



7, 8 e 9
Março 2018
ÉVORA
Évora Hotel

GESTÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS:
**NOVOS
DESAFIOS**

APLICAÇÃO DE MODELOS DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS PARA COMPREENSÃO DA PERDA DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO RIO AVE

António C.P. FERNANDES

*Bolseiro de Investigação, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, acpf91@utad.pt*

Ana R. L. FERREIRA

*Bolseira de Investigação, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, aniferreira@utad.pt*

Luís F. SANCHES FERNANDES

*Professor Doutor, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, lfilipe@utad.pt*

Fernando, A. L. PACHECO

*Professor Doutor, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, fpacheco@utad.pt*

Rui M. V. CORTES

*Professor Catedrático, Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, rcortes@utad.pt*

Resumo

O estudo dos diferentes fenómenos de poluição é complexo, visto que diversas variáveis podem ser consideradas bem como a combinação destas, sendo necessário recorrer a métodos estatísticos avançados de modelação para compreender a realidade.

Com o desenvolvimento industrial o Rio Ave foi contaminado sobretudo devido às descargas de efluentes industriais sendo até denominado "O Grande Esgoto" em meados do século 20. De modo a melhorar a qualidade da água, o Rio Ave foi alvo de planos estratégicos embora alguns dos problemas persistam. Neste sentido realizou-se a avaliação da integridade ecológica das águas superficiais de 91 sub-bacias do Rio Ave através da aplicação de modelos de equações estruturais. O objetivo deste estudo estatístico é identificar as principais fontes de poluição que contribuem para a perda de biodiversidade em toda a bacia. Para tal foi desenvolvido um modelo conceptual, composto pelas principais variáveis latentes utilizadas: contaminação das águas, pressões existentes, precipitação e integridade ecológica. No sentido de executar o modelo utilizaram-se 31 variáveis, entre as quais concentrações de contaminantes (nutrientes, metais, carências de oxigénio e sólidos totais), pressões exercidas no solo (risco de incendio, usos do solo, agricultura, produção de gado, conflitos de uso, densidade populacional) descargas industriais e urbanas de efluentes, precipitação e os valores do bioindicador *MELI* (*Multiple Ecological Level Index*). Com o objetivo de reduzir problemas de multicolineariedade excluíram-se algumas variáveis de modo a que o coeficiente de correlação de *Pearson* entre cada regressor não fosse superior a 0,8. Nos modelos produzidos obtiveram-se coeficientes de determinação elevados (próximos de 0,9) sendo que foi possível identificar que as principais fontes de contaminação são as descargas de efluentes industriais e urbanos bem como a produção de gado. A presença de ferro, sólidos suspensos totais e a carência bioquímica de oxigénio nas águas superficiais são os fatores com maior impacto direto na perda de integridade ecológica.



Palavras-chave: SIG, ArcHydro, Qualidade da água, Modelos de Equações Estruturais.

Tema: Qualidade da água e dos ecossistemas

1. INTRODUÇÃO

A cada momento fenómenos naturais e antropogénicos provocam desequilíbrios nos compartimentos da Terra, nomeadamente na hidrosfera e biosfera. Para estudar e compreender a integridade ecológica de sistemas ribeirinhos é necessário considerar que diversas variáveis devem ter influência, bem como a combinação de diferentes fenómenos. Sabe-se que a presença de contaminantes nas águas têm um impacto direto na perda de biodiversidade, por sua vez a contaminação de sistemas aquíferos advém devido não só de fontes de poluição diretas, tais como descargas de efluentes, mas também dos diferentes usos do solo, erosão, incêndios, alterações hidromorfológicas, descargas difusas de nutrientes. Para a compreensão do efeito destes fenómenos em simultâneo é necessário recorrer a ferramentas estatísticas complexas, como por exemplo modelos de equações estruturais (*SEM Structural Equation Modeling*) (Monecke and Leisch, 2012). Este método estatístico de regressão linear foi utilizado especialmente em estudos de natureza social, mas com a evolução do conhecimento estatístico e preocupação ambiental, os modelos de equações estruturais tem vindo ser cada vez mais utilizados em estudos de natureza ambiental, como por exemplo para compreender quais as principais causas para a presença de ozono na troposfera (Kumar Gorai et al., 2015). A aplicação de modelos de equações estruturais em estudos de qualidade da água já foi realizada em 1994, (Zou and Yu, 1994), embora estudos subsequentes não sejam abundantes (Chenini and Khemiri, 2009; Levêque and Burns, 2017; Nugroho and Masduqi, 2016).

