



Université de Marne-La-Vallée

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur de l'université de Marne-la-Vallée

Spécialité : Génie Urbain

présentée et soutenue publiquement par

Thomas BONIERBALE

le 13 décembre 2004

**Eléments pour l'évaluation de la qualité environnementale des
systèmes d'assainissement urbains**

**Elements for environmental quality assessment of urban
wastewater systems**

Directeur de thèse
Youssef DIAB

Jury :

Olivier BLANPAIN	Rapporteur
Jean-Claude DEUTSCH	Examineur – Président
Youssef DIAB	Examineur – Directeur
Jean-Marie JEHL	Examineur
Marcel MIRAMOND	Rapporteur
Denis MORAND	Examineur

*« Tu peux, à l'heure que tu veux, te retirer en toi-même. Nulle retraite n'est plus tranquille ni moins troublée pour l'homme que celle qu'il trouve en son âme. » Marc Aurèle
(extrait de : Soliloques)*

Remerciements

Cette thèse a été financée par une allocation de recherche provenant de l'action concertée incitative – Ville dirigée par Francis GODARD. Je le remercie pour sa confiance.

Je tiens à remercier Youssef DIAB, directeur de cette thèse et directeur du laboratoire de Génie Urbain, Environnement et Habitat, de m'avoir accueilli. Il m'a apporté ses conseils et son expérience et m'a également témoigné toute sa confiance.

Denis MORAND en co-encadrant mon travail a été une source d'encouragement, d'idées et de bonne humeur. Je lui exprime ma plus profonde gratitude pour les échanges scientifiques et non scientifiques que nous avons pu avoir et que j'espère nous maintiendrons.

Je remercie également messieurs Olivier BLANPAIN et Marcel MIRAMOND d'avoir accepté de rapporter mon travail, ainsi que monsieur Jean-Marie JEHL qui a participé au jury.

J'adresse mes plus vifs remerciements à Annick FOURNERIE et Serge BETHELOT que j'ai eu la chance de rencontrer et qui m'ont guidé pendant ces années.

Merci à Alex, Aminata, François, Giath, Jean-Claude, Katia (un grand merci pour les relectures et les commentaires), Mahmoud, Raymonde, Reem, Serge, Olivier, actuels membres du LGUEH, à Abdul Salam, Imad et Fowzy anciens membres pour les bons moments passés ensemble.

Le soutien et la patience de ma famille et de mes amis ont été sans faille. Je leur en serais éternellement reconnaissant. Micas, bon courage pour la fin.

Enfin, je remercie toutes les personnes que j'ai eu la chance de rencontrer pendant mes activités ou en dehors, pour le temps et les connaissances qu'elles ont bien voulu m'accorder.

Résumé

Le corpus disciplinaire de l'hydrologie urbaine acquiert, depuis une trentaine d'années, des connaissances liées au fonctionnement des systèmes d'assainissement urbains en ce qui concerne les aspects techniques, économiques ou environnementaux. Dans le contexte du développement durable il est demandé aux collectivités locales de tendre vers une gestion durable de l'eau en ville. *A contrario*, les villes et notamment les villes moyennes, ne disposent pas toujours des capacités d'expertise pour conduire cette mission. La problématique de ce travail a été limitée à la dimension environnementale du développement durable. La question centrale a porté sur la manière de conceptualiser la traduction de la réalité technique des systèmes d'assainissement des villes moyennes, en une connaissance environnementale pour les gestionnaires de ces systèmes.

Cette recherche a postulé que la connaissance pouvait être apportée par l'évaluation des performances. Une méthode appelée *QUESA* est proposée. Celle-ci apprécie la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains, grâce à l'évaluation des performances de sept critères principaux relatifs à des aspects environnementaux (1. Utilisation de l'énergie ; 2. Pollution des eaux de surface ; 3. Pollution du milieu souterrain ; 4. Inondations ; 5. Intégration urbaine ; 6. Santé et hygiène ; 7. Management environnemental). Les principaux résultats de cette thèse sont :

- l'organisation originale d'indicateurs au sein d'une méthode d'évaluation multicritère. Les indicateurs ont été construits, choisis et adaptés à partir de la littérature scientifique et technique ;
- la construction de modèles de performances, au moyen desquels la traduction de la réalité en connaissance est opérée. Deux formes de modélisation ont été élaborées, l'une utilise des fonctions de performance, l'autre fait appel à des règles expertes ;
- la conception d'un prototype informatique de la méthode d'évaluation qui rassemble l'organisation des indicateurs et les modèles de performance. Ce prototype permet la visualisation du résultat de l'évaluation sous la forme d'un profil environnemental des performances sur les sept critères principaux.

