



## **Gestão de Recursos Hídricos em Pequenas Bacias Hidrográficas com Intensificação Agrícola**

V. SILVA\*; L. CALADO\*; T.P. DENTINHO\*;

Universidade dos Açores\*, Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos  
Hídricos\*\*

### **Resumo**

Cada paradigma científico tem o seu próprio sistema de valoração. Os técnicos de recursos hídricos definem zonas de protecção das águas subterrâneas, normalmente associadas a nascentes e furos, assumindo que estas áreas demonstram a relevância para a manutenção da qualidade e da quantidade da água. Os cientistas socio-económicos também valorizam as coisas de acordo com o seu papel para a sociedade, ao longo do espaço e do tempo. Os economistas têm preferência pela análise custo – benefício, onde tudo pode ser traduzido para valor monetário. Logo a questão que se põe por detrás de todas estas filosofias e métodos de avaliação, é como tratar todos estes valores num sistema de apoio à decisão consistente.

Este trabalho pretende apresentar uma metodologia que permite usar diferentes filosofias e metodologias de valoração no mesmo sistema de apoio à decisão, possibilitando uma tomada de decisão mais informada, não descartando logo de início uma ou mais perspectivas. Assume-se uma perspectiva de complementaridade entre os valores económicos, ambientais e culturais, e que estas valorações podem ser afectadas espacialmente, permitindo a determinação de uma Taxa de Câmbio entre as diferentes escalas de valor.

Taxa de Câmbio, Apoio à Decisão, Valoração, Protecção de Nascentes.

### **1. Introdução**

Para cada paradigma científico o mesmo objecto tem um valor e um sistema de valoração diferente. Para os gestores de recursos hídricos o valor do solo tem a ver com a capacidade de gerar água com qualidade e quantidade, mesmo que isso implique perda de rendimento para os proprietários da terra. Por outro lado, na perspectiva do uso privado do solo, o objectivo é maximizar a renda da terra através da escolha das

actividades mais lucrativas que são viáveis para cada local, mesmo que tal envolva uma redução da quantidade e qualidade da água que, passando por esses terrenos, vai reduzir o desempenho de nascentes e aquíferos a jusante.

A forma mais usual de tratar este conflito de interesses é afectar a um dos lados os direitos de propriedade. O mais comum é admitir que os direitos de propriedade à água com qualidade e com quantidade prevalecem sobre os direitos de propriedade ao uso do solo. Segue esta visão o Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, que tem por destino *prevenir, reduzir e controlar a poluição de águas subterrâneas*, e que está a tentar ser aplicado nos Açores, pela Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos. O projecto “Protecção das Origens de Água” enquadra-se nesta tentativa de implementação da legislação, e tem por intuito delimitar os perímetros de protecção das captações de água subterrânea da região. A descrição das metodologias usadas neste projecto foi apresentada por Mendes *et al.* (2006), e baseia-se principalmente no estudo hidrogeológico da ilha de São Miguel, efectuado pelo Centro de Geologia Ambiental do Departamento de Geociências da Universidade dos Açores.

No entanto, quando há dificuldade implementar a protecção das nascentes porque existem direitos consuetudinários de uso do solo, então tende-se a minimizar a protecção das nascentes ao que parece ser realizável em termos de ordenamento do território. Muitas vezes assume-se que o direito ao uso do solo é atribuído aos agricultores independentemente dos efeitos que esses usos têm na qualidade e quantidade da água nas nascentes e nos aquíferos. E é assim que os recursos hídricos dos Açores se encontram actualmente sob ameaça do sistema produtivo da agropecuária açoriana que, de acordo com CEAS Consultants (Wye) Ltd; Centre for European Agricultural Studies *et al.* (2000), é classificado com um sistema de produção intensivo em pastagem, que afecta os recursos hídricos da região, nomeadamente em termos de qualidade. Também DROTRH (2001) refere que “As actividades agropecuárias são a principal fonte de poluição difusa sobre extensões significativas dos terrenos, na medida em que se traduzem em contaminações das águas superficiais e subterrâneas”.

O objectivo deste trabalho é promover o uso sustentável do território tendo em atenção não só os critérios ambientais mas também os critérios económicos. O princípio assumido é que os trade-offs devem ser semelhantes entre os valores económicos

privados, resultantes do uso do solo para a agricultura, e os valores ambientais públicos, traduzidos nos padrões de qualidade e quantidade de água. Dito de outra forma a taxa de câmbio entre as diferentes valorações do mesmo território deve ser a mesma ao longo do território. Este trabalho complementa o trabalho já desenvolvido de delimitação da protecção das nascentes com dados hidrogeológicos, ajustando essa delimitação através de uma metodologia desenvolvida por Dentinho *et al.* (2005), *Taxa de Câmbio entre Valorações Disciplinares*.