Neste trabalho apresentam-se 2 modelos de equações estruturais pelo método dos mínimos quadrados parciais (SEM-PLS) com o objetivo de compreender as relações causa efeito, entre a concentração de contaminantes em águas superficiais, precipitação, pressões e o MELI como medida de avaliação do grau de poluição da bacia do Rio Ave.

2. METODOLOGIA

De modo a elaborar os modelos de equações estruturais foi necessário recorrer a um processo de sete passos, Figura 1.

1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º
Definição do modelo conceptual	Delimitação da área de estudo	Recolha e tratamento de dados	Análise da matriz de correlação	Análise da matriz de correlação	Análise dos FIVs	Elaboração e análise dos modelos

Figura 1. Procedimento adotado para a elaboração dos modelos de equações estruturais.

No modelo conceptual adotado decidiu-se agrupar as variáveis em 4 grupos, precipitação, pressões, contaminação e integridade ecológica. No grupo de variáveis relativas à precipitação apenas se utilizou a precipitação média anual. Relativamente ao grupo de variáveis pressões colheram-se não só dados relativos a pressões qualitativas pontuais e difusas (PGRH2, 2016), mas também a outras variáveis que possam traduzir uma pressão sobre qualidade da água, como por exemplo a densidade populacional. A presença de contaminantes nas águas superficiais é traduzida pela variável contaminação, formada pela concentração de nove contaminantes. Para expressar a integridade ecológica utilizou-se a variável MELI (*Multiple Ecological Level Index*) (Cortes et al., 2016), sendo este um bioindicador mais completo do que o IPTI_N (INAG, 2009). Na Figura 2 apresenta-se o modelo conceptual e ligação entre variáveis. A precipitação está ligada às variáveis integridade

ecológica e contaminação, visto que provoca o efeito de diluição de contaminantes o que por sua vez também melhorar a integridade ecológica, embora se saiba que também é um fator crucial para o transporte de sólidos e contaminantes do solo para as águas superficiais. Relativamente às pressões sabe-se que estas tem um efeito direto no aumento de concentração de contaminantes, o que implica um efeito indireto na integridade ecológica. De qualquer modo a ligação entre pressões e integridade ecológica deve ser feito a visto que caso os contaminantes considerados no estudo não sejam os que promovem a perda de biodiversidade o efeito das pressões na integridade será superior ao da contaminação.



Figura 2. Modelo conceptual.

Para a delimitação área de estudo, bacia do Rio Ave, utilizou-se o software ArcHydro (ESRI, 2012) de modo a delimitar a área da bacia e respetivas sub-bacias, utilizando cursos de água de 5º ordem de *Strahler*, de modo a garantir um escoamento permanente. Seguidamente os dados a utilizar no modelo foram recolhidos e através do *ArcMap* (ESRI, 2010) foram tratados de modo a que se obtivesse um valor de cada variável para cada sub-bacia. Todas as variáveis consideradas neste estudo apresentam-se na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis utilizadas no estudo.

