

Comment manager durablement un système de gestion des eaux urbaines ?

D. Granger*, N. Caradot**, F. Cherqui*** et B. Chocat**

*Lyonnaise des Eaux Centre Régional Alsace – Franche Comté 68312 Illzach, France. damien.granger@lyonnaise-des-eaux.fr

** Université de Lyon
INSA-Lyon, LGCIE, F-69621, Villeurbanne, France

*** Université de Lyon, F-69003, Lyon, France
Université Lyon 1, LGCIE, F-69622, Villeurbanne, France
INSA-Lyon, LGCIE, F-69621, Villeurbanne, France

RÉSUMÉ

L'une des questions centrales de la gestion de l'assainissement dans la ville de demain concernera la mesure objective du niveau de service réellement rendu aux usagers. Le développement rapide de systèmes alternatifs, collectifs ou non, aussi bien pour les eaux usées que pour les eaux pluviales, venant cohabiter avec les systèmes traditionnels, rend cette évolution nécessaire. De plus, le système d'assainissement doit répondre à des enjeux de plus en plus diversifiés. Le système devient de plus en plus compliqué et son pilotage de moins en moins clair. Prendre en compte les conséquences locales des moyens mis en œuvre en terme de service rendu devient une étape nécessaire et obligatoire dans la prise de décisions durables. Dans ce contexte, nous proposons une méthodologie permettant de soutenir une stratégie de gestion durable du système d'assainissement, basée sur une logique de pilotage de la performance par des objectifs de résultats définis localement. Cette méthodologie est actuellement appliquée sur le SIVOM (Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple) de l'agglomération Mulhousienne, en partenariat avec l'INSA de Lyon, la Société Lyonnaise des Eaux et les différents acteurs locaux (associations, autorités, Agence de l'Eau, etc.).

MOTS-CLÉS aide à la décision, gestion intégrée, indicateurs, méthodologie, système d'assainissement, service.

ABSTRACT

One of the major issue of future wastewater management is concerning the objective of the service provided to the users. The evolution becomes necessary due to the fast development of non collective systems along with collective ones, as well for urban drainage systems as for stormwater systems.. Then, several challenges have to be taken into account in wastewater management. The system becomes more and more complicated and its management less and less clear. Taking into account the local consequences of the implemented means, in term of service given, becomes a necessary step, in the sustainable decision-making process. In this context, we suggest a methodology allowing sustaining a sustainable management strategy of the wastewater system, based on logic of performance's piloting, by locally defined objectives of results. This methodology is currently applied on the SIVOM (in french Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple) of the Mulhousian agglomeration, in partnership with the INSA of Lyon, the company Lyonnaise des Eaux and the various local stakeholders (associations, authorities, Agency of Water, etc).

KEYWORDS: decision making process, global management, indicators, methodology, urban drainage, service.

1 CONTEXTE

Les systèmes d'assainissement urbains des villes d'Europe de l'Ouest trouvent leur origine au milieu du XIXème siècle dans le mouvement hygiéniste. Depuis leur création, les systèmes d'assainissements se sont développés en couches successives répondant chacune à des enjeux différents. Nous héritons donc d'un système complexe. De plus, à la traditionnelle fonction d'assainir la ville, à laquelle doit répondre le système d'assainissement, des enjeux et fonctions de plus en plus diversifiés se sont rajoutés : protection contre les crues et limitation des rejets dans les milieux naturels, mais aussi, réutilisation des eaux usées, récupération de l'énergie, collecte des eaux de pluie, utilisation de l'eau dans la production de paysages urbains, utilisation de l'eau à des fins

bioclimatiques, etc. Pour répondre à une telle demande, les dispositifs techniques mis en œuvre doivent également se diversifier. Comme il n'existe pas de système technique sans organisation (Karpenko *et al.*, 2006 ; Toussaint, 2009), cette multiplication de fonctions et de dispositifs concourt à accroître le nombre d'organisations concernées et actives dans la gestion du système. Ainsi, aux techniciens de l'assainissement viennent s'ajouter les gestionnaires de milieux naturels, les urbanistes, les architectes, les aménageurs, les paysagistes, les associations de défense de l'environnement, etc., et les usagers eux-mêmes redeviennent acteurs. Se pose alors la question de la coordination d'une pluralité d'organisations, gérant une pluralité d'ouvrages dans une grande diversité d'objectifs.

Beaucoup d'experts (CERTU, 2003 ; Wong, 2005 ; Field *et al.*, 2006 ; Chocat *et al.*, 2007 ; Novotny & Brown, 2007) considèrent qu'il est aujourd'hui nécessaire de remplacer le concept d'assainissement urbain par un nouveau concept souvent représenté par « Sustainable Urban Water Management (SUWM) » (Brown *et al.*, 2006; De Graaf, 2009; Hellström *et al.*, 2000; Kaufmann, 2007; Mitchell, 2009). Ce nouveau paradigme nécessite la mise en place de nouvelles méthodologies et technologies d'aide à la décision. Trois grandes familles d'outils d'aide à la décision sont aujourd'hui définies : les indicateurs de performances (Matos *et al.*, 2003), les guides méthodologiques (Boogaard *et al.*, 2008; Hall and Lobrina, 2009; Lems *et al.*, 2006) et les outils de gestion globale (Förster *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2006; Le Gauffre *et al.*, 2007 ; Moura, 2008; Saegrov, 2006). L'ensemble de ces travaux a permis d'apporter des solutions concrètes à des problématiques spécifiques mais ne donne qu'une réponse partielle à la gestion globale du système. En effet, aucun projet ne fournit une vision globale du service rendu : les études sont pour la plupart réalisées à l'échelle d'un quartier, d'un ouvrage ou d'un seul élément du système. De plus si ces travaux proposent souvent des indicateurs spécialisés qui permettent de choisir entre plusieurs techniques, ouvrages, etc., dans tous les cas les indicateurs restent peu compréhensibles pour une grande partie des usagers et des organisations impliquées dans la gestion des eaux urbaines. Cette particularité limite la concertation et les échanges d'informations entre les différents acteurs.