No ponto 2 apresenta-se o conceito de taxas de câmbio entre valorações disciplinares exemplificando para o caso do uso do solo e da qualidade da água associado a esse uso. No ponto 3 expõe-se a metodologia que relaciona as taxas de câmbio com o preço sombra da restrição sobre qualidade de água das nascentes, num modelo de programação linear sobre o uso do solo das bacias hidrográficas das nascentes. No ponto 4 apresentam-se e discutem-se os resultados do modelo para duas bacias da Ilha de São Miguel. Finalmente, em 5, explicitam-se as conclusões e os trabalhos futuros.

## **2. Taxas de câmbio entre valorações disciplinares.**

### *2.1 Valoração do meio ambiente*

A valoração económica do meio ambiente, subjacente à análise custo – benefício, está já bem estruturada em compêndios e é utilizada por instituições importantes como o Banco Mundial, as Nações Unidas e a União Europeia. As principais hipóteses da valoração económica são as seguintes: i) o bem-estar social é a soma do bem-estar dos indivíduos; ii) o bem-estar individual pode ser medido; iii) os indivíduos maximizam o bem-estar pela escolha da melhor combinação de bens e serviços que resulta no maior benefício líquido. Nesta perspectiva a legitimidade das políticas é garantida sempre que a soma interpersoal dos benefícios excede os custos (Randall, 1987). Assim, desde ponto de vista, o problema da decisão pública resume-se a estimar o valor que os potenciais beneficiários estão disposto a pagar e avaliar os custos que os prejudicados estão disposto a aceitar para implementar políticas e actos.

Há muitos métodos para estimar o valor associado a alterações do meio ambiente que resultam da implementação de políticas ou da ocorrência de cenários: custo de oportunidade, custo de viagem, métodos hedónicos, custo de reposição, métodos de dose - resposta e avaliação contingente John Dixon (1997). No entanto a maior parte

dos valores ambientais são valores de não – uso, pelo que a avaliação contingente acaba por ser o método mais indicado para aferir o valor económico total associado a cada política e ou cenário. No entanto a avaliação contingente conduz a valores muito diferentes e muitos dos estudos são mal definidos. Como nos refere Paulo Nunes *et al.* (2001) alguns estudos analisam o valor das espécies, outros referem os bens e serviços ambientais e outros abordam o valor da biodiversidade em si mesmo. Na mesma linha de pensamento de Farber & *et al.* (2002) sublinha a falta de sistematização de um número crescente de publicações sobre valoração ambiental e, em conjunto com outros autores (Limburg et al., 2002), identifica três grandes tipos de valoração associada ao ambiente: a) valoração ecológica relacionada com a sustentabilidade das funções do ecossistema; b) valoração sócio-cultural associada à sustentabilidade da sociedade (Norton, 1987); e c) valoração económica que envolve valoração dos mercados directos e indirectos.

O que parece ocorrer é que cada paradigma científico tenta definir o seu próprio sistema de valoração. Os cientistas do ambiente desenham cartas de valoração ambiental assumindo a relevância para a sustentabilidade do ecossistema, e tendo em vista a definição de zonas de protecção da água, de formações geológicas, de espécies, de habitats ou de ecossistemas. Os cientistas sociais atribuem valores às coisas de acordo com o seu papel para a sociedade ao longo do tempo, como historiadores, ou ao longo do espaço, mais como geógrafos. Finalmente os economistas preferem transformar tudo em valor monetário mas dificilmente conseguem abarcar todo o valor. E a questão permanece de como combinar as diferentes perspectivas disciplinares num sistema de apoio à decisão consistente?

## *2.2 Taxas de câmbio entre valorações disciplinares*

Para responder a esta questão propõe-se a metodologia da taxa de câmbio que combina as diferentes formas de valoração de uma forma consistente. A metodologia é baseada em três pressupostos.

Primeiro, o pressuposto de que as diferentes valorações se complementam e completam. Sendo assim é possível adicionar os valores económicos de cada uso com os valores ecológicos e com os valores sócio-culturais. Mesmo que esses diferentes valores não forem expressos em termos monetários é possível adicionar os diferentes valores se for definida uma função de taxa de câmbio entre as diferentes escalas de valor.

O segundo pressuposto admite que as diferentes valorações podem ser relacionadas com o mesmo referencial em que as políticas são expressas. Assim, se as políticas forem expressas numa fronteira de ordenamento numa carta assume-se que é possível conhecer os valores económicos, sócio-culturais e ambientais que resultam de ter o não ter esse ordenamento. Num outro exemplo, se a política for um padrão de qualidade da água num ponto admite-se que é possível estimar o impacto nas diferentes valorações da alteração desse padrão.