L'utilisation du prototype informatique dans le cas d'une ville fictive a permis de dégager les limites d'utilisation de certains modèles de performance. L'application du prototype informatique sur des systèmes réels ainsi que la transposition de la méthodologie à d'autres échelles, comme celles des zones d'activités commerciales, sont envisagées.

Mots clés : systèmes d'assainissement urbains, modélisation de performance, aide à la décision, évaluation environnementale, profil environnemental.

Abstract

Since the 70's, specialists in urban hydrology gain knowledge in the technical, economic or environmental fields related to the functioning of the urban wastewater systems. In the context of sustainable development local communities are required to tend towards a more sustainable water management in cities. *A contrario*, cities and especially medium-sized cities do not always have the expertise to achieve this task. The scope of this thesis is limited to environmental features of sustainable development. The main question deals with the translation of the technical reality of medium-sized cities wastewater systems into an environmental knowledge useful to the owner.

This research assumes that knowledge can be provided by performance assessment. A method called *QUESA* is proposed. This method allows to get a picture of the environmental quality of urban wastewater systems through the performance assessment of seven environmental descriptive criteria (1. Use of energy; 2. Surface water pollution; 3. Underground environment pollution; 4. Floodings; 5. Urban integration; 6. Hygiene and health; 7. Environmental management). Main results are:

- the original organisation of indicators in a multi-criteria assessment method. Indicators have been developed, chosen and adapted from scientific and technical literature;
- the development of performance models to translate medium-sized cities technical reality into environmental knowledge. Two kinds of modelling have been defined, the first uses performance functions, the second involves expert rules;
- the conception of a computer prototype for the QUESA method, which gathers indicators organisation and performance models. This prototype provides an environmental snapshot of urban wastewater system based on the seven main criteria.

The use of the prototype with an hypothetic city data has provided limits for some of the performance models. The perspectives are to implement the method with real wastewater systems and to adapt this approach to other urban scales and systems.

Keywords: urban wastewater systems, performance modelling, decision making, environmental assessment, environmental profile.

Resumo

O corpo disciplinar da hidrologia urbana adquire, desde uns trinta anos, conhecimentos vinculados ao funcionamento dos sistemas de saneamento urbano no que concerne os aspectos técnicos, econômicos ou ambientais. No contexto do desenvolvimento durável solicita-se às administrações locais de implementar uma política visando a gestão durável da água na cidade. Ao contrário, as cidades, e particularmente as cidades médias, não dispõem sempre de especialistas para conduzir esta missão. A problemática deste trabalho foi limitada a dimensão ambiental do desenvolvimento durável. A questão central trata sobre a maneira de conceitualizar a tradução da realidade técnica dos sistemas de saneamento das cidades médias em um conhecimento ambiental para os gestores destes sistemas.

Esta pesquisa postulou que o conhecimento poderia ser obtido através da avaliação das performances. Um método chamado *QUESA* é proposto. Este último aprecia a qualidade ambiental dos sistemas de saneamento urbano, graças a avaliação das performances de sete principais critérios relativos aos aspectos ambientais (1. Utilização da energia; 2. Poluição das águas de superfície; 3. Poluição das águas subterrâneas; 4. Inundações; 5. Integração urbana; 6. Saúde e higiene; 7. Gestão ambiental). Os principais resultados desta tese são:

- a organização original de indicadores no seio de um método de avaliação multicritério. Os indicadores foram construídos, escolhidos e adaptados a partir de uma literatura científica e técnica;
- a construção de modelos de performances, através dos quais a tradução da realidade em conhecimento é operada. Duas formas de modelização foram elaboradas, uma utiliza funções de performance, outra utiliza regras desenvolvidas por especialistas;
- a concepção de um protótipo informático do método de avaliação que engloba a organização dos indicadores e os modelos de performance. Este protótipo permite a visualização do resultado da avaliação sob a forma de um perfil ambiental das performances sobre os sete principais critérios.