Dans ce contexte multi-paramètres (enjeux, fonctions, techniques, dispositifs techniques, acteurs, organisations), nous avons développé une méthodologie, nommée EAR¹, permettant de faciliter la gestion du système d'assainissement urbain dans sa globalité. Nous présenterons tout d'abord dans cet article, le cahier des charges de la méthodologie puis son fonctionnement général. Nous nous focalisons ensuite sur 6 questions essentielles de la gestion durable d'un système d'assainissement. Nous détaillerons plus spécifiquement les aspects majeurs de l'étape d'évaluation et cette étape sera illustrée sur un cas d'étude le SIVOM (Syndicat Intercommunal à Vocation Mixte) de l'agglomération mulhousienne (Alsace, France).

2 CAHIER DES CHARGES D'UNE METHODOLOGIE D'AIDE A LA DECISION, A LA NEGOCIATION

Une méthodologie d'aide à la décision et à la négociation doit répondre à de nombreuses conditions, nous citons ci-dessous les points qui nous apparaissent comme majeurs.

2.1 Fournir une vision globale

Actuellement, les stratégies et les programmes d'action sur les systèmes de gestion des eaux urbaines sont définis avec une vision très partielle du système. Comme le souligne (Calder, 2005), l'efficacité d'un système doit être considérée globalement (Mitchell, 1990). Calder parle d'approche holistique intégrant l'ensemble des systèmes naturels et anthropiques. Autrement dit, l'efficacité du système doit être évalué au travers de tous les services ou avantages que peut ou doit fournir le système de gestion des eaux urbaines. Evaluer un système revient ainsi à évaluer le service rendu. Par conséquent, la méthodologie doit permettre la mesure de la qualité de service rendu pour chaque fonction et ensuite assurer leur intégration pour fournir une vision globale du système et de ses interactions avec la ville et l'environnement.

2.2 Satisfaire les besoins et attentes des acteurs du territoire

Actuellement, les besoins et les attentes des acteurs du territoire ne sont que peu ou pas pris en compte lors des projets d'aménagement. La principale limitation réside dans les difficultés de communication entre acteurs. L'utilisation de vocabulaires spécifiques et différents pour chacun (le technicien, le gestionnaire, l'utilisateur, l'organisme de contrôle, etc.) complique la définition d'objectifs

¹ EAR : Evaluation décision Action suivi Rétroaction

stratégiques concertés. L'expression des besoins et des attentes nécessite également l'instauration d'un langage local commun pour encourager le dialogue.

2.3 Intégrer les différents acteurs à la démarche et soutenir les décisions locales

En France, la gestion concertée à l'échelle des sous bassins versants (SAGE) vise à réduire la fréquence et l'ampleur des conflits sur l'eau. L'instauration de négociations multilatérales a pour objectif l'atteinte de consensus mais un bilan récent montre que peu de bassins en France sont au stade de l'application des consignes de gestion négociées (Richard, 2000). Les prises de décisions intégrant l'ensemble des acteurs sont cependant la clé d'une gestion durable des eaux urbaines (SWITCH, 2008). L'acceptabilité sociale des décisions implique l'adhésion de l'ensemble des acteurs au processus décisionnel.

2.4 Une planification souple et un système évolutif

Aujourd'hui, les documents de planification sont perçus de façon rigide. Leur application vise à guider l'évolution du système mais ne doit en aucun cas constituer un obstacle à l'adaptabilité des solutions. Par conséquent, l'assurance qualité sur le service fourni par le système nécessite une planification glissante dans le temps : « la planification doit être conçue de façon stratégique plus que par la définition précise des ouvrages à construire » (INSA Lyon & GRAIE, 2008). La planification doit ainsi accepter les incertitudes et intégrer la nécessité de revoir les plans si les connaissances ou les qualités de prévisions évoluent.

2.5 Garantir une qualité de service dans le temps

La qualité de service fournie doit pouvoir évoluer dans le temps, en adéquation avec les besoins et les attentes des acteurs. Par conséquent, l'évaluation en continu du système et de ses fonctions constitue l'assurance qualité du processus de décision. L'évaluation doit permettre de détecter de façon régulière les écarts entre le service rendu et les objectifs de qualité attendus. Les dérives peuvent être dues à une modification des besoins, la non atteinte des objectifs ou encore à une connaissance insuffisante ou erronée du système. Les écarts doivent être expliqués, et les moyens (actions) permettant de les réduire appliqués. La planification doit donc s'intégrer dans un processus de rétroaction (INSA Lyon & GRAIE, 2008) par la mise en place d'observatoires de suivi des indicateurs.

Les 5 points cités ci-dessus nécessitent une évolution importante des mentalités et des pratiques. « La gestion des eaux pluviales et usées urbaines ne peut plus être considérée comme une simple technique urbaine prise en charge, après coup, par des ingénieurs "assainisseurs". Les eaux produites par la ville doivent être intégrées au cœur des réflexions sur la conception, l'organisation et la gestion de la ville. » (Cherqui *et al.*, 2009). La méthodologie que nous développons a pour but d'apporter des réponses opérationnelles à ces enjeux. Son fonctionnement est développé dans les paragraphes suivants.

3 FONCTIONNEMENT DU MODELE GENERAL

3.1 Fonctionnement du modèle général

La méthodologie développée, nommée **EAR**, s'inscrit dans la suite logique de la boucle de la qualité dite roue de Deming : « *Plan – Do – Check – Act* » (Deming, 1986). La méthodologie est basée principalement sur l'écoute des attentes et des besoins des différents acteurs, elle se compose de 5 étapes : **E**valuation, **d**écision, **A**ction, suivi, **R**étroaction, figure 1.