Finalmente é assumido que as decisões públicas são ou, pelo menos, devem ser consistentes, de tal forma que os trade-offs entre valores similares devem ser os mesmos ao longo de todas as decisões. Sendo assim, em cada ponto da fronteira (f) de decisão que define políticas alternativas o valor total de uma alternativa (a) designado por (Vfa) deve ser exactamente igual ao valor total da alternativa (b) designado por (Vfb).

$$(1) \quad Vfa = Vfb$$

No entanto cada valor total (Vfa, Vfb) resulta da adição dos valores económicos (Vfea, Vfeb), ambientais (Vfba, Vfbb) e sócio-culturais (Vfca, Vfcb) cada um deles multiplicado pela respectiva função de taxa de câmbio. A função de taxa de câmbio ( $\rho$ ) que relaciona o valor económico com o valor ecológico. E o valor da taxa de câmbio ( $\sigma$ ) que relaciona o valor económico com o valor sócio-cultural.

$$(2) \quad Vfa = Vfea + Vfba \times \rho + Vfca \times \sigma$$

$$(3) \quad Vfb = Vfeb + Vfbb \times \rho + Vfcb \times \sigma$$

Como na fronteira o valor da alternativa (a) e (b) devem ser iguais então:

$$(4) \quad (Vfea - Vfeb) = (Vfba - Vfbb) \times \rho + (Vfca - Vfcb) \times \sigma$$

De notar que quando, por exemplo, não há diferença de valores sócio-culturais para as diferentes alternativas, então  $(Vfca - Vfcb) = 0$  e:

$$(5) \quad \rho = (Vfea - Vfeb) / (Vfba - Vfbb)$$

É possível utilizar esta metodologia de duas formas que se complementam. Ou conhecemos vários pontos da fronteira e estimamos as funções ( $\rho$ ) e ( $\sigma$ ) e tomamo-los como taxas de câmbio reveladas pelas decisões públicas. Ou assumimos à partida as

taxas de câmbio ( $\rho$ ) e ( $\sigma$ ) entre as diferentes valorações e desenhamos políticas consistentes com essas valorações de tal forma, na fronteira, os valores totais das alternativas sejam iguais:

$$(6) \quad V_{fa} = V_{fea} + V_{fba} \times \rho + V_{fca} \times \sigma = V_{feb} + V_{fbb} \times \rho + V_{fcb} \times \sigma = V_{fb}$$

Combinando as duas utilizações podemos, primeiro, aproximarmo-nos dos valores das taxas de câmbio estimando ( $\rho$ ) e ( $\sigma$ ) reveladas pelas decisões públicas e, depois, utilizar esses valores para propor decisões públicas consistentes. Finalmente podemos fazer a análise de sensibilidade modificando as taxas de câmbio entre valorações disciplinares.

### 2.3 Taxas de câmbio e programação linear

Suponhamos um problema simples de programação linear em que o decisor tem de escolher o valor das variáveis de decisão ( $x_i$ ) atendendo aos benefícios líquidos associados a cada uma delas ( $p_i$ ) e tendo em conta ( $m$ ) restrições internas ( $b_j$ ) e ( $q$ ) restrições de natureza ambiental ( $d_k$ ). O problema vem representado pelas expressões (7,8 e 9)

$$(7) \quad \text{Max } Z = \sum_i p_i \cdot x_i$$

$$(8) \quad \sum_i a_{ij} \cdot x_i \leq b_j \quad j=1....m$$

$$(9) \quad \sum_i e_{ik} \cdot x_i \leq d_k \quad k=1....q$$

Neste pequeno problema as taxas de câmbio ambientais  $\rho_k$  não são mais do que os preços sombra associados às diversas restrições  $d_k$ , e de alguma forma revelados pelas decisões que impuseram essas restrições. Neste caso as taxas de câmbio são estimadas pela resolução do problema de programação linear.

O problema acima pode ser transformado integrando o conjunto de restrições ambientais na função objectivo, em que as variáveis  $y_k$  são as variáveis ambientais.