A utilização do protótipo informático no caso de uma cidade fictícia permitiu evidenciar os limites de utilização de certos modelos de performance. A aplicação do protótipo informático sobre sistemas reais assim como a transposição da metodologia para outras escalas, tais como as zonas de atividades comerciais, são programadas.

Palavras-chave: sistemas de saneamento urbano, modelização de performance, ajuda à decisão, avaliação ambiental, perfil ambiental.

Table des matières

INTRODUCTION	13
PREMIERE PARTIE : CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE.....	14
I INTRODUCTION.....	17
II CONTEXTE DE LA VILLE	19
II.1 Les villes européennes	19
II.2 La ville système.....	20
II.3 Les villes moyennes.....	24
III CONTEXTE ET ENJEUX DE L'ASSAINISSEMENT URBAIN.....	27
III.1 Cycle de l'eau en ville	27
III.2 Le système sociotechnique de l'assainissement urbain	29
III.2.1 Dialectique de la complexité.....	30
III.2.2 Le système d'assainissement urbain : un système complexe	32
IV BILAN DES TRAVAUX EN COURS SUR LA DURABILITE DES SYSTEMES D'ASSAINISSEMENT URBAINS.....	44
IV.1 L'échelle du système.....	44
IV.2 L'utilisation des indicateurs	44
IV.3 L'approche performantielle.....	47
IV.3.1 Contexte européen	47
IV.3.2 Contexte français.....	49
V OBJECTIFS DE LA THESE	51
DEUXIEME PARTIE : PROPOSITION DE METHODE POUR UNE EVALUATION MULTICRITERE DE LA PERFORMANCE.....	18
I INTRODUCTION.....	55
II L'EVALUATION POUR DECRIRE ET EXPLIQUER	57
II.1 Définitions et concepts	58
II.1.1 L'environnement	58
II.1.2 La notion d'impact environnemental.....	59
III EVALUATION MULTICRITERE : LA COUCHE DE DESCRIPTION.....	63
III.1 La notion de critère environnemental.....	63
III.2 Propriétés des critères	64
III.3 Elaboration de la structure multicritère d'évaluation	64
III.3.1 Sélection des critères	64
III.3.2 Structure multicritère	65
III.3.3 Présentation de la structure et définition des critères	68
III.3.4 Elaboration de la structure	72
IV EVALUATION DE LA REALITE	76
IV.1 La notion d'indicateur	76
IV.1.1 Définition.....	76
IV.1.2 Objectifs des indicateurs	77
IV.2 Agrégation et pondération des indicateurs	79
IV.3 Types d'indicateurs	82
IV.3.1 Indicateurs quantitatifs ou qualitatifs	82
IV.3.2 Indicateurs extensifs ou intensifs	83
IV.3.3 Cadre de construction des indicateurs : Modèle Forces motrice – Pressions - Etat - Impacts – Réponses (FPEIR).....	83
IV.4 Construction des indicateurs.....	86
IV.4.1 Critères de sélection.....	86
IV.4.2 Méthode de construction	87
IV.5 Traduction de la réalité : modélisation de la performance	89
IV.5.1 La notion de performance environnementale.....	89