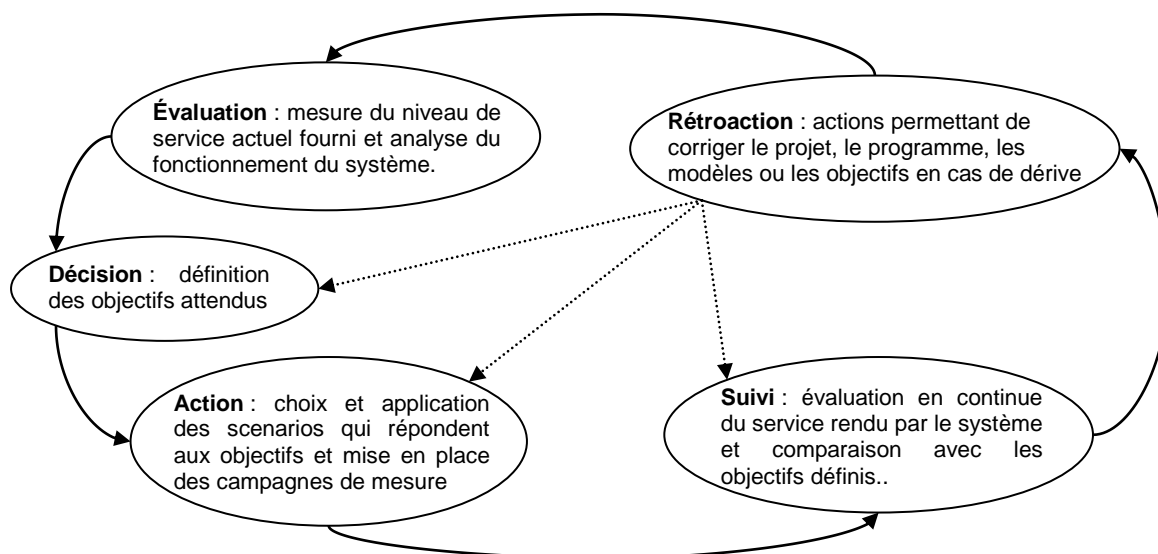


Figure 1. Les cinq étapes de la méthodologie EAR.

3.2 Évaluation

L'évaluation doit permettre de soutenir les décisions locales en fournissant des bases rationnelles au processus de décision. Elle est ici réalisée à l'aide d'indicateurs, compréhensibles par tous les acteurs, représentant le niveau de service pour chacune des fonctions du système de gestion des eaux urbaines. La définition d'indicateurs correspondant à chaque fonction permet de connaître le niveau de service rendu par le système d'assainissement. L'évaluation vise également à améliorer l'efficacité des actions du gestionnaire en identifiant clairement les dysfonctionnements et en améliorant la connaissance des sources impactant le service rendu. Les paragraphes suivants présentent les bases méthodologiques de la phase d'évaluation en soulevant les principales problématiques scientifiques et opérationnelles :

3.2.1 A quelles fonctions répond le système de gestion des eaux urbaines ?

L'évaluation globale d'un système d'assainissement doit passer par l'analyse de l'état de chacune de ses fonctions sur tout le territoire. Elles définissent l'ensemble des services ou avantages que peut ou doit fournir le système de gestion des eaux urbaines. Pour faciliter cette étape, nous proposons une liste de fonctions à laquelle un système de gestion des eaux urbaines doit répondre :

Tableau 1. Fonctions utilisées pour mesurer l'efficacité d'un système d'assainissement.

Fonctions	Définitions
Protéger la santé des personnes	Evacuer les résidus de l'activité humaine sans risque sanitaire.
Protéger contre les inondations	Protéger les personnes, les structures, les biens et les infrastructures des inondations.
Préserver le milieu naturel	Protéger le milieu naturel contre les pollutions aiguës et chroniques.
Préserver les usages du milieu aquatique	Ne pas affecter les usages actuels ou désirés du milieu aquatique : pêche, baignade, promenade, prélèvements pour l'eau potable, etc.
Eviter les nuisances induites par le système d'assainissement et risques divers	Les nuisances et risques divers à prendre en compte correspondent aux odeurs, aux bruits, aux pollutions visuelles, aux effondrements, aux perturbations du trafic urbain, etc. Ils peuvent apparaître durant les phases de construction, d'exploitation, de maintenance ou de réhabilitation des ouvrages ou être associés à son fonctionnement.
Garantir un coût acceptable	Deux types de coûts sont à considérer : le coût de construction et le coût d'exploitation (incluant le coût de réhabilitation).
Garantir une exploitation facile	Le système d'assainissement doit être facile à réhabiliter et à rénover, son exploitation doit être optimisée.
Préserver la santé du personnel	Limiter les risques pour le personnel pendant les interventions (asphyxie, inhalation, chute, maladie, explosion,...) sur le système d'assainissement.
Eduquer à la gestion des eaux urbaines	Informé sur le système d'assainissement et éduquer à la gestion et à l'utilisation de l'eau.
Maximiser la capacité d'adaptation du système d'assainissement	Utiliser les technologies permettant au système d'assainissement de s'adapter en fonction d'un changement d'objectif, d'un changement local ou d'un changement à plus large échelle (exemple : changement climatique).
Valoriser l'eau en ville	Valoriser l'eau sous toutes ses formes : ressource, paysage, support d'usages et d'activités, capacité à climatiser, à favoriser la biodiversité, etc.

