

## CONTAMINAÇÃO DIFUSA NUMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA COM USO AGRÍCOLA, E IMPACTE NA QUALIDADE DOS FLUXOS DE RETORNO

António Canatário Duarte<sup>1,2</sup>, Luciano Mateos Iñiguez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Castelo Branco (Portugal), acduarte@esa.ipcb.pt

<sup>2</sup> CEER-Biosystems Engineering. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa (Portugal), acduarte@esa.ipcb.pt

<sup>3</sup> Instituto de Agricultura Sostenible/CSIC, Córdoba (Espanha), ag1mainl@uco.es

### ENQUADRAMENTO DO TEMA

A agricultura, enquanto maior usuário da água, torna-se uma das causas importantes da degradação dos recursos hídricos, alcançando o seu maior impacto nas zonas de regadio, onde a maior intensificação requer a aplicação de doses mais elevadas de produtos agroquímicos.

### OBJECTIVOS

Este estudo apresenta como objectivo principal estudar a qualidade dos fluxos de retorno (azoto, sedimentos e sais) numa pequena bacia hidrográfica com agricultura de regadio, em campanhas de rega e em estações de chuva que se seguem a cada campanha. É conveniente para este propósito uma boa compreensão do comportamento hidrológico da bacia, para um entendimento adequado da dinâmica dos contaminantes em estudo.

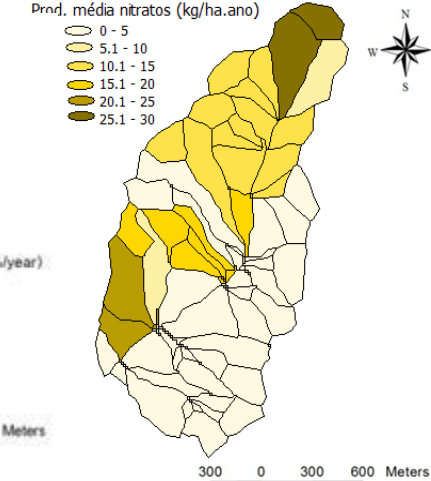
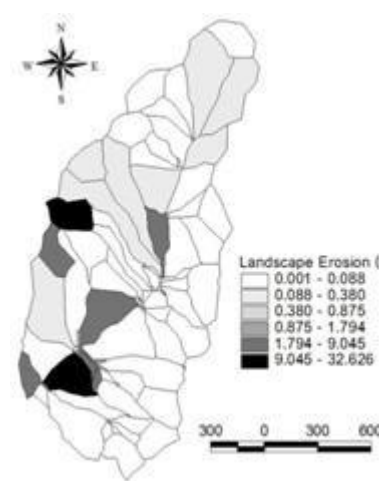
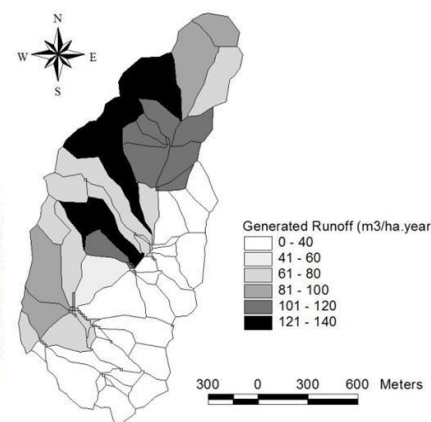
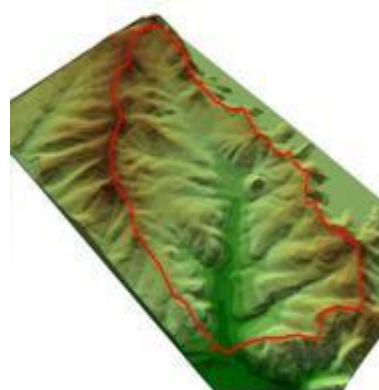
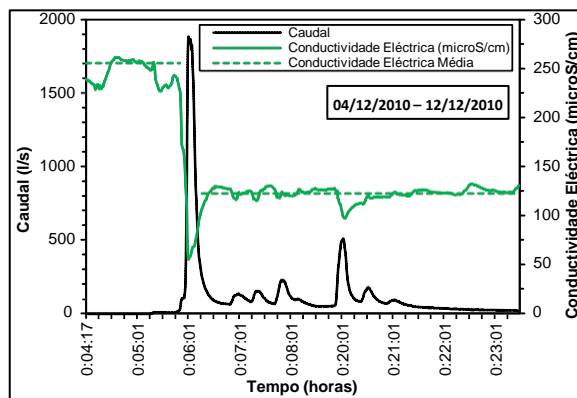
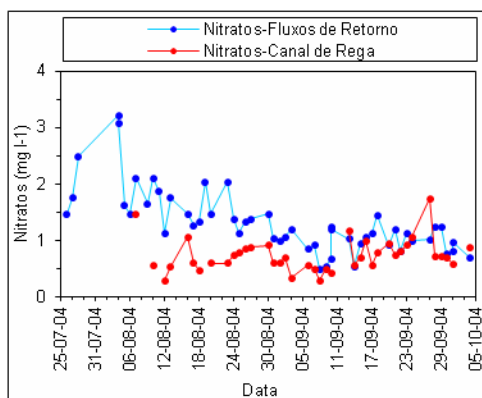
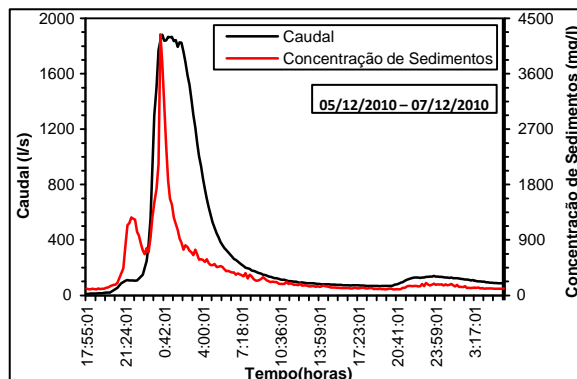
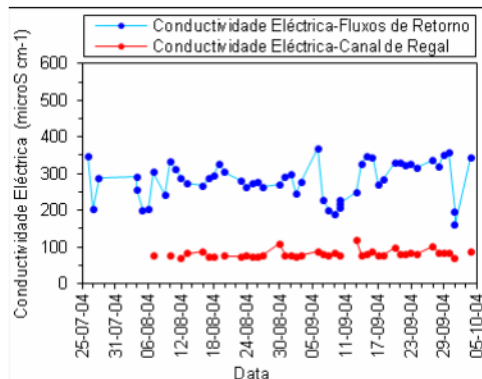
A bacia hidrográfica de estudo situa-se no concelho de Idanha-a-Nova, tendo uma área de 189 hectares e uma hierarquia fluvial de 3ª ordem; os declives variam entre 0 e 4%;

As categorias de solos mais representativas são os Cambisolos e os Luvisolos;

O clima da zona é mediterrâneo continental, com precipitação média anual de 624 mm, e temperaturas médias diárias que oscilam entre 8.3 °C em Janeiro e 24.5 °C em Agosto;

Trata-se de uma bacia com uso agrícola (sequeiro e regadio) e montado jovem (14 anos);

Na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo está instalada uma estação hidrológica e de qualidade da água, da qual fazem parte um descarregador de secção composta trapezoidal e triangular e um sensor de ultra-sons dirigido para a superfície do escoamento (figura ao lado), e uma sonda multiparamétrica com sensores para nitratos, condutividade eléctrica e turbidez; antes da existência da sonda a avaliação da qualidade da água era feita em laboratório a partir de amostras pontuais de água.