IV.5.2	Evaluation des performances	89
V	ELABORATION DU PROFIL ENVIRONNEMENTAL	93
V.1	Agrégation pour un impact principal	93
V.2	Approche sans agrégation totale des critères principaux.	94
V.3	Approche avec agrégation des sous-critères.....	95
V.3.1	Choix d'une méthode d'agrégation	95
V.3.2	Pondération des sous-critères	96
V.3.3	Compensation entre les critères	97
V.4	Représentation graphique des résultats	97
VI	CONCLUSION	100
TROISIEME PARTIE : MODELISATION DES INDICATEURS.....		103
I	INTRODUCTION.....	105
II	PRESENTATION SYNTHETIQUE DES INDICATEURS	107
III	PRESENTATION DES CRITERES TRAITES.....	109
III.1	Critère « consommation de ressources énergétiques »	109
III.1.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	109
III.1.2	Analyse bibliographique	111
III.1.3	Elaboration et contenu des indicateurs.	113
III.1.4	Synthèse.....	125
III.1.5	Calcul de la performance sur le critère C1	126
III.2	Critère « pollution des eaux de surface »	128
III.2.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	128
III.2.2	Analyse bibliographique	131
III.2.3	Evaluation de la performance sur les sous-critères	144
III.2.4	Synthèse du critère.....	157
III.3	Critère « pollution du milieu souterrain »	160
III.3.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	161
III.3.2	Analyse bibliographique	161
III.4	Critère « inondations »	165
III.4.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	165
III.4.2	Analyse bibliographique	165
III.4.3	Elaboration et contenu des indicateurs	167
III.4.4	Synthèse.....	174
III.5	Critère « intégration urbaine »	178
III.5.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	178
III.5.2	Nuisances olfactives.....	178
III.5.3	Intégration paysagère.....	182
III.5.4	Calcul de la note de performance sur le critère entier	184
III.6	Critère « hygiène et santé »	185
III.7	Critère « management environnemental »	187
III.7.1	Définition du contenu du critère et problématique.....	187
III.7.2	Analyse bibliographique	189
III.7.3	Elaboration et contenu des indicateurs.	191
IV	CONCLUSION	197
QUATRIEME PARTIE : DEVELOPPEMENT INFORMATIQUE ET APPLICATION		199
I	INTRODUCTION.....	201
II	PRESENTATION DE L'OUTIL INFORMATIQUE	202
II.1	Langage de programmation	202
II.2	L'outil <i>QUESA</i>	202
II.2.1	Démarrage de <i>QUESA</i>	203
III	ETUDE DE SENSIBILITE.....	207
III.1	Caractéristiques du système et de son environnement.....	207
III.1.1	Caractéristiques du système	207
III.1.2	Caractéristiques de l'environnement.....	212
III.2	Etude de sensibilité	213
III.2.1	Critère « utilisation de l'énergie »	213
III.2.2	Critère « pollution des eaux de surface »	219
IV	CONCLUSION	226

CONCLUSION	229
BIBLIOGRAPHIE	233

Liste des tableaux

Tableau 1 : Métabolisme d'une ville américaine fictive d'un million d'habitants (Wolman, 1965).	21
Tableau 2 : Métabolisme du Grand Londres (7 000 000 d'habitants).....	21
Tableau 3 : Répartition de la population française suivant la taille des villes distinguées par classes de population (source SEGESA, 2000).....	25
Tableau 4 : Exemple de processeurs intervenant dans la composition d'un système complexe comme le système d'assainissement (inspiré de Le Moigne, 1994).....	31
Tableau 5 : Répartition du linéaire des canalisations d'eaux usées selon le type de réseau (d'après Berland & Juerly, 2002).....	37
Tableau 6 : Comparaison des coûts de deux solutions d'assainissement pluvial pour une zone d'activités concertés (ZAC) en région Ile-de-France (Tabuchi, 2002)	37
Tableau 7 : Typologie de quelques acteurs de l'assainissement, en France, en fonction du niveau institutionnel.....	38
Tableau 8 : Structure des critères principaux et des sous-critères.....	68
Tableau 9 : Niveaux d'indicateurs	79
Tableau 10 : Table des indicateurs suivant les critères et les sous-critères.....	107
Tableau 11 : Bilan de la valorisation du biogaz des stations urbaines en Ile-de-France (11 stations) (ARENE, 2002).....	112
Tableau 12 : Facteurs de conversion pour les énergies primaires (i) en TEP.	115
Tableau 13 : Part relative de production brute d'électricité en France (MINEFI, 2002)	115
Tableau 14 : Identification des processus nécessitant une alimentation énergétique en rapport avec les sources susceptibles d'être présentes dans un système d'assainissement.....	116
Tableau 15 : Origine de l'électricité consommée dans le système en fonction de la source d'énergie primaire .	122
Tableau 16 : Relations entre les infrastructures de rejets et les effets induits sur l'environnement.....	130
Tableau 17 : Ordre de grandeur des concentrations en mg/L (Chocat, 1997).....	131
Tableau 18 : Principales sources de micropolluants organiques au niveau des stations d'épuration urbaines (ADEME, 1995) +++ très souvent, ++ souvent, + moins souvent présent.....	132
Tableau 19 : Concentration de certains polluants dans les eaux de pluie et les eaux de ruissellement provenant de différentes surfaces en Allemagne (European Union, 2001 d'après Xanthopoulos and Hahn, 1993) (ldd : limite de détection).....	133
Tableau 20 : Comparaison entre eau ruisselée (ER) et eaux usées (EU) avant épuration (A.E.S.N. & A.G.H.T.M., 1996).	134
Tableau 21 : Indicateurs de performance et de conformité pour le domaine protection de l'environnement dans le volet assainissement mis en place par le S.P.D.E. (2003).	139
Tableau 22 : Classes de performance proposées par les agences de l'eau pour qualifier le taux de collecte, le rendement et le taux de dépollution pour le paramètre matières oxydables (R.N.D.E., 1998).....	140