3.2.2 Comment choisir les acteurs à intégrer au processus décisionnel ?

Au cours d'un processus décisionnel, les acteurs peuvent être amenés à intervenir à différents titres. L'étude de leurs objectifs, de leur système de valeur et de leurs interactions est primordiale dans l'analyse et la conception d'un processus d'aide à la décision. Pour identifier et classer l'ensemble des acteurs concernés, deux typologies ont été utilisées : une typologie fonctionnelle et une typologie institutionnelle. La première typologie permet d'étudier les acteurs par rapport à leur rôle et leur fonction dans le processus décisionnel. La deuxième typologie étudie les acteurs par rapport à l'institution qu'ils représentent. Les listes d'acteurs concernés par le processus d'aide à la décision doivent assurer la représentativité et l'hétérogénéité de chacune des parties. Des listes d'acteurs pour chaque typologie et pour chaque fonction ont ensuite été réalisées. Ces listes prédéfinies facilitent l'implantation de la méthodologie sur d'autres sites

3.2.3 Comment déterminer des indicateurs compréhensibles par l'ensemble des acteurs ?

L'intégration des acteurs dans le processus décisionnel peut être facilitée par l'utilisation d'indicateurs compréhensibles par tous. Ces indicateurs, nommés "indicateurs compréhensibles par l'ensemble des acteurs", sont définis fonction par fonction en concertation avec les acteurs locaux identifiés. Ils représentent localement un outil pertinent et représentatif pour juger de la qualité du service rendu et fixer des objectifs en terme de service attendu pour chacune des fonctions du système d'assainissement. Par exemple, pour la fonction préserver les usages du milieu aquatique et plus spécifiquement pour l'usage pêche, la population de truites peut être proposée comme indicateur compréhensible. Ce type d'indicateur ne permet pas de comparer le service fourni par différents gestionnaires (Benchmarking). En revanche leur détermination permet d'initier localement la concertation et d'exprimer clairement les attentes des acteurs en terme de service attendu.

3.2.4 Comment connaître les sources impactant la qualité de service rendu ?

Les indicateurs compréhensibles grand public sont des indicateurs de résultats. Ils représentent la qualité de service du système d'assainissement et peuvent ainsi sembler éloignés des moyens d'action du gestionnaire (i.e. une action sur le système d'assainissement et un indicateur comme la population de truite). Pour répondre à cette difficulté, nous proposons de relier l'indicateur aux sources de facteurs impactant sa qualité, grâce à des relations de causalité (figure 2). Ces relations indiquent des tendances et ne prétendent pas modéliser précisément la réalité.

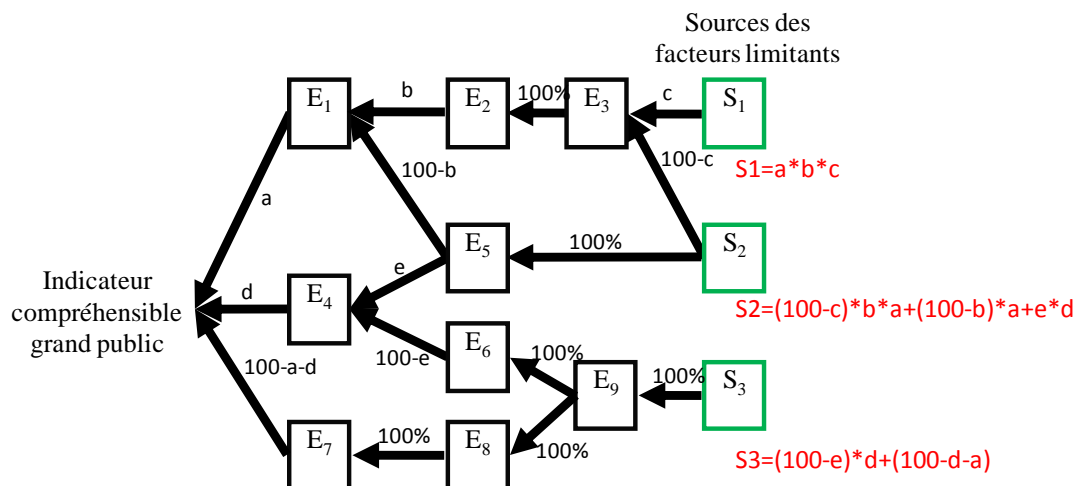
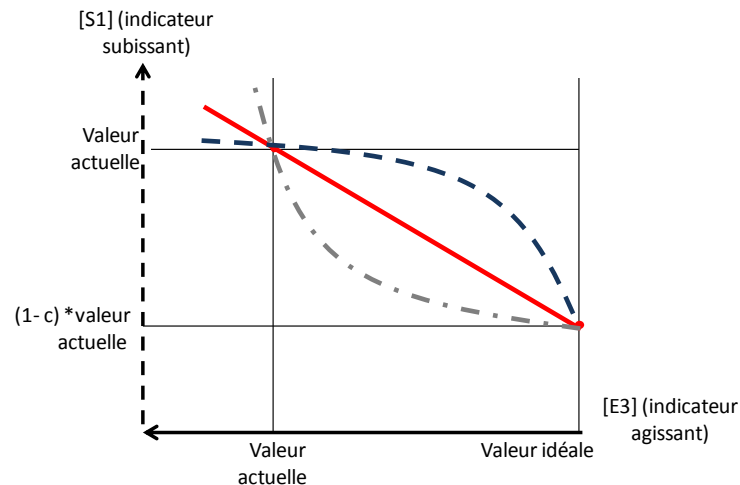


Figure 2. Évaluation de l'importance relative de chaque source de facteur limitant sur l'indicateur compréhensible.