$$(10) \quad \text{Max } Z = \sum_i p_i \cdot x_i - \sum_k \rho_k y_k$$

$$(11) \quad \sum_i a_{ij} \cdot x_i \leq b_j \quad j=1....m$$

$$(12) \quad \sum_i e_{ik} \cdot x_i - y_k \leq 0 \quad k=1....q$$

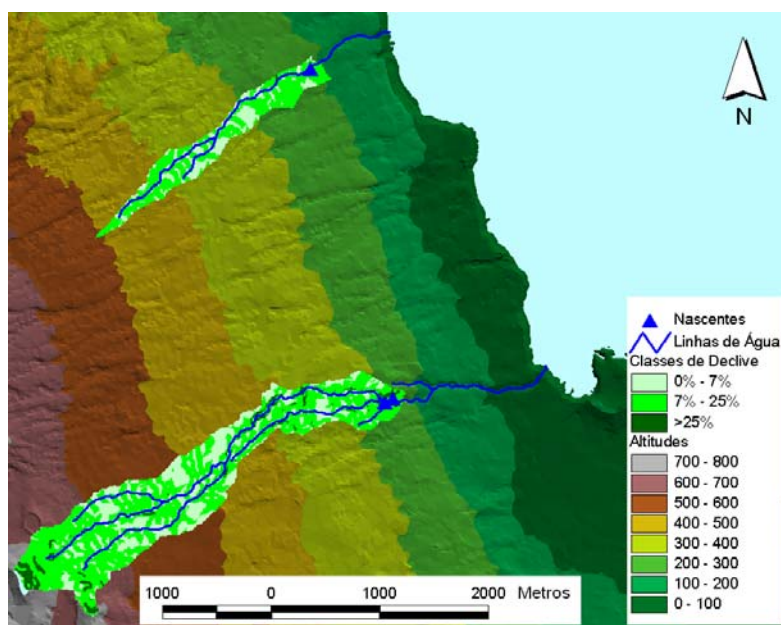
Neste caso as taxas de câmbio são pré-definidas e determina-se a solução óptima tendo em atenção as valorações económicas ( $p_i$ ), as valorações ambientais ( $e_{ik}$ ) e as taxas de câmbio entre as valorações económicas e ambientais ( $\rho_k$ ).

### 3. Modelo de programação linear com explicitação da taxa de câmbio.

#### 3.1. Modelo de programação linear

Para determinar o zonamento de protecção das nascentes de duas bacias hidrográficas na Ilha de São Miguel (Figura 1) utilizou-se o modelo de programação linear desenvolvido para as explorações agro-pecuárias dos Açores por Silva (2001), adaptado por Dentinho & Calado (2003) para vários tipos de solos e maneios com base nos dados tratados por Reis (2002) e nas emissões de fósforo e azoto calibrados por Fontes (2001). Agora acrescenta-se ao modelo de Dentinho e Calado (2003) as emissões de coliformes fecais por diferentes zonas da bacia hidrográfica de acordo com o tipo e uso de solo e tendo ainda em atenção a distância à nascente.

**Figura 1.** Bacias Hidrográficas da área de estudo.



#### 3.2. Determinação da qualidade da água

O parâmetro de qualidade seleccionado para determinar o potencial poluidor da implantação de pastagens nas zonas de recarga foi a concentração de *Escherichia coli*, em Unidades Formadoras de Colónias (UFC) na água.

A transmissão de enteropatogénios através da água é bem conhecida (Lima *et al.*, 2002), tendo alguns estudos relacionado o pastoreio, e o espalhamento de estrumes, com a contaminação de águas subterrâneas e superficiais (Faust, 1982; Patni, 1991 e Rudolph *et al.*, 1998).

Neste trabalho admitiu-se um potencial poluidor por animal baseado nas emissões de *Escherichia coli*, por animal, em Unidades Formadoras de Colónias (UFC) por grama de fezes, valores obtidos de Lima *et al.* (2002), o que associado à quantidade de fezes produzidas por animal (Van Horn *et al.*, 1994), dá indicação do potencial poluidor de cada animal.

Admitindo uma diluição dos microrganismos na água disponível para infiltração, calculada através do balanço hídrico, e aplicando a Lei de Chick's (1), em que  $C_o$  é a concentração inicial de *Escherichia coli*, em UFC/ 100 ml,  $C_f$  a concentração final,  $k$  é o coeficiente de decrescimento do número de microrganismos, obtido de Lima *et al.* (2002), e  $t$  o tempo que passa entre  $C_o$  e  $C_f$  (1), é possível obter o contributo de cada área para a qualidade das águas subterrâneas, quando conhece-se o encabeçamento por unidade de área.

$$(13) \quad C_t = C_o \cdot e^{-k \cdot t}$$

O tempo  $t$  utilizado na equação (13), é relacionado com a distância à nascente através da utilização do valor de transmissividade do aquífero, obtido dos dados Plano Regional da Água (2001), sendo a transmissividade das escoadas lávicas considerada duas vezes superior à dos depósitos piroclásticos.

### 3.3. Determinação da quantidade de água

Os diversos dados climáticos, incluindo a precipitação, foram obtidos através do modelo de Azevedo (1996), CIELO ("Clima Insular à Escala Local"), que recorre às condições de fronteira espacial definidas por um modelo tridimensional do terreno sobre o qual se impõem os mecanismos advectivos resultantes da simulação da circulação do ar sobre o território, determinando para células de um hectare os valores mensais dos diversos parâmetros climáticos.