Os resultados do presente estudo referem-se à comparação da qualidade da água do canal de rega e dos fluxos de retorno, ao estudo da dinâmica dos contaminantes e distribuição espacial do escoamento e contaminantes.

A água usada no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha é de muito boa qualidade, não se verificando uma degradação significativa da sua qualidade depois de ser usada na bacia de estudo.

O revestimento do solo garantido pela vegetação tem uma influência determinante na magnitude do processo erosivo, ao conjugar o efeito protector da superfície do impacto directo das gotas de chuva, e o efeito retardador da velocidade do escoamento. Será a forma mais eficaz no controlo do processo erosivo nos períodos mais chuvosos do ano.

As fertilizações azotadas intensas, com a consequente disponibilidade deste nutriente no solo, conjugadas com existência de escoamento, constituem as condições favoráveis para ampliar a processo de contaminação difusa do meio hídrico. Configura-se como uma atitude prudente, um maior número de fertilizações azotadas com doses mais baixas em cada aplicação.

# Contaminação difusa numa pequena bacia hidrográfica com uso agrícola, e impacte na qualidade dos fluxos de retorno

**António Canatário Duarte<sup>1,2</sup>, Luciano Mateos<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> *Escola Superior Agrária/Instituto Politécnico de Castelo Branco, Apartado 119, 6001-909 Castelo Branco, PORTUGAL, [acduarte@ipcb.pt](mailto:acduarte@ipcb.pt)*

<sup>2</sup> *CEER – Biosystems Engineering, Universidade de Lisboa, PORTUGAL*

<sup>3</sup> *Instituto de Agricultura Sostenible/Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Apartado 4084, 14080 Córdoba, ESPANHA, [aglmainl@uco.es](mailto:aglmainl@uco.es)*

## Resumo

A intensificação da actividade agrícola, em particular da agricultura de regadio, é acompanhada do incremento no uso de produtos agroquímicos e da deterioração das massas de água a jusante. A bacia hidrográfica deste estudo localiza-se no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha (Concelho de Idanha-a-Nova), cobrindo uma área de 189 ha. O clima é tipicamente mediterrânico; o terreno é moderadamente declivoso (os declives mais representativos situam-se abaixo de 4%); a rede de linhas de água garante uma boa drenagem natural da área (12.2 m ha<sup>-1</sup>); os tipos de solos predominantes incluem-se nas categorias Cambissolos e Luvisolos. A actividade agrícola desenvolve-se em duas épocas distintas: época de culturas de inverno em que são cultivados sobretudo cereais de inverno, e época de rega na qual são instaladas culturas como milho, sorgo, tabaco e pastagem/forragem. Na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo foi instalada uma estação hidrológica e de qualidade da água. Neste estudo foi também usado o modelo hidrológico e de poluição difusa *AnnAGNPS*, tendo as funcionalidades que este estudo requeria. Algumas conclusões podem ser apuradas deste estudo, a saber: a água de rega possui uma boa qualidade, que não é grandemente deteriorada quando é devolvida ao meio hídrico; a carga contaminante de nitratos e de outros sais está sempre depende da sua disponibilidade no solo e da existência de escoamento; a carga contaminante de sedimentos não evidencia uma relação directa com o volume de escoamento, exceptuando os eventos em que aquele tem energia suficiente para promover o seu transporte para fora da bacia hidrográfica.

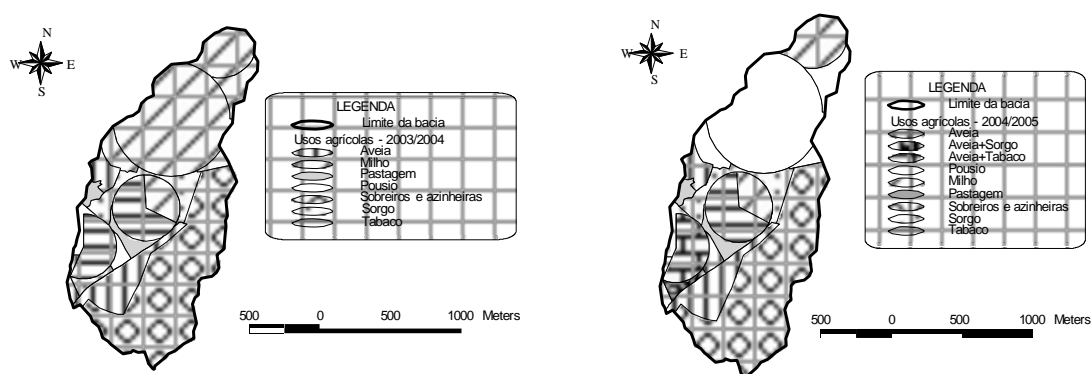
**Palavras-chave:** poluição difusa da água, actividade agrícola de sequeiro e de regadio, bacia hidrográfica, modelos de simulação.

## 1. Introdução

A agricultura, enquanto maior usuário da água doce, torna-se uma das causas importantes da degradação dos recursos hídricos, e justifica a preocupação existente pelas suas repercussões na qualidade da água à escala mundial. A utilização massiva de produtos agroquímicos é uma prática comum nos esquemas agrícolas actuais, alcançando o seu maior impacte nas zonas de regadio, onde a maior intensificação requer a aplicação de doses mais elevadas daqueles produtos (Ferrerres y Ceña, 1997). Oomen *et al.* (1990) indicam que do total de fertilizantes usados na actividade agrícola, cerca de 60% são aplicados nas terras de regadio. Os sistemas de rega funcionando de forma deficiente são uma das causas que mais contribuem para a degradação da qualidade da água efluente das zonas de rega, enquanto que a rega bem controlada é uma das práticas agrícolas menos contaminantes, ao mesmo tempo que reduz os gastos inerentes (Mateos, 2003). A melhoria da gestão da água nas explorações agrícolas é uma das vias mais eficientes que dispõe a sociedade para reduzir os impactes do regadio nos ecossistemas receptores (Pereira, 2005). Porém, um uso adequado da água ao nível das explorações agrícolas, é indissociável de uma conveniente gestão daquele recurso à escala do aproveitamento hidroagrícola (Mateos *et al.*, 2002). O maior desafio sobre a viabilidade e sustentabilidade da agricultura de regadio, é um bom compromisso entre a produtividade agrícola e a protecção do meio ambiente (Causapé *et al.*, 2004). Ainda que haja outros contaminantes dos recursos hídricos superficiais, são os contaminantes azoto, fósforo, pesticidas, sedimentos e sais, cada um com a sua dinâmica própria, os que podem causar problemas mais preocupantes (Thornton *et al.*, 1999).