Pour déterminer l'importance de chaque source, le graphe est évalué à l'aide de dire d'experts ou de campagnes de mesures locales. La règle utilisée consiste à attribuer un pourcentage d'importance relative à chaque relation arrivant à un indicateur. L'importance relative de chaque source sur l'indicateur compréhensible est obtenue en faisant le produit des pourcentages attribués à chaque relation constituant un chemin reliant la source à l'indicateur compréhensible, puis en sommant les valeurs obtenues si plusieurs chemins sont possibles. Ce calcul permet de déterminer les sources les plus limitantes. Le graphe permet de calculer les conséquences de l'action sur une source d'impact sur un indicateur final, à condition que la correction soit totale. Par exemple si c vaut 60% et que la source $S1$ est totalement corrigée (i.e., supprimée ou ramenée à sa valeur nominale) alors $E3$ sera amélioré de 60%.

3.2.5 Comment déterminer les actions les plus efficaces ?

Pour évaluer l'efficacité d'une action sur une source, il est nécessaire d'établir des relations, dites de co-évolution, reliant la valeur de l'indicateur amont (« agissant ») à la valeur de l'indicateur aval (« subissant »). Ces relations précisent quantitativement les contributions de chacune des sources (Figure 2). On connaît en effet les deux points extrêmes de la relation : l'état actuel, caractérisé par les valeurs actuelles de l'indicateur agissant et de l'indicateur subissant et, l'état idéal, caractérisé par la valeur idéale de l'indicateur agissant et les conséquences de cette correction sur l'indicateur subissant (amélioration de sa valeur égale au % d'influence). La figure 3 présente un exemple de relation de co-évolution. On suppose que plus $[E_3]$ est faible, meilleur est le service rendu, et que plus $[S_1]$ est fort, plus $[E_3]$ est faible. La correction complète de l'indicateur E_3 (passage de la valeur actuelle à la valeur idéale), améliorera la source S_1 au maximum de c %. Cet indicateur passera donc de la valeur actuelle à la valeur $(1-c) \% * \text{valeur actuelle}$.



Chaque courbe est une représentation possible de relation de co-évolution

Figure 3. Exemple type de relation de co-évolution.

La détermination des relations de co-évolution peut être effectuée sur l'ensemble des flèches du graphe de causalité (Figure 2). Pour connaître l'impact d'une action corrigeant l'indicateur final, il est possible de composer l'ensemble des relations sur l'ensemble des chemins reliant la source à l'indicateur final. Dans le principe, il s'agit d'inverser les relations précédentes pour remonter de l'objectif à atteindre (valeur objectif de l'indicateur compréhensible grand public) à la réduction nécessaire de la source.

4 ILLUSTRATION SUR LE TERRITOIRE DU SIVOM² DE L'AGGLOMERATION MULHOUSIENNE

4.1 Contexte

Cette méthodologie est appliquée sur le SIVOM de l'agglomération mulhousienne en collaboration avec le SIVOM, la Lyonnaise des Eaux et les acteurs locaux (associations, agence de l'Eau Rhin Meuse, service de contrôle et de surveillance, etc.). Le SIVOM mulhousien, géré par la Lyonnaise des Eaux, est constitué de 16 communes sur un territoire de 160 km². Le système d'assainissement comporte 750 kilomètres de réseau. A partir d'enquêtes et d'entretiens avec différents acteurs sur ce territoire, nous avons défini des indicateurs compréhensibles grand public sur les fonctions présentant des enjeux importants.

Actuellement, la phase d'évaluation est en cours de finalisation. Cette étape est importante car elle sert de base pour la suite de la méthodologie. En effet, l'évaluation du niveau de service actuellement rendu et la connaissance du fonctionnement empirique du système sont des pré-requis indispensables pour le pilotage du système de gestion des eaux urbaines. Nous illustrerons dans cet article les questions « comment connaître les sources impactant la qualité de service rendu ? » et « comment déterminer les actions les plus efficaces ? » de la partie évaluation à travers la fonction « préserver les usages du milieu aquatique ».

² SIVOM : Syndicat Intercommunal à Vocations Multiples

4.2 Fonction "préserver les usages du milieu aquatique"

19 zones homogènes ont été définies sur le SIVOM mulhousien pour cette fonction. Les secteurs homogènes sont définis, comme des secteurs formés de parties semblables en termes de nature des objets (exemple un tronçon de rivière) et d'états (physiques, chimiques, etc.), suivant la fonction étudiée. Dans cet article, nous présentons les résultats d'une zone particulière, la zone des Bains de l'III. Celle-ci, est ainsi dénommée du fait de son usage baignade dans les années 60, cet usage n'existe plus aujourd'hui, mais le souhait de le retrouver est important pour la plupart des acteurs interrogés. Les usages pêche et promenade sont également présents sur la zone et apparaissent comme étant des enjeux importants. Nous nous intéresserons, dans la suite de l'article, plus particulièrement à l'usage pêche.

4.2.1 Détermination des sources impactant l'usage pêche

Sur cette zone, deux indicateurs compréhensibles grand public ont été définis par entretien avec l'ensemble des acteurs et retenus par les experts locaux : la satisfaction des pêcheurs et la population de barbeaux. Les sources limitants ces deux indicateurs ont été définis grâce aux relations de causalités (Figure 4).