Variável Latente	Variável Medida	Unidades	Fonte
Integridade Ecológica	MELI	sem unidades	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014765131630207X
Contaminação	CBO ₅ , CQO, SST	mg/l	http://snirh.pt/
	NO ₃ , PO ₄ , As, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn	µg/l	
Pressões	Zonas agrícolas	km ² /km ²	http://www.dgterritorio.pt/
	Zonas artificializadas	km ² /km ²	
	Conflitos	km ² /km ²	http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715313139
	Densidade Populacional	habitante/km ²	http://censos.ine.pt
	Perda de Solo	t/(ha.ano)	http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715313139
	Risco de Incêndio	sem unidades	http://www.icnf.pt

	(N); (P) Agricultura e floresta	kg/ano/km ²	
	(N); (P) Pecuária	kg/ano/km ²	
	(CBO ₅); (CQO); (N); (P)		http://www.apambiente.pt
	Indústria	kg/ano	
	(CBO ₅); (CQO); (N); (P)		
	Urbano		
Precipitação	Precipitação	mm/ano	

O indicador MELI é uma variável adimensional, e ao longo da bacia do Ave este indicador foi medido em 5 pontos, tal como a concentração de poluentes (medidas em 22 pontos). De modo a obter o valor destes parâmetros ao longo de todos os cursos de água utilizou-se a ferramenta *Topo to Raster* para realizar a interpolação. Relativamente aos usos do solo (áreas agrícolas e áreas artificializadas), calculou-se a percentagem de área ocupada por cada um destes tipos de uso para cada sub-bacia. Pelo mesmo processo obteve-se a percentagem de solo que apresentava um conflito de uso (Valera et al., 2016). Calculou-se a densidade populacional média para cada sub-bacia, bem como a perda de solo. Relativamente ao risco de incêndio utilizaram-se os valores das classes atribuídas pelo ICNF ao longo da bacia e atribuiu-se a média do valor do risco para cada sub-bacia. As descargas de azoto e fósforo provenientes da agricultura e pecuária são expressas em quilogramas por ano por cada quilómetro quadrado de cada sub-bacia. Os caudais de descarga de efluentes tanto urbanos como industriais foram interpolados do mesmo modo que as concentrações. A precipitação média anual de cada sub-bacia foi também obtida através da média.

Após a construção da matriz de dados em que cada linha representa uma sub-bacia e cada coluna uma variável (91 linhas e 31 colunas) procedeu-se à remoção de variáveis de modo a excluir multicolinearidade entre regressores (Kock, 2015). Numa primeira fase excluíram-se as variáveis dentro do mesmo grupo (concentrações ou pressões) de modo a que o coeficiente de correlação de *Pearson* entre cada par não fosse superior a 0,8 (recorrendo à matriz de correlação entre variáveis). Seguidamente, num processo tentativa erro excluíram-se variáveis (dentro do mesmo grupo) de modo a que o fator de inflação de variância (FIV) de cada variável não fosse superior a 5 (Hair et al., 2014). Este fator representa a inflação da variância dos coeficientes de regressão estimados, relativamente à situação ideal de ausência de multicolinearidade, o cálculo do FIV é dado pela Equação (1). (1)(1)(1)(1)

$$FIV_j = 1/(1-R_j^2) \quad (1)$$

No cálculo do FIV da variável j utiliza-se o valor do coeficiente de determinação (R^2) quando se regrida a variável X_j sobre os outros regressores. Por exemplo, para saber o valor do FIV da CBO₅ utiliza-se uma regressão linear em que a CBO₅ é a variável dependente e as restantes variáveis são utilizadas como variáveis independentes (CQO, SST, NO₃, PO₄, As, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn). O coeficiente de determinação resultante é utilizado na Equação (1) para obter o FIV da CBO₅.