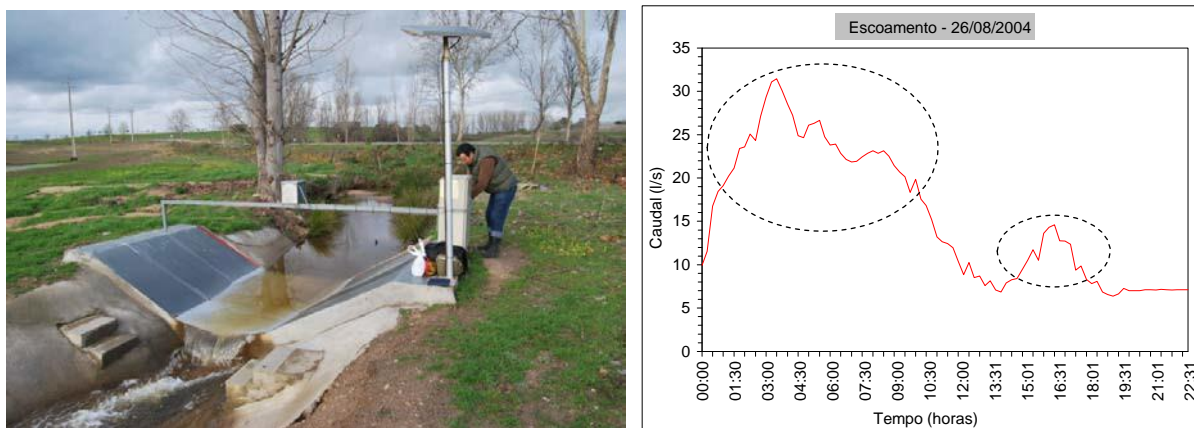
A realidade pedológica da bacia é dominada por solos das categorias dos *Cambisols*, a que correspondem maioritariamente depósitos de planalto das linhas de água tributárias do rio Tejo com perfis muito heterogêneos, e de *Luvissols* situados a altitudes menores (Fig. 2). Existe outra categoria de solos que tem pouca representatividade na bacia, os *Fluvisols* ou solos de aluvião, presentes nas margens das linhas de água em extensão variável. A existência de uma camada impermeável a pequena profundidade, é uma característica comum a todas as categorias de solos desta bacia, o que a torna praticamente impermeável. O clima da zona é tipicamente mediterrâneo continental, com uma precipitação média anual de 624 mm, e uma temperatura média diária que oscila entre 8.3 °C em Janeiro e 24.5 °C em Agosto (Duarte, 2006), própria das zonas com uma acentuada interioridade. O clima da zona é também marcado por uma forte aleatoriedade dos parâmetros climáticos. Esta bacia apresenta, relativamente à sua sistematização em parcelas e ao seu uso, três zonas bastante distintas: zona de aproveitamento não agrícola (azinheiras e sobreiros dispersos com vegetação herbácea e arbustiva), zona de aproveitamento agrícola intensivo (milho de regadio no ano agrícola de 2003/2004 e maioritariamente pousio no ano agrícola de 2004/2005), e zona de diversidade de usos agrícolas com parcelas de menores dimensões (Fig. 3).



**Fig. 3** - Usos da bacia de estudo nos anos agrícolas 2003/2004 e 2004/2005.

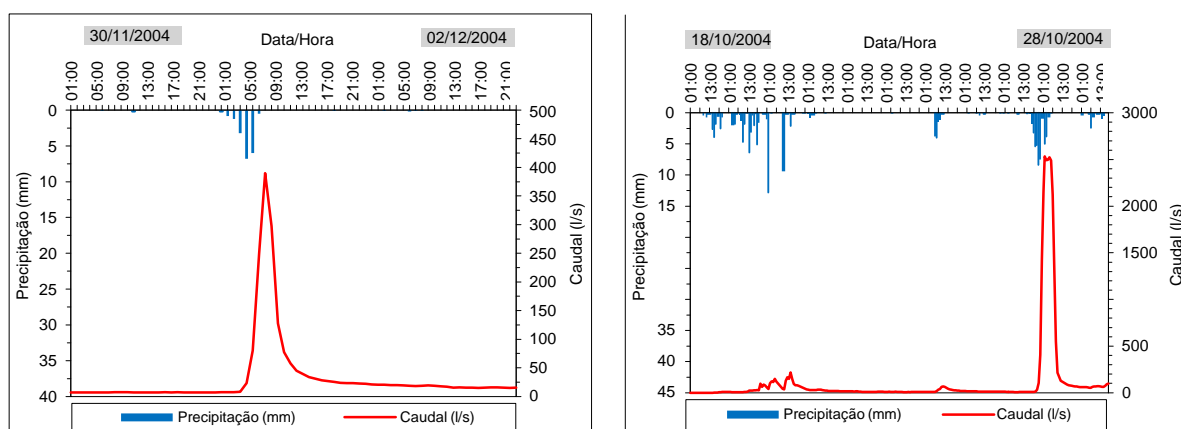
O mosaico de usos da bacia teve uma alteração significativa no ano agrícola 2004/2005 relativamente ao ano anterior (Fig. 3), que se traduziu numa redução importante na área de regadio (52%) na parte alta da bacia, e uma intensificação da actividade agrícola em algumas parcelas na parte baixa da bacia. Esta alteração, compreensivelmente, teve uma influência decisiva no volume e qualidade dos fluxos de retorno da campanha de rega respectiva. Os métodos de rega usados pelos agricultores da bacia de estudo são exclusivamente por aspersão. De entre estes, têm larga representatividade os *pivots*, ocupando as coberturas móveis apenas algumas parcelas irregulares.

A dinâmica dos contaminantes só é cabalmente entendida quando integrada com o comportamento hidrológico de uma bacia, atendendo, entre outros aspectos, à solubilidade dos contaminantes, à forma como a bacia reage aos eventos de precipitação intensa, à importância relativa do escoamento de base, à gestão dos sistemas de rega. Para dar resposta a algumas destas questões, foi instalado na secção de referência da bacia um descarregador de resalto de soleira com secção composta triangular e trapezoidal (Bos *et al.*, 1991), e uma estação hidrológica com uma sonda de ultra-sons dirigida à superfície do escoamento e um *datalogger* para registo contínuo dos dados da sonda (Fig. 4). Conhecida a curva de vazão do descarregador, os dados da sonda são transformados em caudais.



