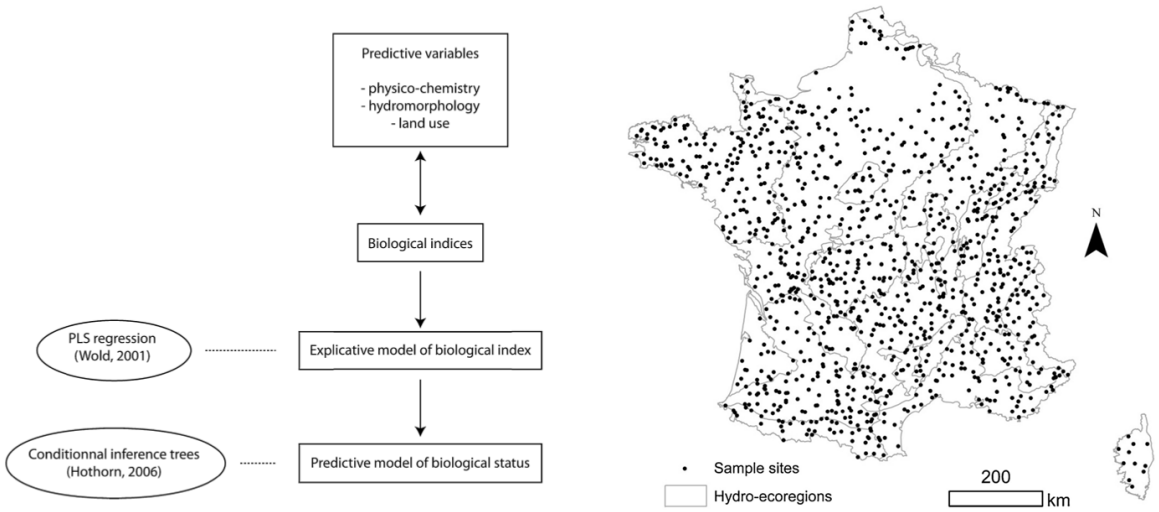
En absence de mesures systématiques sur chaque tronçon des masses d'eau française, peut-on prédire l'état biologique d'un cours d'eau ? C'est la question que posent Bernard Villeneuve, Yves Souchon, Laurent Valette (équipe du Laboratoire d'hydroloécologie quantitative, Pole Irstea-Onema, UR MALY) et Philippe Usseglio-Polatera (Laboratoire interdisciplinaire des environnements continentaux, UMR 7360 CNRS—Université de Lorraine), dans une nouvelle publication parue dans la revue *Ecological Indicators*.

Pour poser leur problématique, les chercheurs soulignent d'abord que la Directive-cadre européenne sur l'eau (DCE 2000) oblige les Etats-membres à un suivi de qualité écologique des rivières. Mais en France, le réseau de mesure systématique ne concerne que 1500 sites, ce qui laisse 4500 masses d'eau orpheline d'un vrai suivi écologique. Nous avions déjà souligné ici cette carence pénalisante dans nos connaissances de l'état réel des cours d'eau français.

Enjeu : construire un modèle explicatif et prédicitf de l'état des rivières, sur trois échelles spatiales

Qu'ont fait B. Villeneuve et ses collègues ? Ils ont développé un modèle explicatif et prédictif de l'état des masses d'eau. Pour cela, les auteurs ont pris en considération trois échelles spatiales : le bassin versant, le tronçon (partie du linéaire ayant une cohérence hydrologique) et le site. A chaque échelle spatiale, ils ont mobilisé des bases de données existantes pour intégrer des informations sur les pressions, les usages des sols, les altérations morphologiques et les mesures physico-chimiques. Par exemple : niveau d'urbanisation ou d'agriculture intensive (au niveau du bassin versant), proximité de routes du lit mineur ou densité de barrages (au niveau du tronçon), MES, oxygène dissous, phosphore total ou nitrates (au niveau du site).