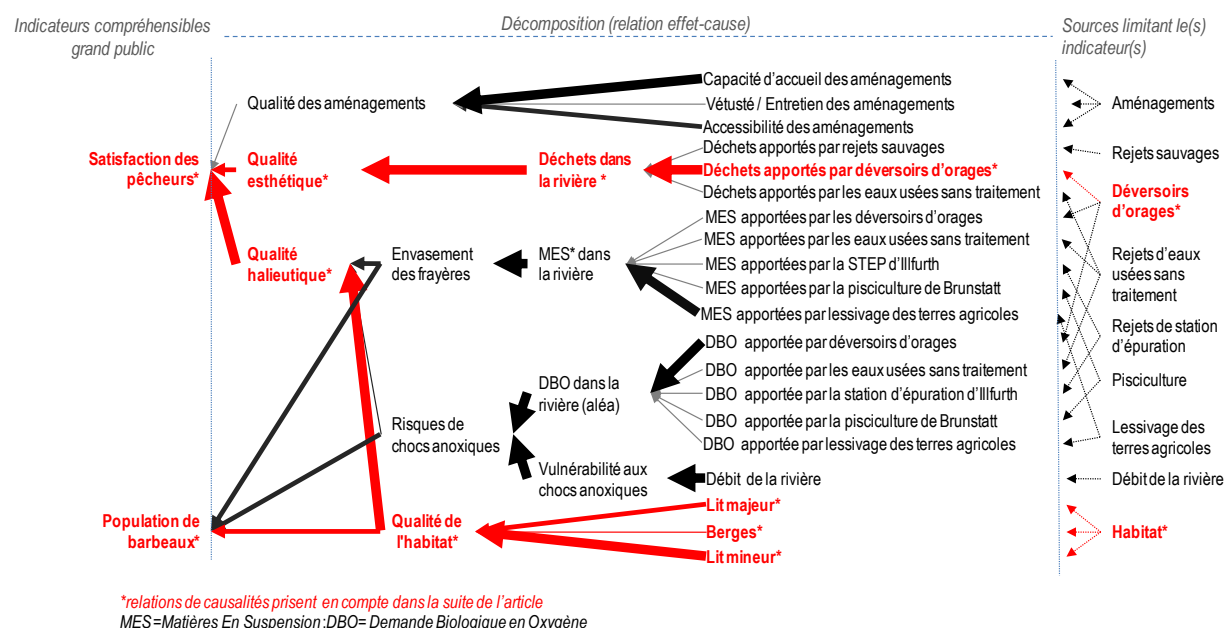


Figure 4. Relations effet-cause pour la fonction « préserver les usages du milieu aquatique » et plus spécifiquement pour l'usage pêche sur la zone des Bains de l'III.

Sur le graphe, la taille des flèches est proportionnelle à l'importance locale de chaque facteur. Il est possible de quantifier la contribution de chaque source (Tableau 2).

Tableau 2. Impact de chaque source sur les indicateurs compréhensibles grand public

	Satisfaction des pêcheurs (%)	Population de Barbeaux (%)
Aménagements	10	0
Rejets sauvages	3	0
Déversoirs d'orages (DO)	30	15
Pisciculture	1	2
Lessivage des terres agricoles	10	16
Rejets d'eaux usées sans traitement	8	2
Rejets de station d'épuration	2	5
Débit de la rivière	6	10
Habitat	30	50

La qualité de l'habitat, les DO et le lessivage des terres agricoles sont les sources les plus limitantes. Les actions potentielles correctrices les plus efficaces devront ainsi s'appliquer en priorité sur ces sources.

4.2.2 Détermination de l'efficacité des actions

La figure 5 illustre une application des relations cause-effet et des relations de co-évolution concernant les moyens d'amélioration de l'indicateur compréhensible « satisfaction des pêcheurs ». Supposons que les objectifs du décideur soient l'augmentation de 15% de la satisfaction des pêcheurs. L'une des actions qui pourrait envisagée est la mise en place de grilles sur les DO les plus importants. Plus le nombre de DO équipé de grilles est important, plus la quantité de déchets rejetés diminue. Actuellement, 18 DO ne sont pas équipés de grilles et impactent la zone des Bains de l'III. Si on équipe 9 DO de grilles (ceux responsables de la majorité des déversements), cela produirait une réduction de 75 % des rejets de DO entraînant une diminution de la quantité de déchets dans la rivière³ (5,5 à 2,7 cm²/m²) et donc une amélioration de la qualité esthétique de la rivière (4 à 12,3). Ainsi, cette dernière variation augmenterait la satisfaction des pêcheurs de 9 à 10,4, soit une augmentation de 15%. (Figure 5).

