assessment of nutrient entry pathways and dominating hydrological processes in lowland catchments. **Advances in Geosciences**, v.11, p.107-112, 2007.

- SHAFFER M. J.; DELGADO, J.A.; GROSS, C. M.; FOLLETT, R.F.; GAGLIARD, P. Simulation Processes for the Nitrogen Loss and Environmental Assessment Package. In: *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*. Delgado, J.A.; Follett, R.F. (eds). **Soil and Water Conservation Society**, 2010. p.81-144.
- SHAVIV, A.; MIKKELSEN, R. L. Controlled-release fertilizers to increase efficiency of nutrient use and minimize environmental degradation - A review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.35, n.1-2, p.1-12, 1993.
- SILEIKA, A. S.; STÅLNACKE, P.; KUTRA, S.; GAIGALIS, K.; BERANKIENE, L. Temporal and spatial variation of nutrient levels in the Nemunas River (Lithuania and Belarus). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.122, n.1-3, p.335-354, 2006.
- STALNACKE, P.; VANDSEMB, S. M.; VASSILJEV, A.; GRIMVALL, A.; JOLANKAI, G. Changes in nutrient levels in some Eastern European rivers in response to large-scale changes in agriculture. **Water Science and Technology**, v.46, n.3, p.29-36, 2004.
- STÖCKLE, C.O.; DONATELLI, M.; NELSON, R. CropSyst, a cropping system simulation model. **European Journal Agronomy**, v.18, p.289-307, 2003.
- TAO, Y.; WIE, M.; ONGLEY, E.; ZICHENG, L.; JINGSHENG, C. Long-term variations and causal factors in nitrogen and phosphorus transport in the Yellow River, China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.86, n.3, p.345-351, 2010.
- THOMPSON, R.B.; MARTÍNEZ, C.; FERNANDEZ, M.D.; LOPEZ-TORAL, J.R.; GALLARDO, M.; GIMENEZ, C. Management Factors Contributing To Nitrate Leaching Loss From A Greenhouse-Based Intensive a Vegetable Production System. **Acta Horticulturae**, n.700, p.179-184, 2006.
- THORNLEY, J. H. M. Agricultural modelling: A possible road map. **Journal of Agricultural Science**, v.144, n.5, p.450-456, 2006.
- THORNLEY, J. H. M.; JOHNSON I. M. **Plant and crop modelling: A mathematical approach to plant and crop physiology**. University of New England. UK. The Blackburn Press, 2005. 73 p.
- THORNTON, J. A.; RAST, W.; HOLLAND, M. M.; JOLANKAI, G.; RYDING, S. O. **Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems: A practical approach**. Paris: UNESCO, 1999. 129p.
- TOWNSEND, A.R.; HOWARTH, R.W.; BAZZAZ, F.A.; BOOTH, M.S.; et al. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. **Frontiers in Ecology and the Environment**. v.1, n.5, p.240-246, 2003.
- UNLU K.; ÖZENIRLER, G.; YURTERI, C. Nitrogen fertilizer leaching from cropped and irrigated sandy soil in central turkey. **European Journal of Soil Science**, v.50, n.4, p.609-620, 1999.
- VAN DER BURGT, G.J.H.M.; OOMEN G.J.M.; HABETS A.S.J. ROSSING W.A.H. The NDICEA model, a tool to improve nitrogen use efficiency in cropping systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** v.74, p.275-294, 2006.
- WAGENET R.J.; HUTSON, J.L. **LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model. A process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone**. Version 2. Water Resources Institute. Cornell University, Ithaca, New York. 1989. 121p.
- WILLIAMS, J.R. "The EPIC model" in *Computer Models of Watershed Hydrology*, In: Singh, V.P. (Eds). **Water Resource Publications**, p.909-1000, 1995.
- WITHERS, P. J. A.; SHARPLEY, A. N. Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. **Journal of Hydrology**, v.350, n.3-4, p.127-130, 2008.
- WOLSCHICK, D.; CARLESSO, R.; PETRY, M.T.; JADOSKI, S. O. Nitrogen application on maize cultivated under no tillage system in a year with normal precipitation and with "El-niño". **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.1, n.1, p.08-14, 2008
- ZHANG, K.; BURNS, I. G.; GREENWOOD, D. J.; HAMMOND, J. P.; WHITE, P. J. Developing a reliable strategy to infer the effective soil hydraulic properties from field evaporation experiments for agro-hydrological models. **Agricultural Water Management**, v.97, n.3, p.399-409, 2010.