En face de ces données d'impact, les scientifiques ont collecté sur 1100 sites répartis dans les 22 hydro-éco-régions françaises des mesures de qualité biologique (2008-2009) : macro-invertébrés (indice I2M2), diatomées (indice IBD) et poissons (indice IPR+). (Image ci-dessous : schéma de principe des modèles et carte des sites analysés, cliquer pour agrandir).

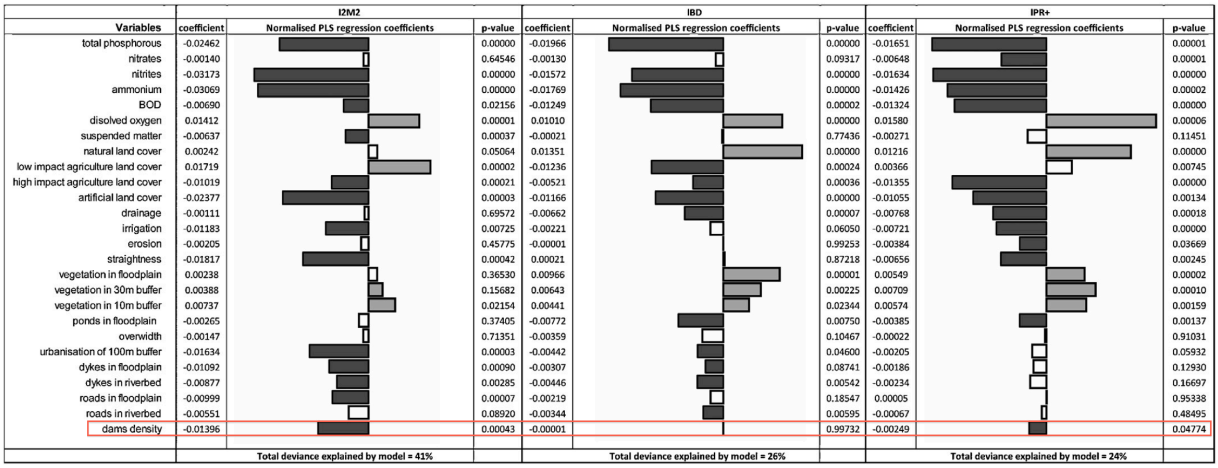


Quand on dispose ainsi de jeux de variables, il faut essayer de donner un sens à leur co-variation : soit elle est aléatoire (due au hasard), soit elle est directionnelle (un ou plusieurs facteur(s) influence(nt) un ou plusieurs autres). C'est l'objet des outils de la statistique descriptive et inférentielle. Pour la dimension explicative de leur modèle, les auteurs ont choisi la régression PLS (moindres carrés partiels), une variante de l'analyse en composantes principales qui tend à minimiser dans le calcul de régression l'effet de colinéarité des facteurs (souvent en rivière, les impacts sont corrélés entre eux). Concernant la dimension prédictive du modèle, les chercheurs ont opté pour la méthode des arbres d'inférence conditionnelle (par ex. ctree sur R). Une base d'apprentissage de 800 sites a été exploitée, avec une base test de 300 sites.

Premiers facteurs corrélés à la dégradation : concentrations de nutriments et matières organiques, urbanisation, agriculture intensive

Que donne le modèle explicatif ? Citons directement les auteurs : « *Les résultats du PLS montre que l'ensemble des variables de pression explique 41% de la variabilité de l'I2M2, 26% de la variabilité de l'IBD2007 et 24% de la variabilité de l'IPR+. Le profil de réponse est similaire pour les 3 indices. En terme d'intensité de la réponse, les variables physicochimiques ont les plus hauts coefficients, suivi par les variables d'usages des sols et, finalement, les variables hydromorphologiques. Les variables à effet négatif sur les trois indices sont : les concentrations de nutriments et matières organiques, l'urbanisation et la proportion d'agriculture intensive dans le bassin versant. Les variables avec un effet positif sur les 3 indices sont la concentration en oxygène dissous et la proportion de végétation dans des bandes tampon à 10 m et 30 m du tronçon.* » On observera que si le modèle a des résultats significatifs, il n'explique qu'une partie de la variance observée dans les rivière.