Por fim utilizam-se as variáveis resultantes do processo de exclusão para incorporar no modelo de equações estruturais. Neste tipo de modelo utilizou-se o *software SmartPLS* (Ring et al., 2005) para a construção do modelo. Nestes modelos os regressores (também

chamados de variáveis medidas) são agrupados em variáveis latentes criadas pelo operador. Por opção pode escolher-se que os modelos sejam formativos ou reflexivos. No primeiro caso os regressores formam as variáveis latentes, enquanto nos modelos reflexivos os regressores são formados pela variável latente (Coltman et al., 2008), pelo que neste trabalho escolheu-se utilizar modelos formativos. Nestes modelos o valor medido de cada variável latente (VL) é dado pelo somatório do produto das variáveis medidas (VM) pelo peso (P) que o modelo atribui a cada uma, Equação (2).

$$\text{Valor medido: } VL_i = \sum (VM_i \times P_i) \quad (2)$$

Caso a variável latente seja também formada por outras é determinado o seu valor previsto, Equação (3).

$$\text{Valor previsto: } VL_j = \sum (VL_i \times CE_{i \rightarrow j}) \quad (3)$$

Em que CE é o coeficiente estrutural entre a VL_i e a VL_j , o que equivale ao coeficiente de regressão parcial de uma regressão linear, e VL_i é uma das variáveis latentes que compõe a variável j. Deste modo para cada variável latente que possa ter um valor previsto é possível calcular o coeficiente de determinação desta.

Nos modelos de equações estruturais todas as variáveis são normalizadas de modo a que a sua média seja nula e o seu desvio padrão de 1, permitindo uma comparação directa do peso de cada variável.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a obtenção de 91 sub-bacias para a bacia do Ave e interpolação dos valores do MELI, verificou-se ao longo da bacia o estado ecológico da água tem um notável decréscimo de montante para jusante Figura 3.

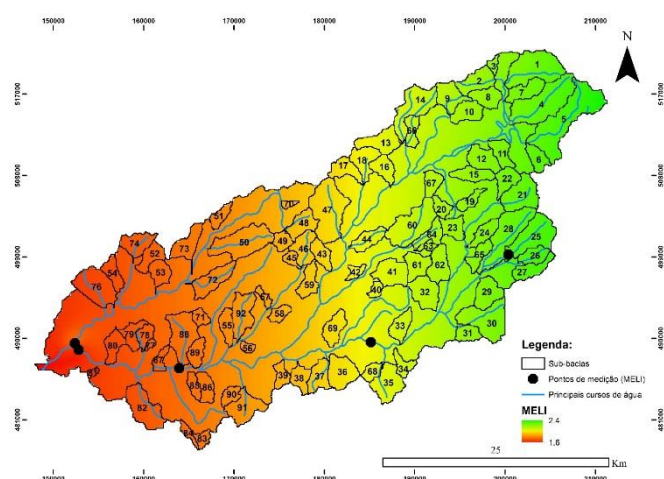


Figura 3. Mapa da bacia do Ave e valores obtidos da interpolação do MELI.

Após a obtenção do valor de cada variável para cada sub-bacia analisou-se a matriz de correlação. Visto que a concentração de zinco apresentava uma correlação superior a 0,8 com as concentrações de crómio e chumbo, decidiu-se excluir esta variável do modelo, Tabela 2. Do mesmo modo a carência química de oxigénio e concentração de nitratos foram excluídas do modelo visto que eram colineares com a concentração de sólidos suspensos totais. Optou-se por deixar esta no modelo visto que o coeficiente de correlação desta com o MELI era superior ao coeficiente de correlação das outras variáveis.

Tabela 2. Variáveis excluídas do modelo.

	Variáveis escolhidas	Variáveis excluídas $r > 0.8$
Concentrações	CBO ₅	
	PO ₄	
	As	
	Cr	Zn
	Cu	
	Fe	
	Pb	Zn
	SST	CQO NO ₃
Pressões	Risco de Incêndio	
	Zonas agrícolas	
	Zonas artificializadas	Densidade Populacional
	Conflitos	Perdas de solo
	(P) Agrícola e floresta	(N) Agrícola e floresta
	(N) Pecuária	(P) Pecuária
	(CQO) Indústria	(CBO ₅) Indústria
	(N) Indústria	(P) Indústria
	(N) Urbano	(CBO ₅) Urbano (CQO) Urbano (P) Urbano

O grupo de variáveis Pressões apresentava diversas variáveis multicolineares entre si, sendo que esta multicolinearidade se deve ao significado de cada variável. Por exemplo, a percentagem e área de zonas artificiais em cada sub-bacia é colinear com a densidade populacional de cada sub-bacia, isto porque dentro das zonas artificiais estão incluídas as zonas urbanas. Visto que as zonas em que há conflito de uso resulta na erosão do solo, a variável perdas de solo apresenta-se colinear com a variável conflitos. Do mesmo modo a descarga de nutrientes e carências de oxigénio apresentam multicolinearidade com outras variáveis que tenham a mesma origem.

