



Valeur de l'information des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. Impact des paramètres dans un modèle bayésien

François Destandau, Amadou Pascal Diop

► To cite this version:

François Destandau, Amadou Pascal Diop. Valeur de l'information des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau. Impact des paramètres dans un modèle bayésien. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2016, 3, pp.649-665. hal-01868960

HAL Id: hal-01868960

<https://hal.science/hal-01868960>

Submitted on 6 Sep 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Valeur de l'information des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau Impact des paramètres dans un modèle Bayésien

*Value of Information of Water Quality Monitoring Network
Impact of Parameters in a Bayesian Framework*

François DESTANDAU

GESTE, UMR MA 8101 Engees-Irstea

Chercheur associé BETA UMR 7522 CNRS

francois.destandau@engees.unistra.fr

Auteur correspondant

Amadou Pascal DIOP

GESTE, UMR MA 8101 Engees-Irstea

amadoupascaldiop@yahoo.fr

Mots-clés

Analyse Bayésienne, Gestion de la ressource en eau, Réseau de surveillance de la qualité de l'eau, Valeur de l'information

Keywords

Bayesian analysis, Value of information, Water quality monitoring network, Water resource management

Classification JEL : C11, Q53

Résumé

La Directive Cadre sur l'Eau impose des exigences croissantes sur l'acquisition d'information sur la qualité des milieux aquatiques. Le coût de cette information interroge sur la rationalisation des réseaux de mesure, et donc sur la valeur économique de l'information produite par les réseaux de surveillance.

Cet article a pour but de faire avancer cette réflexion. Pour cela nous avons utilisé le cadre Bayésien pour définir la valeur d'une information additionnelle en fonction des paramètres : *Probabilités a priori sur les états de la nature*, *Coûts liés à une mauvaise décision* et *Précision de l'information additionnelle*. Nous avons ensuite analysé l'impact de ces paramètres sur cette valeur, notamment le rôle combiné des *probabilités a priori* et des *coûts d'erreur* augmentant ou diminuant la valeur de l'information selon le niveau d'indécision initial. Les résultats ont été illustrés par le cas d'étude d'un ruisseau dans le département du Bas-Rhin en France.

Abstract

The Water Framework Directive imposes increasing requirements on the acquisition of information about water quality. Because of the cost of this information, the rationalization of the water quality monitoring is crucial, what requires a best knowledge of the value of information generated by the water quality monitoring network.

This article aims at taking forward this thought. We used the Bayesian frame to estimate the value of additional information according to the parameters: *Prior probability on the states of the nature*, *Costs resulting from a bad decision* and *Accuracy of the additional information*. Then we analyzed the impact of these parameters on this value, particularly the role of the combination of *Prior probability* and *Costs from bad decision* which can increase or decrease the value of information according to the initial level of indecision. The results were illustrated by an empirical study: a river in the "Bas-Rhin" in France.

-1-

Introduction

La surveillance de la qualité de l'eau peut se définir comme l'acquisition d'information quantitative et représentative sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'une masse d'eau à travers le temps et l'espace (SANDERS *et al.*, 1983). Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau sont apparus dans les années 60 et 70 pour rendre compte de l'état général des ressources. Pendant longtemps, le nombre, la localisation et la fréquence des mesures résultaient de considérations pratiques et subjectives, sans évaluation *a posteriori* du bien-fondé du choix (STROBL et ROBILLARD, 2008). Il en résultait une production de données fournissant peu d'information (WARD *et al.*, 1986). Ce n'est que ces dernières décennies qu'une réflexion sur la conception des réseaux de mesure a émergé pour mieux rendre compte de problématiques spécifiques telles que l'eutrophisation, la salinisation, l'acidification, et la contamination microbienne ou par les métaux lourds (STROBL et ROBILLARD, 2008). Il en a résulté des études traitant, par exemple, de la localisation optimale des points de mesure (ALVAREZ-VAZQUEZ *et al.*, 2006 ; DESTANDAU et POINT, 2003 ; DO *et al.*, 2012 ; PARK *et al.*, 2006 ; TELCI *et al.*, 2009).

D'autres travaux se sont intéressés à la quantité d'information fournie par les réseaux. L'information se définissant comme une réduction de l'incertitude sur l'intensité et le transfert des polluants. HARMANCIOGLU et APASLAN (1992), pour un réseau d'eaux de surface, et MOGHEIR et SINGH (2002), pour un réseau d'eaux souterraines, maximisent la quantité d'information, mesurée par l'entropie de SHANNON (1948), sous contrainte de coût.

S'il est acquis depuis les années 50 que l'information a une valeur, l'intérêt pour la valeur économique de cette information est beaucoup plus récente (MACAULEY et LAXMINARAYAN, 2010).

YOKOTA et THOMSON (2004) décrivent l'analyse de la valeur de l'information comme l'évaluation du bénéfice de collecter de l'information additionnelle pour réduire ou éliminer de l'incertitude dans un contexte spécifique de prise de décision. Ainsi, l'analyste doit identifier l'ensemble des actions possibles et leurs conséquences selon tous les états de la nature possibles et les évaluer selon une métrique commune. De plus, il doit caractériser les incertitudes sur les états de la nature par des distributions de probabilité, ainsi que les stratégies de collecte d'information, leur précision et leur impact sur les incertitudes. La statistique Bayésienne permet de calculer la modification d'une distribution de probabilité en présence d'une information additionnelle.