Tableau 23 : Seuils de performance proposés par les agences de l'eau pour qualifier le rendement des STEP pour les paramètres nitrate et phosphore (R.N.D.E., 1998)	140
Tableau 24 : Prescriptions fondamentales de fréquence d'inondation (NF, 1996b)	166
Tableau 25 : Détails des zones de la ville fictive	170
Tableau 26 : Synthèse des différentes techniques alternatives en assainissement pluvial	175
Tableau 27 : Note de performance attribuée en fonction de la classe du nombre de jours de nuisance.....	181
Tableau 28 : Eléments du système pouvant avoir un impact visuel négatif (de - à ---), positif (de + à +++) ou nul (0)	182
Tableau 29 : Listes des nuisances auxquelles sont exposés les égoutiers (d'après Venjean, 1984).....	186
Tableau 30 : Liste des actions envisageables pour assurer un management environnemental des activités des systèmes d'assainissement.	191
Tableau 31 : Renseignements d'identification de la ville fictive	208
Tableau 32 : Valeurs à l'entrée de la station d'épuration des cinq paramètres de pollution étudiés et du débit journalier.	209
Tableau 33 : Valeurs à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des cinq paramètres de pollution étudiés (cas 1).....	209
Tableau 34 : Valeurs à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des cinq paramètres de pollution étudiés (cas 2).....	210
Tableau 35 : Valeurs des paramètres de rejets de temps de pluie pour la station d'épuration et les déversement	210
Tableau 36 : Bilans des apports externes et internes en énergie pour les usages électriques et non électriques.	211
Tableau 37 : Valeurs des paramètres caractérisant la rivière pour le critère pollution des eaux de surface.....	212
Tableau 38 : Valeurs maximales admissibles pour respecter l'objectif de qualité et pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur pour les paramètres DBO, DCO, MES, NJK et PT.....	212
Tableau 39 : Effets d'une diminution de la consommation électrique, de l'équilibre des apports internes et externes ou de la compensation des apports en électricité externe par du biogaz externe sur la performance du recouvrement énergétique.	218
Tableau 40 : Classe de performances définies par les agences de l'eau en fonctions des valeurs de rendements sur les matières oxydables, l'azote et le phosphore.....	222
Tableau 41 : Comparaison des valeurs des paramètres DBO ₅ , DCO et matière oxydable en moyenne annuelle lorsque le rendement d'épuration est égal à 85% par rapport aux valeurs limites de rejet en moyenne journalière.	224