A determinação da evapotranspiração, foi efectuada através do método de Thorntwaite, que determina a Evapotranspiração Potencial, que no nosso caso considerou-se como



equivalente à corresponde à real, quando existe disponibilidade de água para o processo desenvolver-se. A razão para a selecção deste método prende-se com a facilidade com que este se adapta aos dados climáticos disponíveis.

Outra componente importante para o balanço hídrico das zonas em estudo, é o escoamento superficial, para tal aplicaram-se duas metodologias. A primeira metodologia seleccionada foi a do número de curva do *Soil Conservation Service*, como descrita em Neitsch *et al.* (2001). Este é um modelo empírico, que se baseia nas relações entre precipitação escoamento superficial, permitindo estimar a quantidade de escoamento superficial para diferentes tipos de usos e de solos. O número de curva do SCS (*Soil Conservation Service*) é função da permeabilidade do solo, do uso do solo e das condições de humidade deste. Após a aplicação desta metodologia às nossas áreas de estudo, admitindo uma cobertura de pastagem, sendo esta de diferentes níveis de qualidade, concluiu-se de acordo com este método, que o escoamento superficial era negligenciável.

Como a aplicação metodologia do SCS conclui-se que o escoamento superficial não era significativo, aplicou-se uma metodologia alternativa para confirmar esta conclusão. Neste caso seleccionou-se a metodologia de Azevedo *et. Al*, como apresentada por Rodrigues (2002). Confirmou-se a conclusão obtida pela aplicação da primeira metodologia, que vem de encontro às conclusões do artigo de Fontes (2004), que refere que a percentagem de escoamento superficial em pastagem é inferior a 1%, quando esta já se encontra implantada.

## **4. Resultados.**

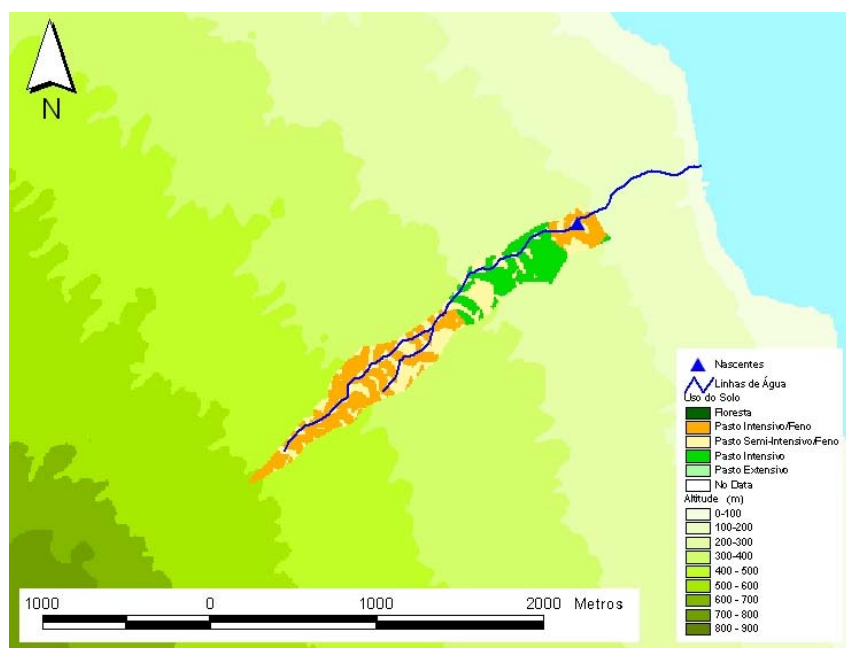
### **4.1. Bacia Hidrográfica da Nascente do Couto**

A Bacia Hidrográfica da Nascente do Couto na Freguesia de S<sup>ta</sup>. Barbara tem 57 hectares, situa-se na parte norte da Ilha de São Miguel, com uma precipitação média anual de 1123 mm por ano e é maioritariamente constituída por depósitos piroclásticos. O Quadro 1 traduz a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é zero.

**Quadro 1.** Cenário sem restrições (Taxa de câmbio = 0).

Distância	Altitude	Solo	Área Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
<180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	4,4					4,4					
		V [0-7%]	1,9				1,9						
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	7,4		7,4								
		V [0-7%]	0,9				0,9						
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	6,3		3,9		2,4						
		V [0-7%]	5				5						
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	20,6				20,6						
		V [0-7%]	10,7				10,7						
Rendimento		11360 €											
Emprego		1,8											
População		4											
Taxa de câmbio		0											
UFC/100 ml		348											