Cette méthode a été utilisée pour différents types d'information additionnelle et différents objectifs : une information indiquant la localisation de bancs de poissons ou le meilleur modèle pour estimer la dynamique de leur population (MÄNTYNIEMI *et al.*, 2009), une information limitant l'incertitude sur les coûts de dépollution et l'impact des sources diffuses sur l'eutrophisation en Chine (WU et ZHENG, 2013), et, plus explicitement, la valeur de l'information apportée par une observation par satellite pour lutter contre l'eutrophisation de la mer du nord (BOUMA *et al.*, 2009) ou la destruction de la grande barrière de corail (BOUMA *et al.*, 2011).

Concernant la valeur de l'information générée par les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau, BOUZIT *et al.* (2013) présentent trois cas d'études pour évaluer la valeur de nouvelles techniques de mesure de la pollution, l'un ayant pour objet d'identifier l'origine d'une pollution par les nitrates dans des eaux souterraines, la seconde de définir la contribution de deux sources à la présence de pesticides dans une nappe, et la troisième de détecter des pollutions toxiques accidentelles dans le Rhin. KHADER *et al.* (2013), quant à eux, étudient la

valeur d'un réseau de surveillance permettant d'estimer le risque de contamination du à un excès de nitrate dans l'eau.

Dans cet article, nous traiterons également de la méthode bayésienne pour estimer la valeur économique d'une information additionnelle telle qu'elle a été présentée par YOKOTA et THOMSON (2004). L'apport principal de ce travail est une modélisation théorique de la problématique permettant de mieux comprendre le rôle de chaque paramètre sur la valeur de l'information, à savoir: les *probabilités a priori sur les états de la nature*, les *coûts liés à une mauvaise décision* et la *précision de l'information additionnelle*. En effet, ce travail n'a été fait que partiellement dans les travaux antérieurs qui mettaient en avant principalement l'application empirique. Dans notre article, nous définirons préalablement la valeur de l'information additionnelle en fonction des paramètres cités ci-dessus, pour en déduire leur impact sur cette valeur. Dans un deuxième temps, nous illustrerons nos résultats par une application empirique visant à estimer la valeur d'une information additionnelle générée par une station de mesure d'un réseau de surveillance. Cette station de mesure a pour objectif principal d'estimer un risque d'eutrophisation. Ainsi, l'accroissement de l'information permettra de choisir la technique la plus adaptée pour une station d'épuration communale située en amont. Dans une section 2, nous exposerons le modèle théorique, tandis que l'illustration empirique des résultats sera l'objet de la section 3.

-2-

Modèle théorique

2.1. Information additionnelle comme outil d'aide à la décision

Soit une information additionnelle sur la qualité de l'eau I délivrée par un réseau de mesure. Celle-ci peut être obtenue en ajoutant des stations de mesure, en les localisant plus judicieusement, en accroissant la fréquence de ces mesures, en augmentant le nombre de paramètres observés,... L'objectif est de définir la valeur économique VI de cette information additionnelle.

La finalité d'une meilleure connaissance de la qualité de l'eau est d'agir plus efficacement sur elle. Nous imaginons deux états de la nature, un plus défavorable pour l'environnement : $\bar{s}$, et un plus favorable : $\underline{s}$.

Deux actions sont possibles pour le décideur : $\bar{x}$ et $\underline{x}$, chacune respectivement plus adaptée à un état de la nature. En nommant $c(x, s)$, le coût de l'action x dans l'état de la nature s , cela signifie la relation suivante :

$$c(\bar{x}, \bar{s}) < c(\underline{x}, \bar{s}) \quad \text{et} \quad c(\underline{x}, \underline{s}) < c(\bar{x}, \underline{s}) \quad (1)$$

Nous nommons $\underline{\varepsilon}$ et $\bar{\varepsilon}$ les coûts liés à une mauvaise décision (ou coûts d'erreur), respectivement en choisissant $\underline{x}$ et $\bar{x}$ à tort. On a :

$$\begin{aligned}\underline{\varepsilon} &= c(\underline{x}, \bar{s}) - c(\bar{x}, \bar{s}) \\ \bar{\varepsilon} &= c(\bar{x}, \underline{s}) - c(\underline{x}, \underline{s})\end{aligned}\tag{2}$$

Les deux coûts d'erreur sont positifs, ainsi, aucune des deux actions n'est plus favorable quel que soit l'état de la nature. Ceci justifie que l'on recherche une information additionnelle sur les états de la nature pour réduire le risque d'erreur. L'information additionnelle peut fournir deux types de message $I_{\bar{s}}$ ou $I_{\underline{s}}$ indiquant que l'état de la nature « semble » être $\bar{s}$ ou $\underline{s}$.

Le décideur se fiera à cette information pour engager son action : $\bar{x}$ si $I_{\bar{s}}$, et, $\underline{x}$ si $I_{\underline{s}}$. Toutefois, l'information additionnelle n'apportant pas forcément une information parfaite, l'action pourra ne pas être la plus adaptée.

Nous nommons α cette imprécision de l'information additionnelle, de telle sorte que :

$$P(I_{\bar{s}}/\underline{s}) = P(I_{\underline{s}}/\bar{s}) = \alpha\tag{3}$$

Cette probabilité que l'information additionnelle délivre un message erroné est la fonction de vraisemblance en statistique Bayésienne.