**Fig. 4** – Estação hidrológica instalada na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo, e aumento do escoamento na bacia, provocado pela posição favorável de dois pivots com pluviometria diferente.

Na estação de rega, o volume de escoamento que passa pela secção de referência da bacia mostrou-se muito dependente do escoamento superficial, mais concretamente da pluviometria dos *pivots*, y, sobretudo, da proximidade dos *pivots* à rede de drenagem natural e ao maior ou menor alinhamento com as linhas de água. A Fig. 4 ilustra esta situação relativamente a dois *pivots* de dimensões diferentes, em que os picos do hidrograma são referentes a uma posição favorável dos *pivots* relativamente à rede de drenagem. Também na estação de chuva o comportamento hidrológico da bacia é largamente dominado pelo escoamento superficial directo. Ainda assim, verificámos que o escoamento de base é suficientemente importante para garantir fluxo na secção de referência da bacia durante longo tempo sem precipitação. A pequena área da bacia (189 ha), conjugada com a relativa impermeabilização dos seus solos, são factores importantes para que prevaleça o modelo *hortoniano* de escoamento. A Fig. 5, relativa a um evento de ponta localizado, ao evidenciar um hietograma com forma similar ao hidrograma, traduz este tipo de comportamento do escoamento. Por outro lado, o teor de humidade do solo quando ocorrem os eventos de precipitação mais intensos, é decisivo na magnitude das situações de ponta de escoamento. Na Fig. 5 pretendemos mostrar esta situação, em que 46 mm de chuva em 24 horas e uma intensidade máxima de  $12.8 \text{ mm h}^{-1}$ , e com solo relativamente seco, determinaram um caudal de ponta de  $217 \text{ l s}^{-1}$ . Decorridos 7 dias, com o solo muito húmido, 42 mm de chuva em 24 horas e uma intensidade máxima de  $8.4 \text{ mm h}^{-1}$ , provocaram um caudal de ponta de  $2533 \text{ l s}^{-1}$ .



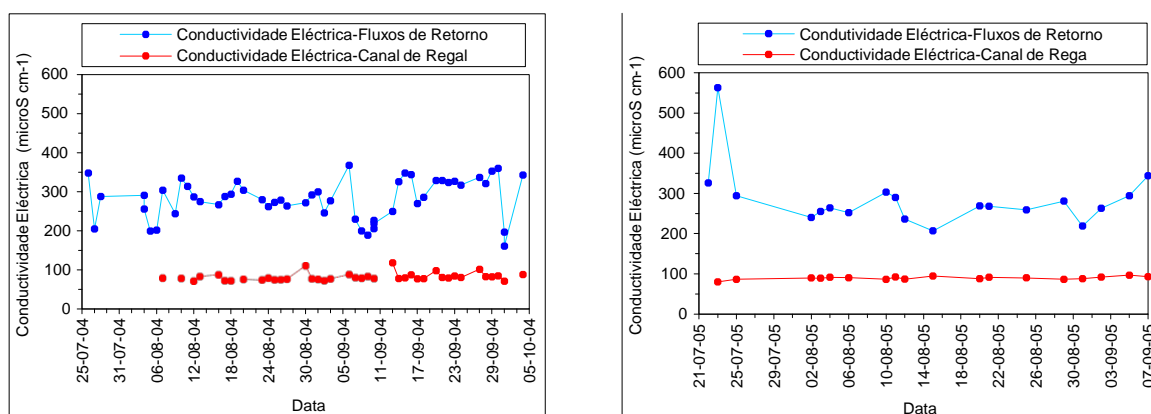
**Fig. 5** - Hidrograma de uma ponta de caudal isolada na bacia hidrográfica de estudo, e evolução do escoamento gerado na bacia hidrográfica de estudo, num período de precipitação intensa.



No início deste estudo, na ausência de equipamentos de medição contínua da concentração dos contaminantes em estudo, optámos pela metodologia de recolha pontual de amostras de água, que se transportavam em ambiente frio ao laboratório para as avaliações em causa. As concentrações dos contaminantes na água avaliadas para a amostra, ou amostras, relativas a um determinado dia, consideraram-se representativas desse dia. Conhecidos o hidrograma de saída da bacia de cada dia e a concentração dos contaminantes em estudo, determina-se a carga contaminante diária. Actualmente a estação hidrológica, na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo, encontra-se equipada com uma sonda multiparamétrica com registo contínuo dos parâmetros nitratos, condutividade eléctrica e turbidez.

### 3. Resultados e discussão

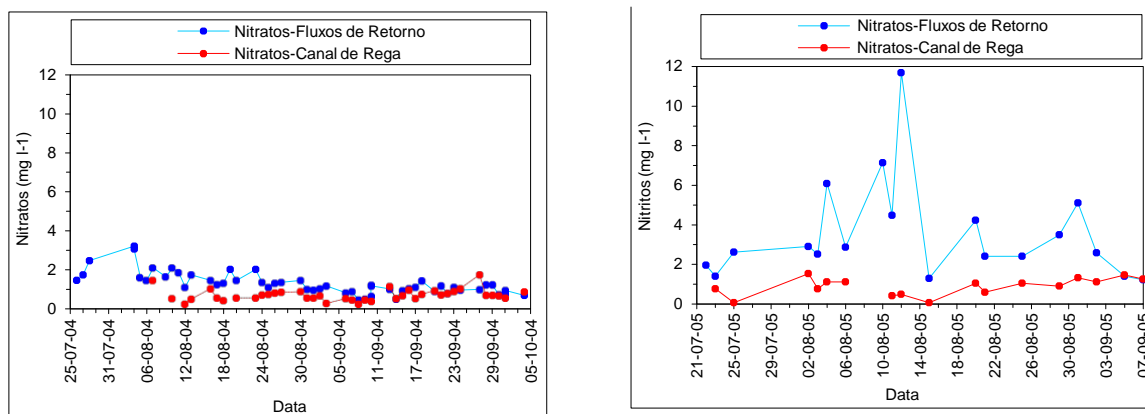
Os resultados que se apresentam a seguir referem-se à comparação da qualidade da água que é derivada para o regadio na bacia hidrográfica de estudo, e a qualidade com que é restituída ao meio hídrico, no que respeita aos contaminantes sais, nitratos e azoto amoniacal. A origem dos sais arrastados pelo escoamento relaciona-se com o processo de lixiviação dos solos (carbonatos, sulfatos, nitratos, entre outros), com o processo de meteorização natural dos minerais ou com a incorporação de nutrientes minerais na prática agrícola, em quantidades mais ou menos elevadas (Ghassemi *et al.*, 1995). Uma constatação evidente que permite a análise da Fig. 6 é a muito baixa mineralização da água do canal de distribuição para o regadio da bacia de estudo, com pequena variação ao longo das campanhas de rega de 2004 e 2005, e com valores de condutividade eléctrica raramente ultrapassando  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Também a água drenada da bacia de estudo, apesar de alguma detioração relativa a este parâmetro, apresenta uma qualidade que de forma alguma compromete o seu uso a jusante; a maioria dos pontos dos gráficos apresenta valores entre 200 e  $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ . O pico de salinidade da água observado no final de Julho da campanha de rega de 2005, deveu-se a fertilizações importantes de nitratos ocorridas nas culturas de milho e tabaco; o mesmo poderá ter acontecido na campanha de rega de 2004, não tendo havido oportunidade de confirmar esta suposição (Duarte, 2006).