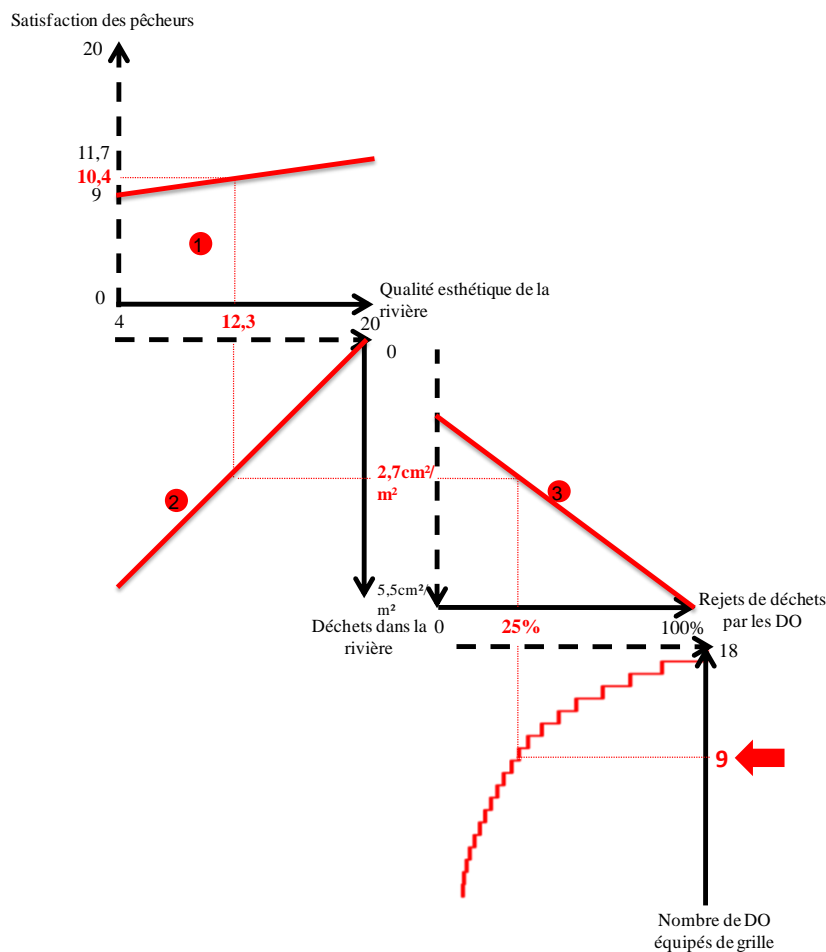


Figure 5. Relation de co-évolution en chaîne permettant d'exprimer l'efficacité de l'action nombre de DO équipés de grilles par rapport à la satisfaction des pêcheurs

Ces valeurs sont obtenus en l'état actuel de la modélisation empirique ; la mise en place d'étude complémentaire permettra de quantifier les incertitudes et de confirmer ou non ces dires. Cependant, cette proposition reste la meilleure réponse disponible au vu des moyens engagés.

5 DISCUSSION

L'illustration partielle de l'étape « évaluation » a été présentée dans cet article. Elle correspond à la réalisation des relations effets-cause et co-évolutions. Celles-ci permettent aux décideurs, après définition des indicateurs compréhensibles grand public, de connaître les sources les plus limitantes, et de définir les actions les plus efficaces permettant de répondre à la qualité de service attendu.

³ Les déchets dans la rivière sont quantifiés en mesurant la surface occupée par les déchets de taille supérieure à 1cm² par unité de surface d'eau (m²). 1cm² correspond à la taille où un déchet est reconnaissable en tant que tel (Krejci *et al.*, 2005).

L'évaluation de la fonction préserver «les usages du milieu aquatique» sur la zone des Bains de l'III a demandé un investissement important en temps (rencontre d'une vingtaine d'acteurs). D'après les acteurs rencontrés, cette zone présente un enjeu important, notamment pour l'usage pêche que nous avons présenté dans cet article ainsi que pour les usages promenade et baignade (non présent actuellement). La mise en place de la méthodologie sur ce secteur a permis de définir des indicateurs compréhensibles par l'ensemble des acteurs, et de déterminer les sources des facteurs les plus limitants. De plus, nous avons pu envisager des actions sur le système. Ces actions devront être précisées par des études complémentaires.

Nous avons constaté, après 2 ans de mise en place sur le territoire du SIVOM de l'agglomération mulhousienne, que l'échange d'informations accessibles par tous les acteurs a permis un apport pédagogique intéressant qui facilitera les prises de décision dans les phases de Décision- Action. Ce premier constat valide bien l'intérêt de mettre en place des indicateurs locaux de qualité de service compréhensibles par tous. Un autre point important a été la possibilité de construire les graphes de causalité et les relations de coévolutions à partir de l'expertise locale, des données existantes et de la bibliographie scientifique. Cette construction a cependant été compliquée pour trois raisons. Premièrement, peu d'acteurs ont une vision globale de l'ensemble du système et il a été nécessaire de faire appel à un grand nombre d'experts ayant des visions différentes et complémentaires et de coupler ces expertises partielles et parfois contradictoires. Deuxièmement, les outils (logiciel de simulation), lorsqu'ils existaient, se sont souvent avérés insuffisants et inadaptés. Enfin, même si l'utilisation d'approches fondées sur l'observation a souvent permis de pallier les deux inconvénients précédents, ces approches se sont cependant révélées difficiles à mettre en œuvre. Les bases de données ne sont en général pas organisées pour les applications souhaitées et les données ont été souvent très difficiles à extraire (car peu automatisées).

6 CONCLUSION

La méthodologie se veut être une aide précieuse pour le gestionnaire. En plus de son rôle d'aide au pilotage du système, les premiers travaux réalisés ont montré un réel apport pédagogique. Il reste de nombreux points à améliorer et optimiser : des modifications des systèmes de gestion de bases de données (centralisation plus grande des données, adaptation des procédures de consultation ou de saisie, ...) faciliteraient l'utilisation de notre démarche ; d'autres d'outils (logiciels de simulation ou systèmes d'acquisition de données) devraient être développés pour renforcer notre démarche ; la mise en place d'observatoires locaux est également une nécessité pour évaluer objectivement la qualité du service rendu.

Ce travail doit donc être poursuivi sur Mulhouse par la mise en place de la suite de la méthodologie. Il doit également être appliqué à d'autres territoires : des travaux ont été initiés à Lyon et à Bordeaux dans le cadre du projet OMEGA (ANR Ville Durable). La multiplication des expérimentations permettra de renforcer la méthodologie par les retours d'expériences.

6.1 Bibliographie

- Boogaard, F. C. ; Van de Ven, F. H. M. & Palsma A. J., 'Dutch guidelines for the design & construction and operation of SUDS. In R Ashley & AJ Saul (Eds.)'. 11th International Conference on Urban Drainage. September 2008, . Edinburgh. 7p.
- Brown, R.R.; Sharp, L. & Ashley, R., 'Implementation impediments to institutionalising the practice of sustainable urban water management. *Water Science and Technology* 54, 2006. pp 415-422.
- Calder, I. R., 'Blue Revolution :Integrated Land and Water Resource Management'. London, 2005, Earthscan.
- CERTU, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 'La ville et son assainissement : principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau', 2003, [CD ROM].
- Cherqui F., Chocat B., Granger D., Le Gauffre P., Nafi A., Toussaint J-Y., Vareilles S. et Wery, C. 'Projet OMEGA', ANR : appel à projet Villes Durables. 2009.
- Chocat, B., Ashley, R., Marsalek, J., Matos, M. R., Rauch, W., Schilling, W., Urbonas, B. 'Toward Sustainable Management of Urban Storm Water' , *Indoor Built Environment*, 16, 3; 2007, pp 273-285.
- De Graaf R.E., Dahm R.J., Icke J., Goetgeluk R.W., Jansen, S.J.T., Van De Ven F.H.M., 'Receptivity to transformative change in the Dutch urban water management sector'. *Water Science and Technology* 60, 2009, pp 311-320.
- Deming, W.E. 'Out of the Crisis. Press Syndicate of the University of Cambridge'. 1982 Melborne.
- Field R., Tafuri A.N., Mutukrishnan S., Annmadge A.B. et Selvakumar A., 'The use of Best management Practices in urban watersheds', ed. Destech Publications, Lancaster (USA), 2006, 268p.