2.2. Règle de décision sans l'information additionnelle

L'information additionnelle n'a une valeur que si elle permet de modifier la décision qui avait été prise *a priori* (sans l'information additionnelle). Cette décision se basait sur des probabilités *a priori* sur les états de la nature, avec p la probabilité *a priori* que l'état de la nature soit le plus défavorable:

$$P(\bar{s}) = p, \text{ et } P(\underline{s}) = 1-p\tag{4}$$

Plus précisément, sans l'information additionnelle, un décideur, neutre au risque, choisit l'action qui minimise l'espérance de coût. Ainsi, $\bar{x}$ ($\underline{x}$) sera choisi si :

$$\begin{aligned}p c(\bar{x}, \bar{s}) + (1-p) c(\bar{x}, \underline{s}) &< (>) p c(\underline{x}, \bar{s}) + (1-p) c(\underline{x}, \underline{s}) \\ \Leftrightarrow p &> (<) \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}\end{aligned}$$

Dans le cas où $p = \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$, le décideur sera *a priori* indifférent entre les deux actions. Un coût de l'erreur plus important en choisissant $\bar{x}$, peut amener à choisir $\underline{x}$, sauf si la probabilité *a priori* d'être dans l'état de la nature $\bar{s}$ est elle-même plus élevée. Nous savons déjà que cette situation d'indécision maximale *a priori* procure la plus grande valeur de l'information (MÄNTYNIEMI *et al.*, 2009).

Certains auteurs ont cherché à estimer les probabilités *a priori* de façon subjective (BOUZIT *et al.*, 2013), en interrogeant des décideurs (BOUMA *et al.*, 2009 ; BOUMA *et al.*, 2011), ou en

utilisant des simulations de Monte-Carlo (KHADER *et al.*, 2013). De notre côté nous nous interrogeons sur la valeur de l'information pour toute probabilité *a priori* possible.

2.3. Calcul de la valeur économique de l'information additionnelle

La valeur de l'information dépendra de l'utilité économique de modifier sa décision au regard de l'information additionnelle. En nommant $U_{x/s}$ l'utilité économique de choisir *a posteriori* (au regard de l'information additionnelle) l'action x dans un état de la nature s , la valeur de l'information additionnelle telle qu'elle est définie par Bouma *et al.* [5], peut se réécrire (avec nos notations) :

$$VI = P(I_{\bar{s}}) [P(\bar{s}/I_{\bar{s}}).U_{\bar{x}/\bar{s}} + P(\underline{s}/I_{\bar{s}}).U_{\bar{x}/\underline{s}}] + P(I_{\underline{s}})[P(\underline{s}/I_{\underline{s}}).U_{\underline{x}/\underline{s}} + P(\bar{s}/I_{\underline{s}}).U_{\underline{x}/\bar{s}}] \quad (5)$$

La valeur de l'information s'écrit comme la somme des espérances d'utilité pondérées par la probabilité d'occurrence des messages potentiels que peut fournir l'information additionnelle.

Selon le Théorème de Bayes, et nos notations (3) et (4), nous avons :

$$P(\bar{s}/I_{\bar{s}}) = \frac{p(1-\alpha)}{P(I_{\bar{s}})} \quad P(\underline{s}/I_{\bar{s}}) = \frac{(1-p)\alpha}{P(I_{\bar{s}})} \quad P(\underline{s}/I_{\underline{s}}) = \frac{(1-p)(1-\alpha)}{P(I_{\underline{s}})} \quad P(\bar{s}/I_{\underline{s}}) = \frac{p\alpha}{P(I_{\underline{s}})}$$

Les valeurs de $U_{x/s}$ dépendront des décisions *a priori*. Ainsi pour déterminer la valeur de l'information additionnelle, nous réécrivons (5) en distinguant deux cas de figure (i) et (ii) :

* (i) Pour $p > \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$, $\bar{x}$ sera choisi *a priori*. L'information additionnelle a une valeur que si le décideur modifie son action *a posteriori*, donc si elle fournit le message : $I_{\underline{s}}$.

$$\begin{aligned} VI' &= p(1-\alpha).U_{\bar{x}/\bar{s}} + (1-p)\alpha.U_{\bar{x}/\underline{s}} + (1-p)(1-\alpha).U_{\underline{x}/\underline{s}} + p\alpha.U_{\underline{x}/\bar{s}} \\ \Leftrightarrow VI' &= p(1-\alpha).(0) + (1-p)\alpha.(0) + (1-p)(1-\alpha).(\bar{\varepsilon}) + p\alpha.(-\underline{\varepsilon}) \\ \Leftrightarrow VI' &= (1-p)(1-\alpha).\bar{\varepsilon} - p\alpha.\underline{\varepsilon} \end{aligned}$$

Les deux premières utilités $U_{\bar{x}/\bar{s}}$ et $U_{\bar{x}/\underline{s}}$ sont nulles, car le décideur ne modifie pas sa décision. La troisième, $U_{\underline{x}/\underline{s}}$, est positive, l'information additionnelle a permis au décideur de prendre une meilleure décision. La quatrième utilité, $U_{\underline{x}/\bar{s}}$, est négative. L'imprécision de l'information additionnelle n'exclut pas le cas où le choix *a posteriori* soit moins judicieux que le choix *a priori*.