Com a exclusão das variáveis referidas na Tabela 2, procedeu-se ao cálculo do FIV1, Tabela 3. Os valores com cor vermelha são os valores de FIV superior a 5

Tabela 3. VIF antes e depois da remoção de variáveis.

	Variáveis	VIF 1º fase	VIF 2º fase
Concentrações	CBO ₅	2.527	1.909
	PO ₄	8.295	1.850
	As	19.324	
	Cr	10.105	4.632
	Cu	2.436	2.115
	Fe	17.484	4.765
	Pb	27.085	
	SST	4.614	3.110

	Variáveis	VIF 1º fase	VIF 2º fase
Pressões	Risco de Incêndio	8.747	
	Zonas agrícolas	4.432	1.841
	Zonas artificializadas	5.048	1.489
	Conflitos	1.656	1.552
	(P) Agrícola e floresta	3.035	2.961
	(N) Pecuária	2.599	2.523
	(CQO) Indústria	3.207	2.683
	(N) Indústria	3.799	3.131
	(N) Urbano	1.270	1.248

Na da Tabela 3 verifica-se que a variância de alguns coeficientes de regressão estimados seria inflacionada mais de 5 vezes, caso fossem selecionadas para os modelos todas as variáveis apresentadas na Tabela 3. Assim sendo as variáveis com sombreado vermelho foram removidas dos modelos e o FIV (2º fase) foi recalculado, verificando que nenhum destes se apresentava superior a 5. Com as variáveis selecionadas construiu-se o modelo A, baseado no modelo conceptual,



Figura 4.