**Fig. 6** – Comparação da condutividade eléctrica nos fluxos de retorno e água do canal de rega, durante as campanhas de rega de 2004 e 2005.

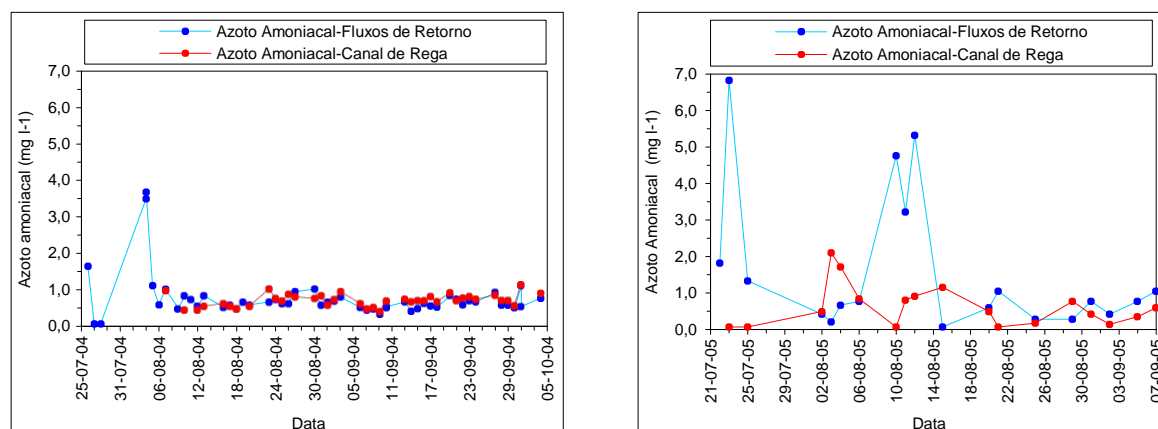
O azoto, sobretudo as formas mais oxidadas que são muito solúveis, é um dos contaminantes da água mais problemático pelos múltiplos efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos (Hatch *et al.*, 2002). Os valores mais elevados de concentração de nitratos registados entre final de Julho e meados de Agosto nos fluxos de retorno (Fig. 7), foram devidos a fertirrigações de azoto nítrico que se efectuaram neste período reflectindo-se também na salinidade da água. Na campanha de rega de 2005 em que houve uma grande redução da área

de regadio, com impacto mais que proporcional no volume dos fluxos de retorno, registaram-se quase sempre valores mais elevados de concentração de nitratos, dadas as características de solubilidade deste contaminante. Na campanha de rega de 2004, somente 2 valores, de um conjunto de 53, se cifraram acima de  $3.0 \text{ mg l}^{-1}$ , enquanto na campanha de 2005, 8 valores, de um conjunto de 19, se cifraram acima daquele valor. De realçar também que, sobretudo para o final da campanha de rega, os valores de concentração de nitratos nos fluxos de retorno e na água do canal de rega se vão aproximando, havendo mesmo algumas situações em que é incrementada a qualidade da água no que respeita a este contaminante.



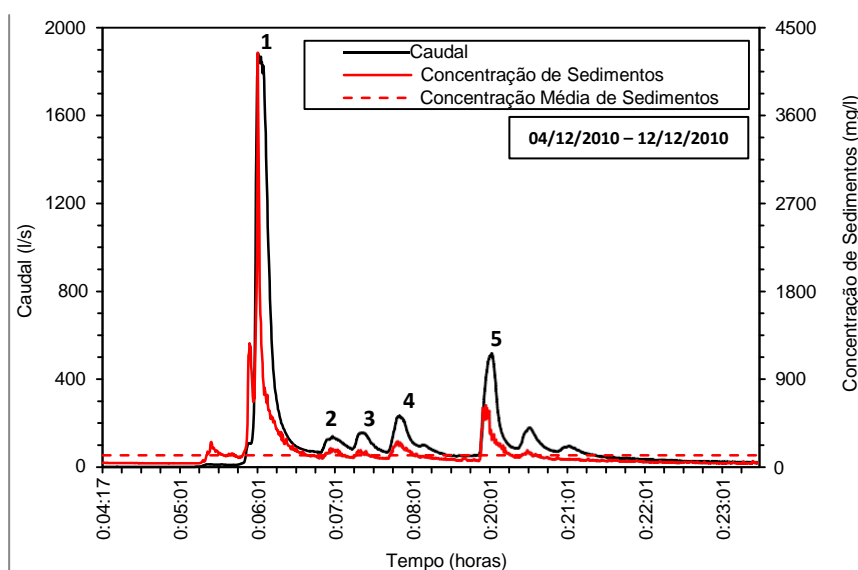
**Fig. 7** - Comparação da concentração de nitratos nos fluxos de retorno e água do canal de rega, durante as campanhas de rega de 2004 e 2005.

O azoto amoniacal presente no solo provém principalmente das fertilizações feitas à sementeira/plantação das culturas (tipicamente cereais de inverno), ou da degradação de materiais de origem animal ou vegetal. Este contaminante tem uma solubilidade mais reduzida que os nitratos, e portanto com menor possibilidade de ser arrastado em solução com o escoamento; na forma iónica, e dada a natureza da sua carga eléctrica, pode também ser arrastado conjuntamente com as partículas coloidais do solo (Owens, 1994). Na Fig. 8 podemos observar que, durante grande parte das duas campanhas de rega, os valores de concentração de azoto amoniacal na água se mantêm semelhantes antes e depois da água circular pela bacia hidrográfica de estudo. Os valores mais elevados deste contaminante nos fluxos de retorno no início e meados de Agosto, provavelmente devem-se a dejectos provenientes de pastoreio directo de ovinos próximo da rede de drenagem natural da bacia.



**Fig. 8** - Comparação da concentração de azoto amoniacal nos fluxos de retorno e água do canal de rega, durante as campanhas de rega de 2004 e 2005.