* (ii) Pour $p < \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$, $\underline{x}$ sera choisi *a priori*. L'information additionnelle a une valeur que si le décideur modifie son action *a posteriori*, donc si elle fournit le message : $I_{\bar{s}}$.

$$\begin{aligned} VI'' &= p(1-\alpha).U_{\bar{x}/\bar{s}} + (1-p)\alpha.U_{\bar{x}/\underline{s}} + (1-p)(1-\alpha).U_{\underline{x}/\underline{s}} + p\alpha.U_{\underline{x}/\bar{s}} \\ \Leftrightarrow VI'' &= p(1-\alpha).(\underline{\varepsilon}) + (1-p)\alpha.(-\bar{\varepsilon}) + (1-p)(1-\alpha).(0) + p\alpha.(0) \\ \Leftrightarrow VI'' &= p(1-\alpha).\underline{\varepsilon} - (1-p)\alpha.\bar{\varepsilon} \end{aligned}$$

Dans ce cas de figure, et pour les mêmes raisons que celles énoncées dans le cas (i), la première utilité $U_{\bar{x}/\bar{s}}$ est positive, la seconde $U_{\bar{x}/\underline{s}}$ est négative et les deux dernières $U_{\underline{x}/\underline{s}}$ et $U_{\underline{x}/\bar{s}}$ sont nulles.

2.4. Analyse de la valeur de l'information additionnelle

2.4.1. Valeur de l'information additionnelle

Dans la section 2-3 ci-dessus, nous avons défini la valeur de l'information de la façon suivante :

$$\text{Pour } p > \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}, \quad VI' = (1-p)(1-\alpha).\bar{\varepsilon} - p\alpha.\underline{\varepsilon} \quad (6)$$

$$\text{Pour } p < \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}, \quad VI'' = p(1-\alpha).\underline{\varepsilon} - (1-p)\alpha.\bar{\varepsilon}$$

Si $p = \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$, les deux actions sont indifférentes *a priori*, la valeur de l'information est donc maximale et s'écrit :

$$VI_{max} = (1-2\alpha)\frac{\bar{\varepsilon}\underline{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$$

2.4.2. Impact de l'imprécision sur la valeur de l'information additionnelle

$$\frac{\partial VI'}{\partial \alpha} = -(1-p).\bar{\varepsilon} - p.\underline{\varepsilon} < 0 \quad \frac{\partial VI''}{\partial \alpha} = -p.\underline{\varepsilon} - (1-p).\bar{\varepsilon} < 0 \quad \frac{\partial VI_{max}}{\partial \alpha} = -2\frac{\bar{\varepsilon}\underline{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}} < 0$$

Sans surprise, nous trouvons que l'information a davantage de valeur quand elle est plus précise.

2.4.3. Impact des probabilités a priori sur la valeur de l'information additionnelle

$$\frac{\partial VI'}{\partial p} = -(1-\alpha).\bar{\varepsilon} - \alpha.\underline{\varepsilon} < 0 \quad \frac{\partial VI''}{\partial p} = (1-\alpha).\underline{\varepsilon} + \alpha.\bar{\varepsilon} > 0 \quad \frac{\partial VI_{max}}{\partial p} = 0$$

Les probabilités *a priori* peuvent avoir une influence positive ou négative sur la valeur de l'information.

Si le choix initial est $\bar{x}$ (dérivées de VI'), un accroissement de la probabilité d'occurrence p de $\bar{s}$ ne fait que renforcer ce choix, la valeur de l'information, qui s'accroît lorsqu'on s'approche du statu quo, se réduit donc.

Au contraire, si le choix initial est $\underline{x}$ (dérivées de VI''), un accroissement de p accroît le doute, et donc la valeur de l'information additionnelle.

La dérivée de VI_{max} s'annule logiquement, puisque $p = \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$ maximise l'indécision *a priori* et donc la valeur de l'information.

2.4.4. Impact des coûts d'erreur sur la valeur de l'information additionnelle

$$\begin{aligned} \frac{\partial VI'}{\partial \bar{\varepsilon}} &= (1-p)(1-\alpha) > 0 & \frac{\partial VI''}{\partial \bar{\varepsilon}} &= -(1-p)\alpha < 0 & \frac{\partial VI_{max}}{\partial \bar{\varepsilon}} &= (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}^2}{(\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon})^2} > 0 \\ \frac{\partial VI'}{\partial \underline{\varepsilon}} &= -p\alpha < 0 & \frac{\partial VI''}{\partial \underline{\varepsilon}} &= p(1-\alpha) > 0 & \frac{\partial VI_{max}}{\partial \underline{\varepsilon}} &= (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}^2}{(\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon})^2} > 0 \end{aligned}$$

Les coûts liés à une mauvaise décision peuvent avoir une influence positive ou négative sur la valeur de l'information.

Si le choix initial est $\bar{x}$ (dérivées de VI'), un accroissement du coût d'erreur en choisissant à tort $\bar{x}$ accroît l'indécision et donc la valeur de l'information. Par contre, un accroissement du coût d'erreur en choisissant à tort $\underline{x}$ ne fait que confirmer le choix initial et réduit donc la valeur de l'information.