Le tableau ci-après (cliquer pour agrandir) résume ces résultats du modèle explicatif. Les histogrammes vers la gauche en gris foncé indique un impact négatif, vers la droite en gris clair un impact positif, en blanc le résultat est non-significatif.



	I2M2			IBD			IPR+		
Variables	coefficient	Normalised PLS regression coefficients	p-value	coefficient	Normalised PLS regression coefficients	p-value	coefficient	Normalised PLS regression coefficients	p-value
total phosphorous	-0.02462		0.00000	-0.01966		0.00000	-0.01651		0.00001
nitrates	-0.00140		0.64546	-0.00130		0.09317	-0.00648		0.00001
nitrites	-0.03173		0.00000	-0.01572		0.00000	-0.01634		0.00000
ammonium	-0.03069		0.00000	-0.01769		0.00000	-0.01426		0.00002
BOD	-0.00690		0.02156	-0.01249		0.00002	-0.01324		0.00000
disolved oxygen	0.01412		0.00001	0.01010		0.00000	0.01580		0.00006
suspended matter	-0.00637		0.00037	-0.00021		0.77436	-0.00271		0.11451
natural land cover	0.00242		0.05064	0.01351		0.00000	0.01216		0.00000
low impact agriculture land cover	0.01719		0.00002	-0.01236		0.00024	0.00366		0.00745
high impact agriculture land cover	-0.01019		0.00021	-0.00521		0.00036	-0.01355		0.00000
artificial land cover	-0.02377		0.00003	-0.01166		0.00000	-0.01055		0.00134
drainage	-0.00111		0.69572	-0.00662		0.00007	-0.00768		0.00018
irrigation	-0.01183		0.00725	-0.00221		0.06050	-0.00721		0.00000
erosion	-0.00205		0.45775	-0.00001		0.99253	-0.00384		0.03669
straightness	-0.01817		0.00042	0.00021		0.87218	-0.00656		0.00245
vegetation in floodplain	0.00238		0.36530	0.00966		0.00001	0.00549		0.00002
vegetation in 30m buffer	0.00388		0.15682	0.00643		0.00225	0.00709		0.00010
vegetation in 10m buffer	0.00737		0.02154	0.00441		0.02344	0.00574		0.00159
ponds in floodplain	-0.00265		0.37405	-0.00772		0.00750	-0.00385		0.00137
overwidth	-0.00147		0.71351	-0.00359		0.10467	-0.00022		0.91031
urbanisation of 100m buffer	-0.01634		0.00003	-0.00442		0.04600	-0.00205		0.05932
dykes in floodplain	-0.01092		0.00090	-0.00307		0.08741	-0.00186		0.12930
dykes in riverbed	-0.00877		0.00285	-0.00446		0.00542	-0.00234		0.16697
roads in floodplain	-0.00999		0.00007	-0.00219		0.18547	0.00005		0.95338
roads in riverbed	-0.00551		0.08920	-0.00344		0.00595	-0.00067		0.48495
dams density	-0.01396		0.00043	-0.00001		0.99732	-0.00249		0.04774
	Total deviance explained by model = 41%			Total deviance explained by model = 26%			Total deviance explained by model = 24%		

Nous avons encadré en rouge un résultat qui nous intéresse particulièrement, la densité de barrages en lit mineur, une variable qui a été intégrée ici au niveau du tronçon. On observe que la densité de barrage a l'influence la plus forte sur les macro-invertébrés. Pour les poissons en revanche (IPR+), il est remarquable d'observer que la densité de barrage n'arrive qu'en 13e position des impacts, très loin derrière l'influence massive des composés physico-chimiques et des divers usages des sols sur le bassin versant.