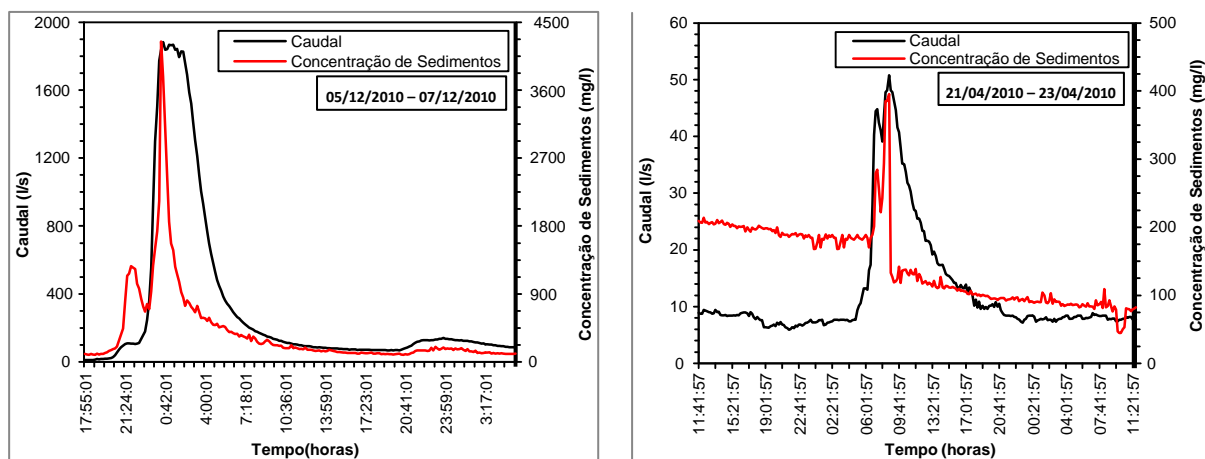
Detendo agora atenção à dinâmica dos sedimentos na bacia hidrográfica de estudo, a primeira evidência da Fig. 9 é que há uma resposta clara da curva de concentração de sedimentos aos impulsos da curva dos caudais, sendo estes, mesmo os mais baixos, caudais de ponta relativamente elevados para uma bacia hidrográfica desta extensão. Depois das pontas de caudal, em que predomina sobretudo o escoamento superficial directo, a curva de concentração dos sedimentos baixa de forma abrupta, não seguindo a parte descendente do hidrograma. Este comportamento, que já foi observado por outros autores em bacias desta extensão (Williams, 1989; Seeger *et al.*, 2004), indica que os sedimentos chegam rapidamente à estação de medição, sendo sobretudo provenientes de sítios próximos daquela ou mesmo da rede de drenagem natural (Soler *et al.*, 2008). O valor médio de concentração de sedimentos para o período a que se refere o gráfico da figura anterior é, ainda assim, um valor relativamente baixo (121 mg/l), principalmente porque durante o inverno de 2010/2011 não houve praticamente culturas instaladas, não se tendo verificado na bacia hidrográfica mobilizações de solo.



**Fig. 9** – Hidrograma e sedigrama observados na bacia hidrográfica de estudo no período de 04/12/2010 a 12/12/2010.

Ampliando o gráfico anterior no evento de ponta mais significativo (Evento 1 - 05/12/2010 – 07/10/2010) (Fig. 10) pode-se ver, de forma mais evidente, a resposta da curva de concentração de sedimentos à curva do hidrograma, evidenciando aquela um acompanhamento na parte ascende do hidrograma, mas decrescendo para níveis baixos de concentração quando se continua a verificar escoamento superficial significativo. A ponta do sedigrama ocorre ligeiramente antes da ponta do hidrograma, que se mantém durante algum tempo, confirmando claramente a histeresis positiva que se verifica neste evento (Steege *et al.*, 2000). Também se pode constatar que há um primeiro impulso da curva de concentração de sedimentos a um aumento inicial de caudal, após o que se observa um aumento abrupto na parte ascendente do hidrograma, em concordância com o que foi referido antes.

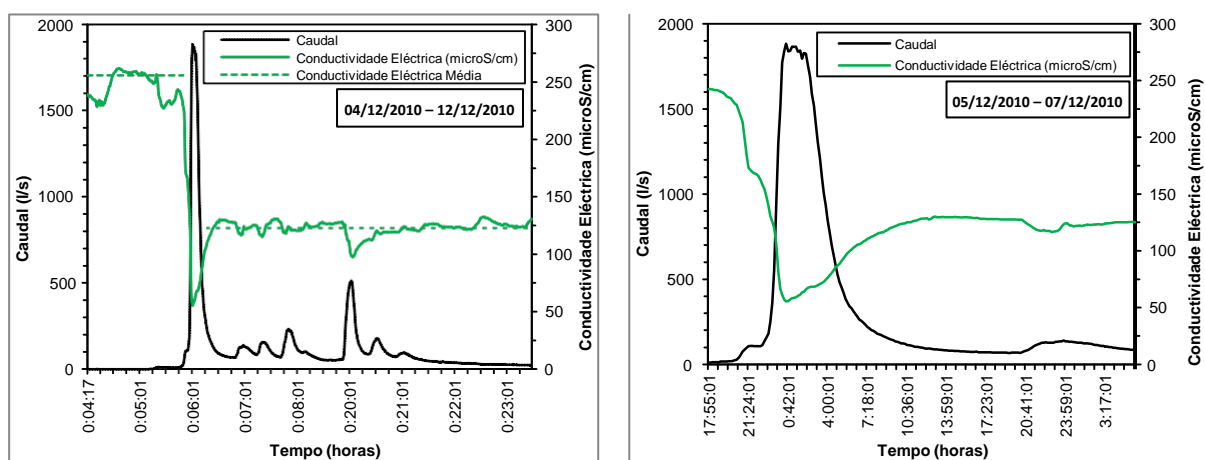




**Fig. 10** - Hidrograma e sedigrama observados na bacia hidrográfica de estudo nos períodos de 05/12/2010 a 07/12/2010, e no período de 21/04/2010 a 23/04/2010.

Analisando um evento de magnitude menor e numa altura diferente do ano (Fig. 10), também se pode observar o mesmo comportamento da curva de concentração de sedimentos relativamente à evolução da curva dos caudais drenantes da bacia de estudo. Verifica-se igualmente uma descida abrupta da curva de sedimentos depois de se ter atingido o pico de caudal, com o escoamento superficial directo continuar com valores relativamente elevados durante algum tempo.