- Förster M., Thevenot, D., Geldof, G., 'Urban stormwater source control management in European countries: DayWater Project'. Project under the 5th Framework Programme of the European Union and one of six projects forming the Citynet Cluster (evk1-ct-2002-80013). 2002.
- Hall, D., Lobrino, E., 'Recommandations de bonnes pratiques. Water Time projet. 5ème PCRD, 2009. (available at www.watertime.net/Docs/GPRs/complete/GPRs-final-trans-FR.doc)
- Hellström D., Jeppsson U., Kärrman E., 'A framework for systems analysis of sustainable urban water management'. Environmental Impact Assessment Review 20, 2000, pp 311-321.
- IGD (Institut de la Gestion Déléguées), 'Indicateurs de performance eau potable et assainissement : pour une liste commune'. Charte des services publics locaux. Juin 2004.
- INSA Lyon, GRAIE, 'Séminaire prospectif: la gestion durable des eaux pluviales urbaines (Prospective seminar: sustainable management of urban stormwater)', Lyon, Charbonnières (France). GRAIE, INSA Lyon and the US EPA, 4-5 November 2008.
- Karpenko N., Toussaint J.-Y., Zimmermann M., 'Grands projets d'aménagement urbain, configurations d'acteurs et configurations de dispositifs techniques et spatiaux : le cas de la Part-Dieu dans l'agglomération lyonnaise', in F. Bachelet, P. Menerault, D. Paris (dir.), Action publique et projet métropolitain, éd. L'Harmattan, Paris, 2006, pp 307-324.
- Kaufmann I., Meyer T., Kalsch M., Schmitt T.G., Hamacher H.W., 'Implementation of sustainable sanitation in existing urban areas: Long-term strategies for an optimised solution'. Water Science and Technology 56,2007, pp 115-124.
- Krejci V., Frutiger A., Kreikenbaum S., Rossi L., 'Impact des rejets pluviaux urbains sur les milieux récepteurs.' Storm project. EAWAG. 2005.
- Le Gauffre P., Joannis C., Vasconcelos E., Breyse, D.; Gibello, C. & Desmulliez, J.J., 'Performance Indicators and Multi-Criteria Decision Support for Sewer Asset Management'. J. Infrastructure Systems, ASCE, 13(2), 2007, pp 105-114.
- Lems P., Remmers G., Ernst L., Geldof G., 'The PURE Guidebook to Multifunctionality. Study commissioned by the PURE North Sea partnership (Interreg IIIb), Municipality of Deventer, février, 2006, 130p.
- Matos R., Ashley R. M., Alegre R., Cardoso A., Duarte P. Molinari A., Schulz A., 'The IWA Performance Indicator Manual For Wastewater Service Proc', Conference on Sewer Operation and Management, Bradford. Nov. 26 - 28th 2002.
- Mitchell B., 'Integrated water management ». Integrated Water Management: International Experiences and Perspectives'. B. Mitchell (Ed.). London and New York, 1990. Bellhaven Press: 1-21.
- Mitchell V.G., 'Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience'. Environmental Management 37, 2006, pp 589-605.
- Moura P., Barraud S., Baptista M., 'Multicriteria procedure for the design and the management of infiltration systems'. Water Science and Technology 55,2007, pp145-153.
- Novotny V., Brown P., 'Cities of the future: Towards integrated sustainable water and landscape management', ed. IWA, Londres (UK), 2007, 427p.
- Pahl-Wostl C., 'Participative and stakeholder-based policy design, evaluation and modeling processes'. Integrated Assessment. 2002. 3-14.
- Raiffa, H., Richardson, J., Metcalfe, D., 'Negotiation Analysis. Harvard University'. Press, 2002. Cambridge, MA.
- Richard A., 'Analyse comparée de l'acceptabilité des contrats de milieu et des SAGE'. Ecole polytechnique – option scientifique. Série Irrigation R&E; Juillet 2000. 55p.
- Saegrov S. (ed.), 'Computer Aided Rehabilitation of Sewer and Storm Water Networks' - CARE-S', IWA Publishing, avril, ISBN 9781843391159, 2006, 160 p..
- Shuping L., Chocat B., Barraud S., Siuqing L., 'Towards Sustainable Management of Urban Water Systems, urban water', 2006.
- SWITCH (Strategy for Urban Water Management), Kala Vairavamoorthy 6ème symposium, 6 mars 2008. Delft, The Netherlands.
- Taylor C., Fletcher, T., Peljo L., 'Triple-bottom-line assessment of stormwater quality projects: advances in practicality, flexibility and rigour'. Urban Water Journal, 3(2). June 2006, pp 79-90.
- Toussaint J.-Y., 'Usages et Techniques', in JM Stébé et H Marchal (dir.) Traité sur la ville, Paris, PUF, mai 2009. à paraître
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 'La Gestion Durable des Eaux Pluviales Urbaines'. Séminaire prospectif. 4-5 novembre 2008. Lyon. France.