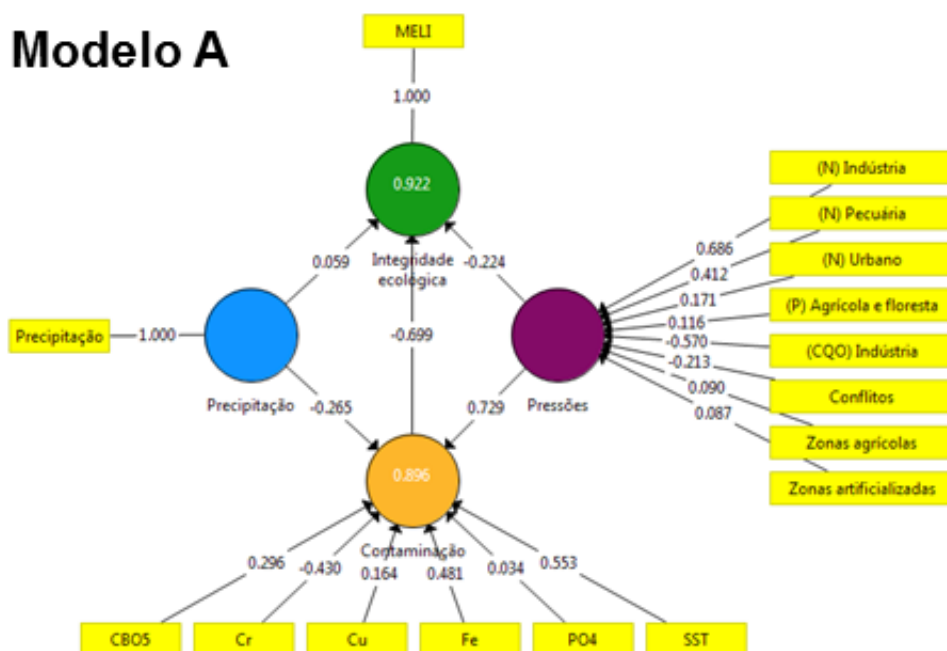


Figura 4. Modelo A

Pela análise do modelo A verifica-se que os coeficientes estruturais têm o efeito próximo do teórico. Sabe-se que a contaminação tem um efeito negativo na integridade ecológica, daí que o seu seja tenha um valor negativo (-0,699) tal como as pressões (-0.244). Visto que o que têm impacto direto na biodiversidade dos ecossistemas ribeirinhos é a contaminação da água a variável contaminação absorve o efeito da variável pressões, pois o seu coeficiente estrutural tem um maior módulo do que o das pressões. Pelo que se verifica as pressões escolhidas a aplicar no modelo são as que aumentam a contaminação da água (0.755). Relativamente à precipitação na bacia do Ave verifica-se que esta têm um efeito de diluição da concentração de contaminantes, isto porque diminui a contaminação (-0.265) e simultaneamente têm um efeito positivo na integridade ecológica (0.059) embora seja de magnitude inferior. Após a elaboração do modelo A verificou-se a o valor do FIV para as variáveis utilizadas no modelo interno (relação entre variáveis latentes), (Tabela 4).

Tabela 4. FIV das variáveis latentes para os modelos 1 e 2.

		Contaminação	Integridade ecológica
Modelo 1	Contaminação	-	9.628
	Precipitação	2.391	3.068
	Pressões	2.391	7.502
Modelo 2	Contaminação	-	3.086
	Precipitação	2.559	3.086
	Pressões	2.559	-

Verifica-se que ambas as variáveis contaminação e pressões têm um FIV superior a 5 (9.628 e 7.502 respetivamente), pelo que se estimou um modelo novo (modelo B) em que se anulou a ligação entre as pressões com a integridade ecológica Figura 5.

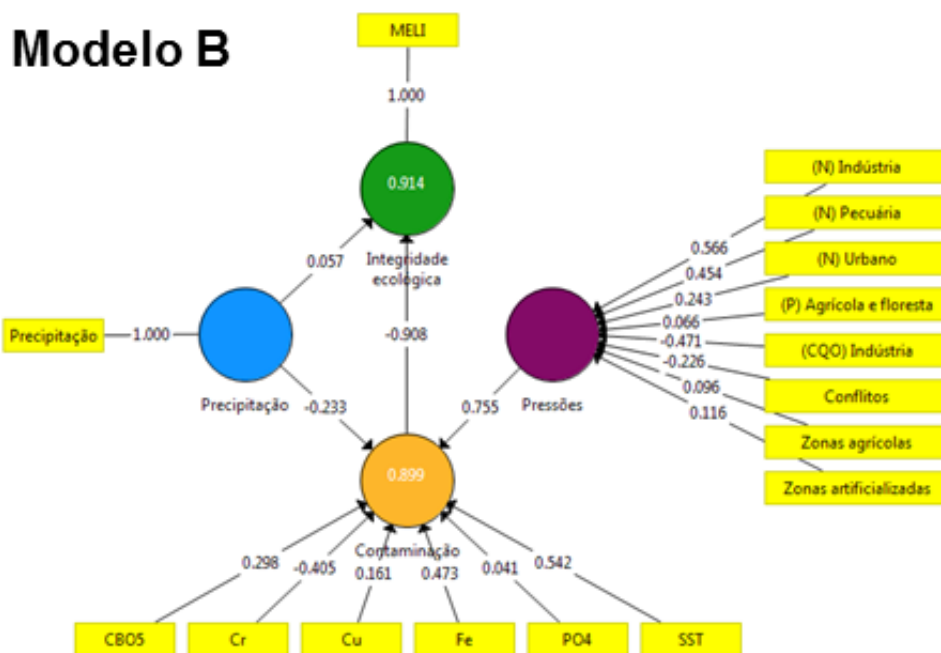


Figura 5. Modelo B

Neste novo modelo como a integridade ecológica é apenas composta pelas variáveis latentes contaminação e pressões o valor do seu FIV é igual para ambas (3.086) visto que o coeficiente de determinação utilizado para o cálculo do FIV resultada da regressão linear simples entre estas 2 variáveis. Pela