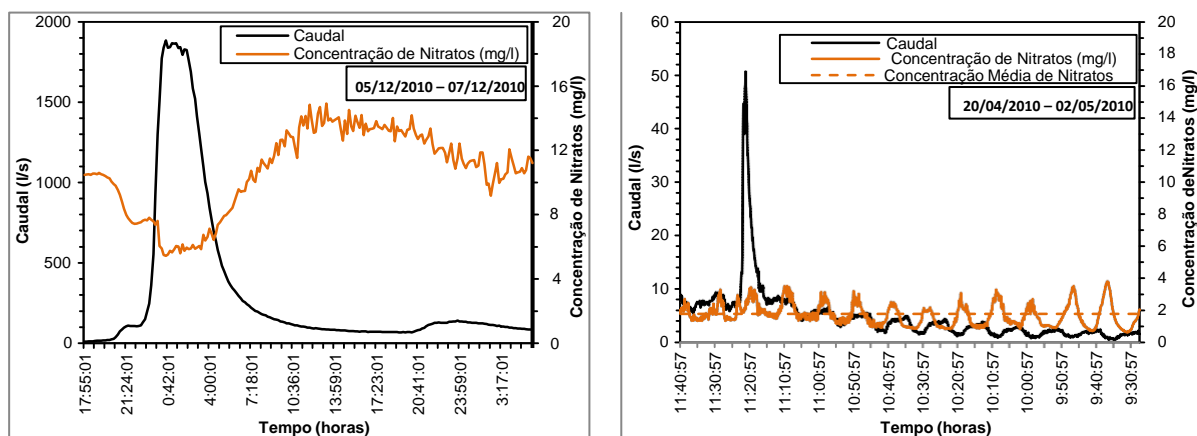
Relativamente à dinâmica dos sais na bacia de estudo, a Fig. 11 mostra alguns aspectos importantes da mobilidade e arrastamento deste contaminante ao nível desta unidade territorial. Assim, é evidente o efeito da diluição dos sais provocada pelos caudais mais elevados, sobretudo no evento de ponta mais significativo (1883 l/s), mas também nos eventos localizados de menor magnitude, nomeadamente o ocorrido em 09/12/2010 (Evento 5; caudal 508 l/s). No evento de maior caudal a condutividade da água passa de 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  antes da ponta de caudal, para 57  $\mu\text{S}/\text{cm}$  quando se atinge aquele ponto do hidrograma. Outra constatação interessante que se pode apurar pela análise da Fig. 11, é que a média da condutividade antes do primeiro evento de ponta era de 255  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , passando para um patamar francamente mais baixo de 123  $\mu\text{S}/\text{cm}$  durante os dias seguintes. Esta será a tendência durante toda a estação de chuvas, uma vez que, não havendo praticamente actividade agrícola durante este período, vai ocorrendo uma lavagem progressiva dos sais.



**Fig. 11** - Hidrograma e curva de condutividade eléctrica da água observados na bacia hidrográfica de estudo nos períodos de 04/12/2010 a 12/12/2010, e 05/12/2010 a 07/12/2010.

Visualizando de forma mais pormenorizada o hidrograma do Evento 1 e a correspondente curva de condutividade eléctrica da água (Fig. 11), observa-se bem o efeito da diluição provocada pelo maior volume de escoamento, recuperando a condutividade níveis mais elevados quando se verificam ainda escoamento directo significativo, num efeito semelhante ao verificado para os sedimentos. Esta constatação fundamenta a ideia de que grande parte dos sais arrastados será proveniente de locais próximos da estação de controlo ou da rede de drenagem principal.

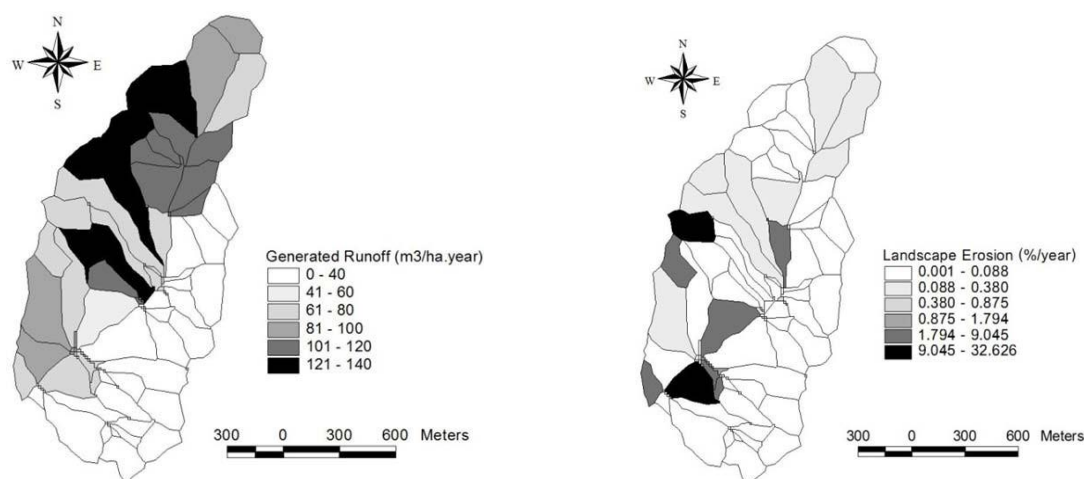
No caso dos nitratos, e para o mesmo evento de ponta, também se observa o efeito da diluição deste contaminante, não sendo, no entanto, tão evidente como no caso dos sais (Fig. 12). A concentração de nitratos tenderá a diminuir grandemente ao longo da estação da chuva, pois tratando-se de um contaminante altamente solúvel na água, será arrastado tanto com o escoamento superficial como com o escoamento de base, que predominará no fim daquela estação. Foi observado que no início de Dezembro de 2010 a concentração média deste contaminante era de 9.4 mg/l e no final de Abril já tinha diminuído para 1.8 mg/l (Fig. 12).



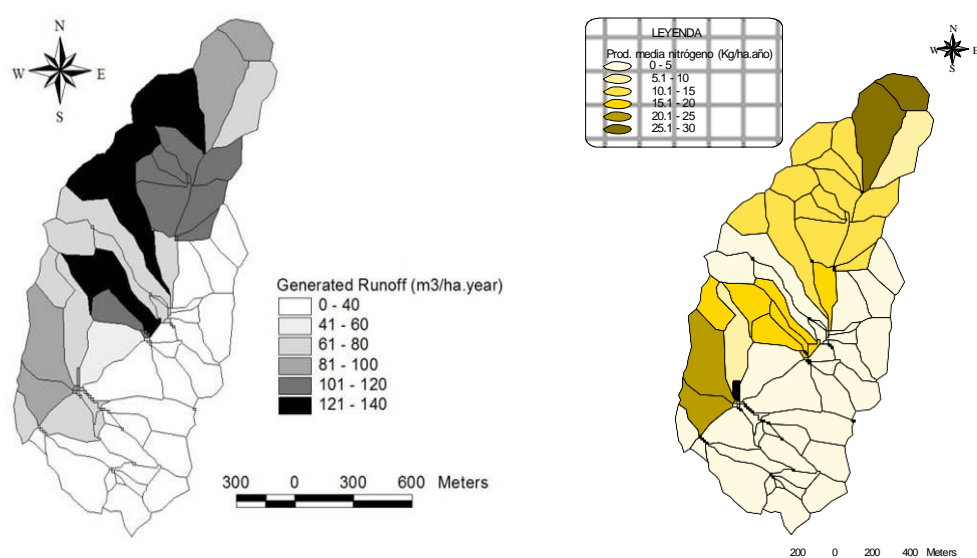
**Fig. 12** - Hidrograma e curva de concentração de nitratos observados na bacia hidrográfica de estudo nos períodos de 05/12/2010 a 07/12/2010, e de 20/04/2010 a 02/05/2010.