Le même raisonnement justifie les dérivées de VI'' lorsque le choix initial est $\underline{x}$.

Les dérivées de VI_{max} sont positives. Globalement un accroissement des coûts liés à une mauvaise décision augmentent la valeur de l'information maximale (pour $p = \frac{\bar{\varepsilon}}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}}$). Lorsque ces coûts tendent vers l'infini, la valeur de l'information a pour limites :

$$\begin{aligned} \lim_{\bar{\varepsilon} \rightarrow +\infty} VI_{max} &= \lim_{\bar{\varepsilon} \rightarrow +\infty} (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}^2}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}} = \lim_{\bar{\varepsilon} \rightarrow +\infty} (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}}{1} = (1-2\alpha) \cdot \bar{\varepsilon} \\ \lim_{\underline{\varepsilon} \rightarrow +\infty} VI_{max} &= \lim_{\underline{\varepsilon} \rightarrow +\infty} (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}^2}{\underline{\varepsilon} + \bar{\varepsilon}} = \lim_{\underline{\varepsilon} \rightarrow +\infty} (1-2\alpha) \frac{\bar{\varepsilon}^2}{\underline{\varepsilon}} = (1-2\alpha) \cdot \bar{\varepsilon} \end{aligned} \quad (7)$$

La contextualisation du modèle théorique précédent permettra d'illustrer les résultats ci-dessus.

Application numérique

3.1. Réseaux de surveillance en France et dans le Bas-Rhin

En France, les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau sont apparus en 1971. Au cours du temps de nombreux réseaux ont été créés avec des objectifs différents, certains avant la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en 2007 : Inventaire National du degré de Pollution (INP), Réseau National de Bassin (RNB), Réseau Complémentaire de Bassin (RCB), d'autres après : Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS), Réseau de Contrôle Opérationnel (RCO), Réseau de Contrôle de Référence (RCR), Réseau de Contrôle d'Enquête (RCE), Réseau de Contrôle Additionnel (RCA). A cela s'ajoutent les réseaux locaux, comme le Réseau d'Intérêt Départemental dans le Bas-Rhin (RID 67), qui viennent compléter les réseaux nationaux.

La modification des réseaux en 2007, lors de la mise en place de la DCE, répond à un changement de logique dans la façon de concevoir les réseaux. Jusque-là, les réseaux répondaient essentiellement à un objectif « temporel », à savoir mesurer la qualité à fréquence régulière sur un certain nombre de stations de mesure (en général situées sur les rivières de plus de 10km de long) pour observer l'évolution de qualité de l'eau. Avec la DCE, l'objectif est devenu « spatial », puisqu'une information sur la qualité de chaque masse d'eau doit être désormais produite. Ce maillage spatial plus fin est accompagné d'une rationalisation de la fréquence de la mesure qui est désormais liée aux problèmes qualitatifs observés. Une masse d'eau dont l'atteinte du bon état semble problématique sera davantage surveillée.

3.2. Station de mesure du Steinbach comme outil d'aide à la décision

3.2.1. Contexte et formalisation

Le Steinbach est un ruisseau de 8km de long du département du Bas-Rhin qui se jette dans la Sauer et traverse les communes de Dambach, Lembach, Niedersteinbach et Obersteinbach. Il constitue une masse d'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, et, à ce titre, comporte une station de mesure de la qualité issue du RID 67, la station n°02045160 située dans la commune de Lembach.

En 2013, une station d'épuration de 740 équivalents habitant (EH) a été construite à Niedersteinbach afin de recueillir et traiter les effluents des communes environnantes avant de les rejeter dans le Steinbach. Deux techniques d'épuration ont été étudiées pour cette station d'épuration : les *boues activées*, qui est une technique d'épuration biologique utilisant des microorganismes épurateurs, et le *lagunage naturel* utilisant une culture bactérienne pour dégrader les matières organiques. La technique des *boues activées* est plus onéreuse, mais épure davantage les nutriments qui, rejetés dans le ruisseau, peuvent générer de l'eutrophisation. L'eutrophisation, qui se matérialise par une prolifération de végétaux, peut avoir des conséquences sur la faune et la flore en les privant d'oxygène, et générer un surcoût pour la production d'eau potable.

Dans le choix de la technique d'épuration, il était ainsi important de savoir si le milieu était sensible aux nutriments et donc si le risque d'eutrophisation était réel. Valait-il mieux utiliser la technique onéreuse des *boues activées* pour prévenir tout risque d'eutrophisation, ou

le *lagunage naturel* au risque de devoir supporter le dommage écologique lié à l'eutrophisation de la masse d'eau ?

La Station de mesure du Steinbach a permis de fournir une information sur la sensibilité du milieu pour orienter la décision.