Figura 4 que o CE da Contaminação para Integridade ecológica aumenta significativamente do modelo A para o modelo B, visto que neste novo modelo todo o efeito das pressões na integridade é totalmente absorvido pela contaminação. Os restantes CE do modelo B não apresentam alterações significativas. O valor do peso de cada variável medida do modelo A para o modelo B não sofre alterações consideráveis, o que indica que as variáveis escolhidas para o estudo são aptas a explicar a baixa integridade ecológica na bacia. Curiosamente algumas das variáveis medidas não apresentam um peso positivo (Cr, Conflitos e (CQO) Indústria). Possivelmente não são a causa da diminuição da biodiversidade na bacia do Ave, por outro lado o facto das restantes variáveis terem maior peso no modelo faz com que estas tenham um peso negativo de modo a equilibrar a equação para que se maximize o valor do coeficiente de determinação. De qualquer modo alerta-se que embora estas apresentem um peso negativo não significa que, na realidade, promovam o aumento da integridade ecológica. A variável conflitos não diminui a integridade ecológica possivelmente pelo facto da bacia do Ave ser uma bacia com elevada ocupação urbana, pelo que a erosão de solo não tem impacto na integridade ecológica. Não seria de esperar que a CQO proveniente da atividade industrial tivesse um peso negativo na equação, enquanto as descargas de azoto proveniente da indústria tem um peso positivo.

Pelos resultados obtidos verifica-se que no modelo B os CE e pesos não são inflacionados, visto que as variáveis selecionadas não apresentam colinearidade. Os modelos são

significativamente explicativos visto que nas variáveis latentes contaminação e integridade ecológica os coeficientes de determinação são próximos de 0,9, o que significa que aproximadamente 90% da variação total destas variáveis latentes é explicada pelos regressores.

De acordo com os modelos é possível concluir que as pressões em que se deve atuar na bacia do Ave, por ordem de gravidade, são as descargas de nutrientes provenientes da indústria e pecuária, descargas urbanas e descargas provenientes das áreas florestais e agrícolas. Deste modo acredita-se que a concentração dos contaminantes com maior impacto na qualidade da água será significativamente reduzida.

4. CONCLUSÕES

Tendo em conta o processo utilizado para que os modelos apresentados não apresentassem multicolinearidade, alerta-se que na utilização dos modelos obtidos para outras bacias hidrográficas deve-se fazer sempre a verificação dos VIF, tanto das variáveis medidas como das variáveis latentes. Porque noutros casos de estudo as relações de colinearidade entre variáveis podem não ser as mesmas das que foram encontradas neste estudo. A principal utilidade destes tipo de modelos é verificar quais são as principais causas da poluição e quais os contaminantes com maior impacto na perda da integridade ecológica, o que foi conseguido visto que o modelo B traduziu a realidade da bacia Ave. Para estudos subsequentes poder-se-ão utilizar mais variáveis latentes, por exemplo pela distinção do tipo de pressão (difusa ou pontual), bem como a discriminação do tipo de contaminantes, nutrientes, metais, carências de oxigénio, embora que nestes casos a análise seja mais complexa e os coeficientes de determinação obtidos poderão ser mais baixos.

5. AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi financiada pelo projeto INTERACT - "Integrated Research in Environment, Agro-Chain and Technology", NORTE-01-0145-FEDER-000017, na linha de pesquisa intitulada BEST, co-financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do NORTE 2020 (Programa Operacional Regional Norte 2014/2020). Para autores integrados no centro de pesquisa CITAB, financiado pelo FEDER/COMPETE/POCI-Operational Integrated Research in Environment, Agro-Chain and Technology", sob Projeto POCI-01-0145-FEDER-006958, e por fundos nacionais da FCT- Fundação Portuguesa para a Ciência e Tecnologia, sob o projeto UID/ AGR/ 04033/2013. Para o autor integrado no CQVR, o trabalho de investigação foi adicionalmente apoiada por fundos nacionais da FCT, sob o projeto UID/ QUI/ 00616/2013.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chenini, I., Khemiri, S., 2009. Evaluation of ground water quality using multiple linear regression and structural equation modeling. Int. J. Environ. Sci. Technol. doi:10.1007/BF03326090
- Coltman, T., Devinney, T.M., Midgley, D.F., Venaik, S., 2008. Formative versus reflective

- measurement models: Two applications of formative measurement. *J. Bus. Res.* 61, 1250–1262. doi:10.1016/j.jbusres.2008.01.013
- Cortes, R., Hughes, S., Coimbra, A., Monteiro, S., Pereira, V., Lopes, M., Pereira, S., Pinto, A., Sampaio, A., Santos, C., Carrola, J., de Jesus, J., Varandas, S., 2016. A multiple index integrating different levels of organization. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 132, 270–278. doi:10.1016/j.ecoenv.2016.06.001
- ESRI, 2012. ArcHydro Tools for ArcGIS 10 – Tutorial.
- ESRI, 2010. ArcMap (Version 10).
- Hair, J.F., Hult, G.T.M., Ringle, C., Marko Sarstedt, 2014. *A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling*. Sage Publ. Inc. doi:10.1016/j.lrp.2013.01.002
- INAG, 2009. Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais - Rios e Albufeiras, Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais - rios e 697 albufeiras. Technical Report [in Portuguese], Ministério do Ambiente, do Ordenamento do 698 Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, IP.
- Kock, N., 2015. Common method bias in PLS-SEM: A full collinearity assessment approach. *Int. J. e-Collaboration*. doi:10.4018/ijec.2015100101
- Kumar Gorai, A., Tuluri, F., Tchounwou, P.B., 2015. Development of PLS–path model for understanding the role of precursors on ground level ozone concentration in Gulfport, Mississippi, USA. *Atmos. Pollut. Res.* 6, 389–397. doi:10.5094/APR.2015.043
- Levêque, J.G., Burns, R.C., 2017. A Structural Equation Modeling approach to water quality perceptions. *J. Environ. Manage.* 197, 440–447. doi:10.1016/j.jenvman.2017.04.024
- Monecke, A., Leisch, F., 2012. semPLS: Structural Equation Modeling Using Partial Least Squares. *J. Stat. Softw.* doi:http://dx.doi.org/10.18637/jss.v048.i03
- Nugroho, A.R., Masduqi, A., 2016. Structural equation modelling as instrument for water pollution factor analysis. *Proc. 4th Intl. Conf. Adv. Appl. Sci. Environ. Technol.* 28–32. doi:10.15224/978-1-63248-097-2-24
- PGRH2, 2016. Plano de Gestão da Região Hidrográfica 753 do Cávado, Ave e Leça (RH2). Adm. da Região Hidrográfica do Norte, I.P.
- Ring, C.M., Wende, S., Will, A., 2005. Smart PLS. [Http://www.smartpls.de](http://www.smartpls.de) Hamburg, Ger.
- Valera, C.A., Valle Junior, R.F., Varandas, S.G.P., Sanches Fernandes, L.F., Pacheco, F.A.L., 2016. The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil. *Sci. Total Environ.* 562, 463–473. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.046
- Zou, S., Yu, Y.-S., 1994. A general structural equation model for river water quality data. *J. Hydrol.* 162, 197–209. doi:10.1016/0022-1694(94)90012-4



7, 8 e 9
Março 2018
ÉVORA
Évora Hotel

GESTÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS:
**NOVOS
DESAFIOS**