O modelo de simulação *AnnAGNPS* (Cronshey e Theurer, 1998) foi o modelo usado neste estudo, tendo sido desenvolvido pelo ARS (Agricultural Research Service) e NRCS (Natural Resources Conservation Service), para prever a contaminação difusa em bacias hidrográficas com uso agrícola. A análise da Fig. 13 referente à produção de escoamento permite inferir que é na parte agrícola, e onde a topografia é mais favorável, que são gerados maiores volumes de escoamento. Na parte da bacia hidrográfica que está ocupada com montado jovem, não havendo intervenções no solo e tendo uma rugosidade superficial elevada, praticamente não há produção de escoamento. Este, sendo uma condição necessária não é suficiente para que ocorra erosão hídrica; para tal terão que se conjugar outras condições, sobretudo de cobertura do solo, favoráveis à ocorrência do processo. Assim, como pode ser observado na Fig. 13, as áreas com escoamento superficial mais elevado não são aquelas em que são simuladas maiores taxas de erosão hídrica (Duarte *et al.*, 2007).

Relativamente à simulação da contaminação difusa por nitratos, a comparação dos dois mapas da Fig. 14 permite deduzir que, para o processo ocorrer de forma significativa deverá haver escoamento, dada a solubilidade dos nitratos, e deverá haver disponibilidade deste nutriente no solo na sequência de fertilizações mais ou menos intensas. Pelo exposto, as áreas de maior arrastamento de nitratos foram aquelas em que, tendo havido escoamento significativo, se verificaram níveis mais elevadas de fertilizações azotadas.



**Fig. 13** – Simulação pelo modelo *AnnAGNPS* da distribuição do escoamento e taxa de erosão hídrica, na bacia hidrográfica de estudo.



**Fig. 14** - Simulação pelo modelo *AnnAGNPS* da distribuição do escoamento e taxa de perda de nitratos, na bacia hidrográfica de estudo.

#### 4. Conclusões

A água usada no *Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha* é, no referente aos parâmetros estudados, de muito boa qualidade, não se verificando uma degradação significativa da sua qualidade depois de ser usada na bacia de estudo, e cumprindo, na maioria das vezes, amplamente os critérios de qualidade para o seu uso a jusante.

De uma forma geral, a carga contaminante de nitratos e sais está relacionada com a existência de escoamento (superficial ou de base), e a disponibilidade destes contaminantes no solo, e a carga de azoto amoniacal depende da ocorrência de eventos de precipitação que provoquem escoamento superficial elevado, dada a sua menor solubilidade na água, ou da fonte de contaminação (por exemplo pastoreio) estar próxima da rede de drenagem natural da bacia.

O revestimento do solo garantido pela vegetação tem uma influência determinante na magnitude do processo erosivo, ao conjugar o efeito protector da superfície do impacto directo das gotas de chuva, e o efeito retardador da velocidade do escoamento. Será a forma mais eficaz no controlo do processo erosivo nos períodos mais chuvosos do ano.

As fertilizações azotadas intensas, com a consequente disponibilidade deste nutriente no solo, conjugadas com existência de escoamento, constituem as condições favoráveis para ampliar o processo de contaminação difusa do meio hídrico. Configura-se como uma atitude prudente, um maior número de fertilizações azotadas com doses mais baixas em cada aplicação.

## Bibliografia

- Bos, M. G., J.A. Replogle, A. J. Clemmens. 1991. *Flow measuring flumes for open channel systems*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
- Causapé, J., D. Quílez, R. Aragués. 2004. *Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows*. *Agricultural Water Management* 70 (2004) 211-228.
- Cronshey, R. G., F. G. Theurer. 1998. *AnnAGNPS-Non Point Pollutant Loading Model*. In *Proceedings First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference*, 19-23 April 1998, Las Vegas, NV.
- Duarte, A. C., L. Mateos, E. Fereres. 2007. *Application of the AnnAGNPS model to a small agricultural watershed, to analyze the spatial and temporal distribution of the pollutants and runoff*. *Proceedings of the 5th International Congress of the European Society for Soil Conservation*, Palermo (Italy), 25-28 June.
- Duarte, A., C. 2006. *Contaminación difusa originada por la actividad agrícola de riego, a la escala de la cuenca hidrográfica*. Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes, Universidad de Córdoba, España.
- Fereres, E., F. Ceña. 1997. *Social benefits and environmental constraints of irrigation in an area of water scarcity*. In: *Proceedings of the 18<sup>th</sup> European Regional Conference "Water – an economic good"*, Oxford, pp. 128-136.
- Ghassemi, F., A. J. Jakeman, H. A. Nix. 1995. *Salinisation of Land and Water Resources – Human causes, extent, management and cases studies*. Centre for Resources and Environmental Studies, The Australian National University, CABI International, Wallingford.
- Hatch, D. J., K. W. T. Goulding, D. V. Murphy. 2002. *Nitrogen as a pollutant from agriculture in surface and groundwater*. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*, Haygarth, P. M., S. C. Jarvis, Eds., CABI Publishing, Wallingford, pp 7-27.
- Mateos, L. 2003. *Irrigation management and fertilizer/pesticide leaching*. In: *Encyclopedia of Water Science*, Trimble, S. W., B. A. Stewart, T. A. Howell, Eds., Marcel Dekker Inc., pp.282-284.
- Mateos, L., I. López-Cortijo, J. A. Sagardoy. 2002. *SIMIS: the FAO decision support system for irrigation scheme management*. *Agricultural Water Management* 56 (2002) 193-206.
- Oomen, J. M. V., J. DeWolf, W. R. Jobin. 1990. *Health and Irrigation*. *ILRI Publication 45*, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, The Netherlands, 304 p.
- Owens, L. B. 1994. *Impacts of Soil N Management on the Quality of Surface and Subsurface Water*. In: *Soil Processes and Water quality*, CRC Press, Boca Raton.
- Seeger, M., Errea, M.P., Beguería, S., Arnáez, J., Martí, C., García-Ruiz, J.M., 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology*, 288, 299-311.

- Soler, M., J. Latron, F. Gallart. 2008. Relationships between suspended sediment concentrations and discharge in two small research basins in a mountainous Mediterranean area (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Geomorphology* 98 (2008) 143–152.
- Steege, A., Govers, G., Nachtrgaele, J., Takken, I., Beuselinck, L., Poesen, J., 2000. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology* 33, 25–36.
- Thornton, J. A, W. Rast, M. M. Holland, G. Jolankai, S. O. Ryding. 1999. *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems – a practical approach*. Man and the Biosphere Series, UNESCO, Paris.
- Williams, G. P. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology*, 111 (1989), 89-106.