**Figura 2.** Ocupação do Solo para a Bacia da nascente do Couto e para o Cenário sem restrições.



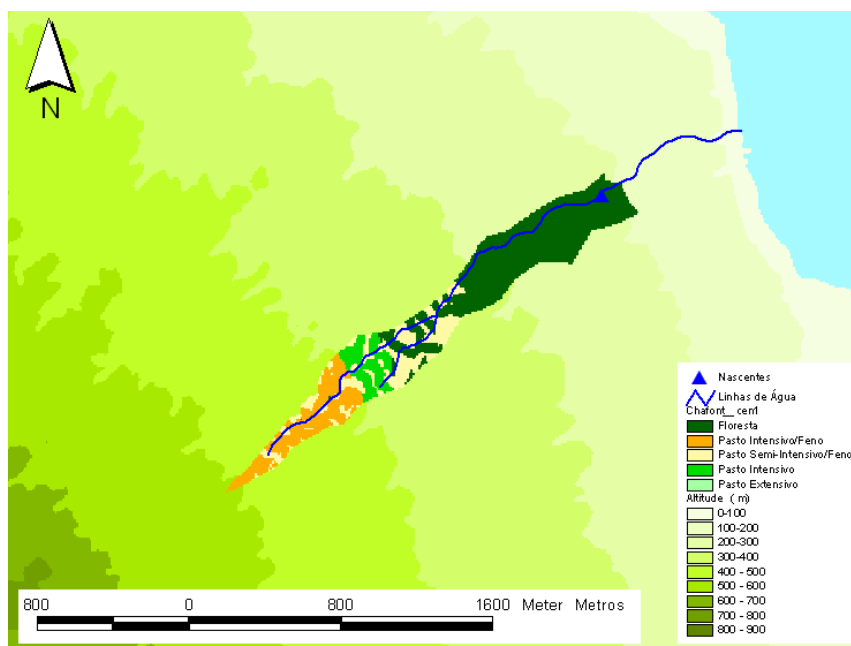


O Quadro 2 traduz a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é 73. Face à situação de referência verifica-se uma redução de 27% da margem bruta e 32% no emprego.

**Quadro 2.** Cenário para 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 73).

Distância	Altitude	Solo	Área Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	4,4									4,4	
		V [0-7%]	1,9									1,9	
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	7,4									7,4	
		V [0-7%]	9									0,9	
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	6,3									6,3	
		V [0-7%]	5									5	
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	20,6			5			10			5,6	
		V [0-7%]	10,7					10,7					
Rendimento		1388 €											
Emprego		0,8											
População		1,9											
Taxa de câmbio		73											
UFC		50											

**Figura 3.** Ocupação do Solo para a Bacia da nascente do Couto e para o Cenário com 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 2986).



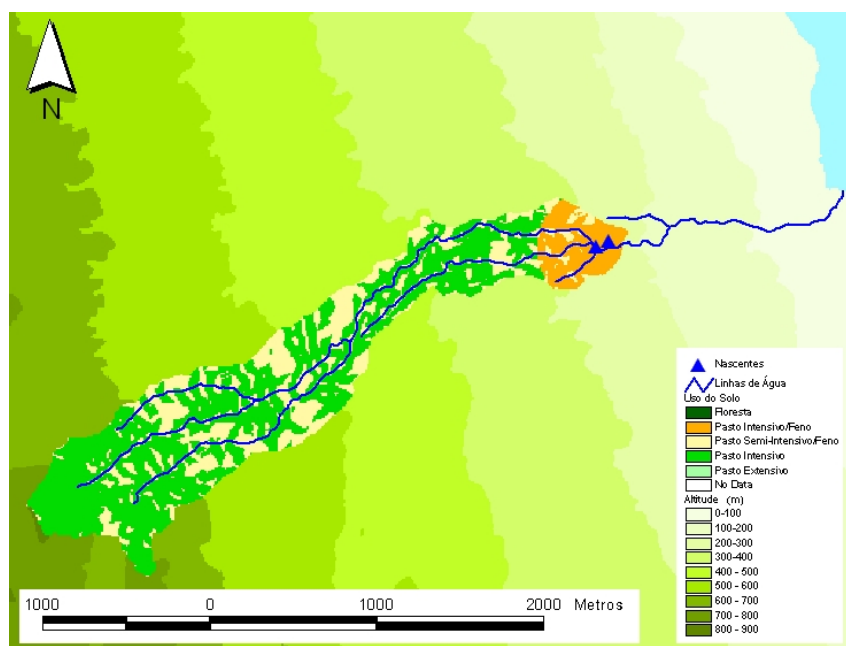
#### 4.2. Bacia Hidrográfica 2

A Bacia Hidrográfica da Chã das Fontes, na Freguesia de Capelas tem 201 hectares, situa-se na parte norte da Ilha de São Miguel, com uma precipitação média anual de 2007 mm por ano e é maioritariamente constituída por depósitos piroclásticos. O Quadro 3 traduz a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é zero.