Pour calculer la valeur de cette information, nous identifions :

-deux états de la nature :

$\bar{s}$ = Masse d'eau sensible aux nutriments ; $\underline{s}$ = Masse d'eau insensible aux nutriments

-et deux actions possibles sur le choix de la technique pour la station d'épuration :

$\bar{x}$ = Boue activée ; $\underline{x}$ = Lagunage naturel

L'utilisation des *boues activées* annulera le risque d'eutrophisation quel que soit l'état de la nature :

$$c(\bar{x}, \bar{s}) = c(\bar{x}, \underline{s}) = c(\bar{x})$$

L'utilisation du *lagunage naturel*, entrainera un dommage lié à l'eutrophisation E du ruisseau si le milieu est sensible aux nutriments :

$$c(\underline{x}, \underline{s}) = c(\underline{x}) \quad \text{et} \quad c(\underline{x}, \bar{s}) = c(\underline{x}) + E$$

Les coûts issus d'une mauvaise décision (2) se réécrivent :

$$\bar{\varepsilon} = c(\bar{x}) - c(\underline{x}) \quad \underline{\varepsilon} = c(\underline{x}) + E - c(\bar{x}) \quad (8)$$

3.2.2. Valeur des paramètres

L'Agence de l'eau Rhin-Meuse produit des fiches techniques (AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 2007) qui permettent d'estimer les coûts d'investissement et d'exploitation des différentes techniques d'épuration selon l'équivalent habitant (EH). Pour 740 EH, on trouve :

Coût d'investissement du lagunage = $676,3 \cdot (740) - 93\,858 = 406\,604 \text{ €}$

Coût d'exploitation du lagunage = $3,6501 \cdot (740) + 1\,117,3 = 3\,818 \text{ euros €/an}$

Coût d'investissement des boues activées = $11\,023 \cdot (740)^{0,6159} = 644\,851 \text{ €}$

Coût d'exploitation des boues activées = $14,454 \cdot (740) + 6\,433,8 = 17\,130 \text{ €/an}$

En calculant l'annuité constante avec un taux d'actualisation de 4% et une durée de vie de 25ans nous trouvons :

$$c(\bar{x}) = 58\,408 \text{ €/an} \quad c(\underline{x}) = 29\,846 \text{ €/an}$$

Estimer le dommage lié à l'eutrophisation est compliqué car très lié au contexte local. L'eau du Steinbach n'est pas utilisée pour produire de l'eau potable, par contre une pisciculture et une activité de pêche récréative pourraient être impactées, en plus des nuisances écologiques sur la faune et la flore. SUTTON *et al.* (2011) citent différents travaux qui ont cherché à estimer ce dommage. SÖDERQVIST et HASSELSTRÖM (2008) trouvent, pour l'eutrophisation en mer Baltique, un dommage de 70 à 800 euros par an et par ménages. Le guide AQUAMONEY (2010) pour la Directive Cadre sur l'eau estime pour 11 bassins hydrographiques ce dommage entre 20 et 200 euros par an et par ménages.

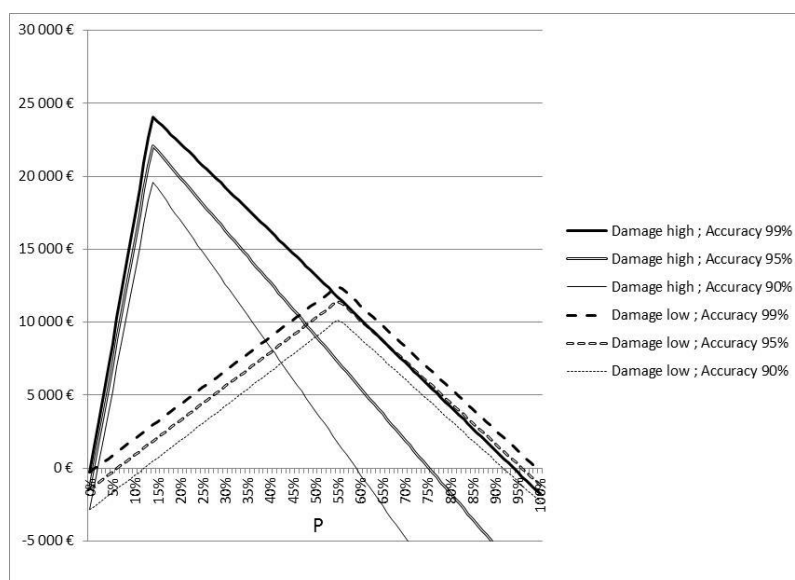
Le Steinbach traverse 4 communes : Dambach (809 hbts), Obersteinbach (241 hbts), Niedersteinbach (155 hbts), Lembach (1730 hbts), avec respectivement 6%, 77%, 76% et 14% de la commune située sur la masse d'eau. Nous pouvons ainsi estimer à 594 le nombre d'habitants impactés par la qualité de la masse d'eau. Avec une taille moyenne des ménages en France de 2,3, on trouve 258 ménages impactés. Ce qui donne un dommage de 18 082 à 206 647 €/an en se basant sur les chiffres de SÖDERQVIST et HASSELSTRÖM (2008), et de 5 166 à 51 662 €/an avec AQUAMONEY (2010).