Concernant les modèles prédictifs, les résultats des chercheurs ont été corrects à 81% pour l'I2M2, 79% pour l'IND2007 et 70% pour l'IPR+. Ils offrent des résultats satisfaisants pour prédire le bon état écologique, mais moins robuste pour prédire le mauvais état. Concernant les échelles spatiales, les données à trois échelles (site, tronçon, bassin versant) sont pertinentes pour pondérer les influences anthropiques complexes sur les milieux aquatiques. L'échelle intermédiaire du tronçon (où les prédicteurs hydromorphologiques étaient surtout mesurés) sont difficiles à articuler avec les deux autres échelles spatiales.

Nos conclusions : plus que jamais, revoir de fond en comble la politique de l'eau sur nos rivières

Il reste un long chemin à parcourir avant d'avoir une compréhension scientifique robuste des facteurs expliquant la dégradation écologique d'origine anthropique des cours d'eau par rapport à la variabilité naturelle de leurs populations : Villeneuve et al 2015 ont un modèle multifactoriel intégrant beaucoup de

prédicteurs sur 3 échelles spatiales, et pourtant ils expliquent seulement une part faible de la variabilité des milieux. Nos lectures scientifiques nous inspirent quelques conclusions provisoires.

– La question des seuils et barrages doit être approfondie par des études quantitatives (outre les études qualitatives sur site, nombreuses depuis 50 ans mais montrant sans réelle surprise que le peuplement des retenues n'est pas le même que celui des zones à écoulement plus naturels) et des travaux en histoire de l'environnement (discipline encore émergente). Le facteur de densité des barrages à échelle du tronçon n'est qu'un des éléments que l'on peut corréler aux indicateurs biologiques ; il serait utile d'intégrer des critères plus fins et éventuellement plus discriminants comme les hauteurs de chute, les débits, le taux global d'étagement sur un linéaire, les classes ICE de franchissabilité, les dates de construction des obstacles à l'écoulement, etc. Et corrélativement d'analyser au sein de l'IPR+ les critères qui expliquent le mieux la variabilité de l'indice face à l'impact des barrages.

– Comme plusieurs travaux avant eux (Wang et al 2011, Bush et al 2012, Dahm et al 2013,Van Looy et al 2014), les chercheurs ne trouvent pas dans cette nouvelle publication que l'hydromorphologie (en particulier la densité des barrages) est le premier compartiment explicatif de la variabilité des indicateurs biologiques de rivières, notamment de la dégradation de ces indicateurs (en particulier l'indice piscicole). L'eutrophisation et les changements d'usage des sols restent les facteurs dominants.

– Alors même qu'en ce début 2015 la Cour des comptes pointe (de nouveau) l'incapacité de Agences de l'eau à lutter efficacement et équitablement contre les pollutions des cours d'eau, toutes les études convergent pour faire de ce facteur la première grande cause d'altération des milieux depuis 60 ans – une cause certainement potentialisée par d'autres comme l'artificialisation accélérée des berges et des lits ou les premiers effets hydrologiques et thermiques du réchauffement climatique.

– Ces travaux remettent fortement en question la précipitation des choix opérés depuis 5 ans par le Ministère de l'Ecologie et les Agences de l'eau dans la mise en œuvre de la Directive-cadre sur l'eau, en particulier la très coûteuse et très contestée suppression de 18.000 seuils et barrages comme stratégie pour reconquérir le bon état écologique. Il a déjà été démontré dans d'autres travaux que les effets à court et moyen termes de ces opérations de restauration

morphologique sont incertains (Nillson et al 2014), sans suivi scientifique sérieux (Palmer et al 2005, Morandi et al 2014), et en particulier que ces opérations de restauration sont peu susceptibles de parvenir au bon état écologique tel qu'il est défini par la DCE 2000 (Haase et el 2013).

– Davantage de budgets pour les équipes de recherche en hydro-écologie et les laboratoires de surveillance et mesure des cours d'eau, moins de financements pour les pelleteuses détruisant sans discernement le patrimoine hydraulique, telle est la voie de la prudence et de la raison. Un moratoire sur la mise en œuvre de l'article 214-17 C. env. (continuité écologique) nous semble plus jamais nécessaire.

Référence :

Villeneuve B et al (2015), Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use, Ecological Indicators, 48, 88–98