**Quadro 3.** Cenário para a Bacia 2 sem restrições (Taxa de câmbio = 0).

Distância	Altitude	Solo	Área Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,5			1,5							
		VI [7-25%]	15,6			0,2			15,4				
		V [0-7%]	2,5				2,5						
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0,87			0,87							
		VI [7-25%]	14,8			14,8							
		V [0-7%]	7,2				7,2						
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,9			1,9							
		VI [7-25%]	21,3			21,3							
		V [0-7%]	15,1				15,1						
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	5,6					5,6					
		VI [7-25%]	79,2					79,2					
		V [0-7%]	35,8				35,8						
Rendimento		39839 €											
Emprego		6,1											
População		14,1											
Taxa de câmbio		0											
UFC		1713											

**Figura 4.** Ocupação do Solo para a bacia da nascente da Chã das Fontes sem restrições.



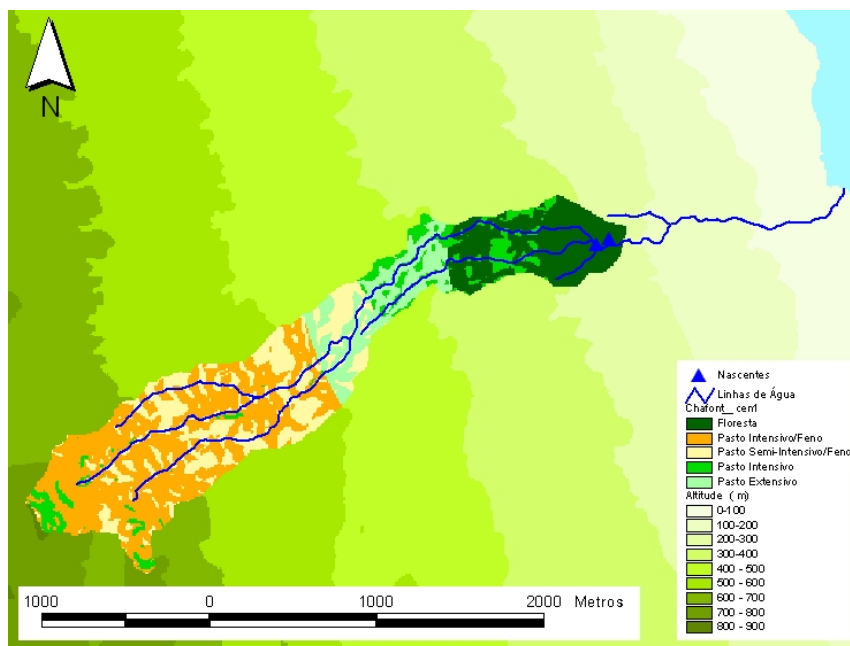


O Quadro 4 traduz a ocupação do solo na Bacia da nascente do Chã das Fontes que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é 9556. Face à situação de referência verifica-se uma redução de 16% da margem bruta e 20% no emprego.

**Quadro 4.** Cenário para 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio =187).

Distância	Altitude	Solo	Área Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,5									1,5	
		VI [7-25%]	15,6									15,6	
		V [0-7%]	2,5									2,5	
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0,9									0,9	
		VI [7-25%]	14,8									14,8	
		V [0-7%]	7,2			7,2						7,2	
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,9	1,9									
		VI [7-25%]	21,3	21,3									
		V [0-7%]	15,1		6,4			8,7					
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	5,6			5,6							
		VI [7-25%]	79,2					79,2					
		V [0-7%]	35,8					35,8					
Rendimento		15870 €											
Emprego		3,6											
População		8,4											
Taxa de câmbio		187											
UFC		50											

**Figura 5.** Ocupação do Solo para a Bacia da nascente da Chã das Fontes e para o Cenário com 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 187).



## 5. Conclusões.

Neste trabalho apresentou-se uma metodologia que compatibiliza as diferentes valorações disciplinares sobre o território, estabeleceu-se a ligação dessa metodologia com a programação linear, formularam-se e calibraram-se modelos de programação linear para as Bacias da nascente do Couto e Chã das Fontes e definiram-se políticas de ordenamento consistentes face a objectivos alternativos da qualidade da água. A metodologia utilizada permitiu igualmente chegar a um valor de compensação dos agricultores pela perda de rendimento que resulta da protecção das nascentes.

No futuro há vários desenvolvimentos possíveis do modelo utilizado. Em primeiro lugar explicitar a emissão de fósforo e de azoto de forma a poder definir as taxas de câmbio compatíveis com os padrões de qualidade da água das nascentes. Em segundo lugar alargar o modelo a outro tipo de maneios como seja a pastagem com feno ou silagem mas sem pastoreio directo, o que reduziria imediatamente a emissão de coliformes. Em terceiro lugar aplicar o modelo a todas as bacias hidrográficas com nascentes. Finalmente alargar o modelo à existência de várias nascentes o que permite a diluição dos poluentes e, consequentemente, o estabelecimento de taxas de câmbio para todo o sistema e um ordenamento mais eficiente.