Pour que l'information fournie par la station de surveillance ait de la valeur, il faut que le dommage soit supérieur à $c(\bar{x}) - c(\underline{x})$, soit 28 562 €/an, sinon le *lagunage* serait toujours préférable. L'objectif de cet article n'est pas d'avoir une estimation très fine du dommage et donc de la valeur de l'information, mais de comprendre comment les paramètres influent sur cette valeur. Nous allons illustrer notre modèle avec les deux bornes supérieures des estimations issues de la littérature, soit 51 662 et 206 647 €/an. Les coûts d'erreur (8) deviennent :

$$\bar{\varepsilon} = 28\,562 \text{ €/an} \quad \underline{\varepsilon} = 23\,100 \text{ €/an ou } 178\,085 \text{ €/an} \quad (9)$$

3.3. Valeur de l'information sur le risque d'eutrophisation sur le Steinbach

Figure 1. Valeur de l'information selon le Dommage écologique, la Précision de l'information additionnelle et les Probabilités *a priori* sur l'état de la nature



En reprenant l'expression de la valeur de l'information additionnelle décrite en (6), les coûts d'erreur exposés en (9), et des imprécisions (3) de 1% et 5% et 10%, la *Figure 1* montre l'évolution de la valeur de l'information selon la probabilité *a priori* P que le milieu soit sensible aux nutriments.

Sur la *Figure 1* ci-dessus, nous pouvons voir que lorsque P , à savoir la probabilité *a priori* d'occurrence d'une eutrophisation, est faible, la valeur de l'information est plus importante quand le Dommage est plus élevé. Inversement, avec P élevée, la valeur de l'information est plus importante pour un Dommage faible.

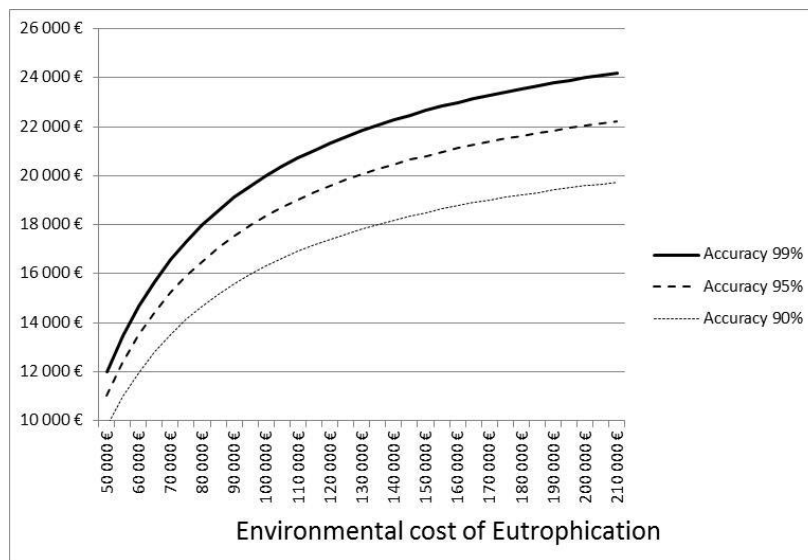
Effectivement, si le Dommage est élevé (faible) et sa probabilité d'occurrence également élevée (également faible), la valeur de l'information est faible, car le choix d'opter *a priori* pour les *boues activées (lagunage naturel)* paraît judicieux. Une information additionnelle amène donc peu d'information.

Dans ce cas de figure, le recours à une information additionnelle peut d'ailleurs mener à une valeur négative quand l'information additionnelle est imprécise. En effet, il existe une probabilité non nulle pour que l'information additionnelle pousse à modifier une décision qui était pourtant judicieuse *a priori*.

La plus grande indécision *a priori*, et donc la plus grande valeur d'information, est obtenue lorsque le Dommage est élevé et sa probabilité d'occurrence faible, ou inversement. Les sommets des graphiques sur la *Figure 1*, indiquent la probabilité P pour laquelle l'indécision est *a priori* maximale pour chaque valeur du Dommage et de l'imprécision de l'information additionnelle.

Sur la *Figure 2* ci-dessous nous pouvons observer l'évolution de ces « sommets » exprimant la valeur de l'information maximale pour différentes valeurs du Dommage.

Figure 2 : Valeur de l'information maximale selon le Dommage écologique



La limite de ces valeurs d'information maximales pour un Dommage tendant vers l'infini sont, en reprenant l'expression (7) : 27 991€/an, 25 706€/an et 22 850€/an, respectivement pour des imprécisions de 1%, 5% et 10%.

-4-

Conclusion

La Directive Cadre sur l'eau européenne impose des exigences croissantes sur l'acquisition d'information sur la qualité des milieux aquatiques. En France, le coût de la surveillance est estimé à 30 millions d'euros par an. Ainsi, une réflexion sur la rationalisation des réseaux de mesure est nécessaire. Pour cela, il est important d'estimer la valeur économique de l'information produite par un réseau.

Cet article a pour but de faire avancer cette réflexion. Pour cela nous avons utilisé le cadre Bayésien pour définir la valeur d'une information additionnelle en fonction des paramètres : *probabilités a priori sur les états de la nature*, *coûts liés à une mauvaise décision* et *précision de l'information additionnelle*. Nous avons ensuite analysé l'impact de ces paramètres sur cette valeur, notamment le rôle combiné des *probabilités a priori* et des *coûts d'erreur* augmentant ou diminuant la valeur de l'information selon le niveau d'indécision initial. Les résultats ont été illustrés par un cas d'étude sur un ruisseau dans le département du Bas-Rhin en France.

Dans le cadre bayésien, la valeur de l'information se base sur un usage direct de cette information pour orienter une décision. La limite de cette méthode est qu'elle ne calcule une valeur qu'en amont de la décision et ignore les usages potentiels futurs de l'information. Dans notre illustration, cela reviendrait à dire que la station de mesure du Steinbach n'aurait plus de valeur une fois la station d'épuration équipée. Toutefois, même si le cadre Bayésienne n'offre qu'une estimation partielle de la valeur de l'information, cela n'enlève en rien son pouvoir explicatif.