## Referências bibliográficas

ARNOLD, J.G., NEITSCH, S.L. *et al.* (2001). "Equations: Surface Runoff", *Soil and Water Assessment Tool User's Manual*, Grassland, Soil and Water Research Laboratory.

AZEVEDO, E.B., PEREIRA, L.S. *et al.* (1999). "Modelling the local climate in island environments: water balance applications", *Agricultural Water Management*, 40, pp. 393-403.

BARRY, D.A.J., GOSS, M.J. & RUDOLPH, D.L. (1998). "Contamination in Ontario farmstead domestic

CALADO, L. & DENTINHO, T. (2005). *Relatório Classificação das Lagoas dos Açores e Gestão das Bacias Hidrográficas*, Universidade dos Açores.

CEAS Consultants (Wye) Ltd; Centre for European Agricultural Studies; The European Forum on Nature Conservation and Pastoralism (2000). *The Environmental Impact of Dairy Production in the EU*.

CRUZ, V. & Brito, A.G. (2002). *Planeamento de Recursos Hídricos Subterrâneos no Arquipélago dos Açores (Portugal) e o Impacto da Directiva-Quadro da Água*.

DENTINHO, T. & CALADO, L. (2003). *A Rentabilidade da Beterraba Sacarina versus a Agro-pecuária nos Açores*, Estudo realizado para a SINAGA. (não publicado).

DENTINHO, T.P, VIZINHO, S. *et al.* (2005). "Exchange rate between scientific currencies", *MARBEF Newsletter* n.º 3.

DIXON, John, & *et al.* (1997). *Economic Analysis of Environmental Impacts*. Earthscan Edition, London.

DROTRH (2001). *Relatório Técnico do Plano Regional da Água, Versão para Consulta Pública*, Secretaria Regional do Ambiente.

FARBER, S., COSTANZA, R. e WILSON, M. (2002). "Economic and ecological concepts of valuing ecosystem services", *Ecological Economics*, 41, pp 375-392.

FAUST, M.A. (1976). "Coliform bacteria from diffuse source as a factor in estuarine pollution", *Water*



FONTES, J.C., PEREIRA, L.S. & SMITH, R.E. (2004) "Runoff and erosion in volcanic soils of Azores: simulation with OPUS" *Catena*, 56, pp.199-212.

GRIFFITHS, M. Norton (1994). *Biodiversity Conservation in Kenya*. Dissertation submitted to University College London, UK.

HUBBARD, R. K., HILL, G. M. & NEWTON, G. L. (2003). "Water quality and the grazing animal", *ADSA-ASAS-AMPA meeting - "Impact of Animal Feeding Operations on the Environment"*.

*Journal of Contamination Hydrology*, 32, pp. 295-311.

LIMBURG, K.E., O'NEIL, R.V. et al. (2002). "Complex systems and valuation", *Ecological Economics*, 41, pp 409-420.

MENDES, Sandra C., PACHECO et al. (2006). "O SIG na Implementação de Medidas de Protecção das Águas Subterrâneas na Região Autónoma dos Açores", 8.º Congresso da Água – Água, Sede de Sustentabilidade.

NAGELS, John W., WILCOCK, Robert J. et al. (1999). "Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, pp. 683-696.

*National Workshop on land application of animal manure*, Ottawa, Canada, pp. 7-17.

NUNES, P. e BERGH, J.C.J.M. Van den (2001). "Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?" *Ecological Economics*, 39, pp 203-222.

PATNI, N.K. (1991). "Overview of land application of animal manure in Canada", *Proceedings of the*

Ponta Delgada.

RANDALL, Alan (1987). "Economic Theory, Total Economic Value as a Basis for Policy", *Transactions of the American Fisheries Society*, 116, pp 325-335.

Regional do Ambiente, Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos,

REIS, J. M. F. C. dos (2002). *Contributo para A Modelação do Potencial Agrícola ao Território – Uma Rede Neuronal Aplicada às Explorações Leiteiras da Ilha Terceira*, Relatório Final de Tese de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza, Universidade dos Açores.

*Research*, 10, pp. 619-627.

SILVA, Emiliana Leonilde Dinis da (2001). *Analisis Multicriterio de la Eficiencia Económica de Las Explotaciones Agroganaderas de las Azores*, Universidade de Córdoba [s.n.], Tese de Doutoramento apresentada à Universidade dos Açores.

VAN HORN, H. H., WILKIE, A.C. *et al.* (1994). "Components of Dairy Manure Management Systems", *Journal of Dairy Sciences*, 77, pp. 2008-2030.

Wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations”,