Connaître la valeur économique de l'information produite par les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau, peut mener à une analyse coût-bénéfice pour rationaliser la conception de ces réseaux. Pour cela, il faut également étudier les coûts des stations de mesure, dont le calcul n'est pas forcément direct lorsque certains coûts sont mutualisés et les fréquences et types de mesure irréguliers. Ce n'était pas l'objet de cet article.

Remerciements

Tous nos remerciements à Alain Kieber, Responsable du Réseau d'Intérêt Départemental (RID 67) au Conseil Départemental du Bas-Rhin, pour toutes les informations qui nous ont permis de construire notre cas d'étude.

Références bibliographiques

- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (2007) Les procédés d'épuration des petites collectivités du Bassin Rhin-Meuse : éléments de comparaison techniques et économiques [en ligne] http://cdi.eau-rhin-meuse.fr/GEIDFile/30228_RM.PDF?Archive=170782499896&File=30228+RM_PDF
- ALVAREZ-VAZQUEZ L-J, MARTINEZ A, VAZQUEZ-MENDEZ M-E, VILAR M-A (2006) Optimal location of sampling points for river pollution control, *Mathematics and Computers in Simulation* 71 : 149–160.

- AQUAMONEY (2010) <http://www.ivm.vu.nl/en/projects/Projects/economics/aquamoney/>
- BOUMA J-A, KUIK O, DEKKER A-G (2011) Assessing the value of Earth observation for managing the coral reefs: an example from the Great Barrier Reef, *Science of the Total Environment* : 4497-4503.
- BOUMA J-A, VAN DER WOERD H, KUIK O (2009) Assessing the value of information for water quality management in the North-Sea, *Journal of Environmental management* 90(2) : 1280-1288.
- BOUZIT M, GRAVELINE N, MATON L (2013) *Assessing the value of information of emerging water quality monitoring*, Working Paper- BRGM.
- DESTANDAU F, POINT P (2003) Analyse coût efficacité et discrimination partielle de la redevance. dans *Eau et Littoral : Préservation et valorisation de l'eau dans les espaces insulaires*, Ferrari S., Point P., 335p, Les Editions Kartala, Paris : 301-330.
- DO H-T, LO S-L, CHIUH P-T, THI L-A-P (2012) Design of sampling locations for mountainous river monitoring. *Environmental Modelling & Software* 27(28) : 62-70.
- HARMANCIOGLU N-B, ALPASLAN N (1992) Water quality monitoring network design: A problem of multi-objective decision making. *Journal of the American Water Resources Association* 28(1) : 179-192.
- KHADER A-I, ROSENBERG D-E, MCKEE M (2013) A decision tree model to estimate the value of information provided by a groundwater quality monitoring network. *Hydrology and Earth System Sciences* 17 : 1797-1807.
- MACAULEY M, LAXMINARAYAN R (2010) Valuing information: methodological frontiers and new applications for realizing social benefits. *Space Policy* 26 : 549-551.
- MÄNTYNIEMI S, KUIKKA S, RAHIKAINEN M, KELL L-T, KAITALA V (2009) The value of information in fisheries management: North Sea herring as an example. *Ices Journal of Marine Science* 66 : 2278-2283.
- MOGHEIR Y, SINGH V-P (2002) Application of Information Theory to Groundwater Quality Monitoring Networks. *Water Resources Management* 16 : 37-49.
- PARK S-Y, CHOI, J-H, WANG S, PARK S-S (2006) Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. *Ecological Modelling* 199(3) : 289-297.
- SANDERS T-G, WARD R-C, LOFTIS J-C, STEELE T-D, ADRIAN D-D, YEVJEVICH V (1983) Design of Networks for Monitoring Water Quality. *Water Resources Publication LLC*, Highlands Ranch, CO.
- SHANNON C-E (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27 : 379-423 and 623-656.
- SÖDERQVIST T, HASSELSTRÖM L (2008) The Economic Value of Ecosystem Services Provided by the Baltic Sea and Skagerrak [en ligne] <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5874-6.pdf>
- STROBL R-O, ROBILLARD P-D (2008) Network design for water quality monitoring of surface freshwater: A review. *Journal of Environmental Management* 90 : 639-648.
- SUTTON M-A-M, HOWARD C-M, WILLEM ERISMAN W, BILLEN G, BLEEKER A, GRENNFELT P, VAN GRINSVEN H, GRIZZETTI B (ed.) (2011) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press.

- TELICI I-T, NAM K, GUAN J, ARAL M-M (2009) Optimal water quality monitoring network design for river systems. *Journal of Environmental Management* 90 : 2987-2998.
- WARD R-C, LOFTIS J-C, MCBRIDE G-B (1986) The “data-rich and information-poor syndrome” in water quality monitoring. *Environmental Management* 10 : 291-297.
- WU B, ZHENG Y (2013) Assessing the value of information for water quality management: a watershed perspective from China. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 : 3023–3035.
- YOKOTA F, THOMPSON K-M (2004) Value of information analysis in environmental health risk management decisions: past, present and future. *Risk Analysis* 24(3) : 635–650.