Liste des figures

Figure 1 : Relations entre la ville, l'environnement et l'assainissement (adapté de Diab, 2000).	22
Figure 2 : Exemple de relations au sein du système urbain (adapté de C.C.E., 1990).....	22
Figure 3 : Cycle de l'eau.....	28
Figure 4 : Modèle archétype de l'organisation d'un système complexe (Le Moigne, 1999).....	33
Figure 5 : Interactions d'une technologie avec l'environnement (d'après Balkema <i>et al.</i> , 2002).....	46
Figure 6 : « <i>La performance est votre réalité, oubliez tout le reste</i> » : titre de l'éditorial du volume 4 d'Urban Water (2002) rédigé par Dick Fenner (Fenner, 2002).	47
Figure 7 : Représentation des flux de matière et d'énergie au sein d'un système d'assainissement urbain.....	53
Figure 8 : « Boîte noire » du modèle de traduction de données en performance utilisant une couche de description et une couche de connaissance de la performance.....	55
Figure 9 : Exemple de chaîne d'impacts	59
Figure 10 : Représentation systémique des interactions entre le système d'assainissement et l'environnement urbain.	61
Figure 11 : Structure hiérarchique de l'évaluation de la méthode <i>QUESA</i>	66
Figure 12 : Division du critère principal ; « pollution des eaux de surface » suivant deux modes : (A) par facteur d'impacts. (B) par source. (M.O. : matière organique, N : azote, P : phosphate, STEP : station d'épuration, T.S. : temps sec, T.P. : temps de pluie, D.O. : déversoir d'orage).....	75
Figure 13 : Hiérarchie des indicateurs au sein d'une municipalité type (d'après Moreau, 2002 : exemple de Noisy le Grand, 60 000 habitants).	78
Figure 14 : Cadre de construction des indicateurs environnementaux (EEA, 1999)	84
Figure 15 : Méthode de construction des indicateurs pour évaluer les échanges entre un système et son environnement.....	87
Figure 16 : Exemples de fonctions de performance typiques. (A) part de recouvrement de la consommation en énergie non électrique ; (B) nombre d'activités engagées dans une démarche de type système de management environnemental permettant d'évaluer la performance sur le critère environnemental « Management environnemental ».	91
Figure 17 : Principe de modélisation de la performance à partir d'un indicateur individuel par fonction de performance.....	91
Figure 18 : Principe de modélisation de la performance à partir de plusieurs indicateurs, exemple du critère « pollution des eaux de surface ».	92
Figure 19 : Exemples de représentations graphiques multicritères de type radar suivant l'ordonnement des critères pour des mêmes valeurs de performance.....	98
Figure 20 : Représentation graphique sous forme de diagramme	99
Figure 21 : Représentation graphique sous forme d'histogramme.....	99

Figure 22 : Bilan de la démarche d'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbain.	100
Figure 23 : Schéma conceptuel du passage des données du système d'assainissement urbain au profil de performance.....	101
Figure 24 : Bilan des apports énergétiques pour satisfaire aux besoins en énergie finale (lumineuse, thermique et mécanique).	110
Figure 25 : Division du critère principal C1 « utilisation des ressources énergétiques » en trois sous-critères...	113
Figure 26 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.2.a}$, recouvrement de la consommation en énergie électrique.	119
Figure 27 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.2.b}$, recouvrement de la consommation en énergie non électrique.	120
Figure 28 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.3.a}$, part de la consommation énergétique d'origine renouvelable pour les besoins en électricité.	123
Figure 29 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.3.b}$, part de la consommation énergétique d'origine renouvelable pour les besoins en chaleur.	124
Figure 30 : Planche-type de présentation des résultats SEQ-EAU (Agences de l'eau, 2000).....	142
Figure 31 : Division du critère principal C2 « pollution des eaux de surface » en deux sous-critères.....	144
Figure 32 : Division du critère principal « pollution du milieu souterrain en deux sous-critères.	161
Figure 33 : Exemple d'exfiltrations dans un réseau de type unitaire.	163
Figure 34 : Division du critère C4 « inondations » en deux sous-critères	167
Figure 35 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{4.1.a}$	169
Figure 36 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{4.1.b}$	169
Figure 37 : Division du critère principal C5 « intégration urbaine » en deux sous-critères.	178
Figure 38 : Fonction de performance pour l'indicateur $I_{5.2}$ « temps de nuisance olfactive sur une année »	181
Figure 39 : Schéma d'implantation d'un système de management environnemental selon le modèle ISO 14 001	190
Figure 40 : Division du critère principal « management environnemental » en deux sous-critères.....	192
Figure 41 : Capture d'écran pour créer un nouveau projet	203
Figure 42 : Capture d'écran de la création d'un nouveau projet	203
Figure 43 : Capture d'écran de la fenêtre « Renseignements d'identification »	204
Figure 44 : Capture d'écran de l'espace de travail complet avec le menu des critères, la fenêtre de saisie des données du critère en cours, la fenêtre du profil d'évaluation du critère en cours et le profil environnemental du système.	205
Figure 45 : Capture d'écran d'un fichier texte stockant les valeurs des variables.	206
Figure 46 : Capture d'écran de la fenêtre du critère utilisation de l'énergie décrivant la situation initiale.....	216
Figure 47 : Captures d'écran de la fenêtre du sous-profil portant sur le critère « utilisation de l'énergie pour les trois alternatives étudiées.	218
Figure 48 : Capture d'écran de la feuille de saisi du critère « pollution des eaux de surface » accompagné du sous-profil pour le cas 1.	221

Figure 49 : Capture d'écran de la feuille de saisi du critère « pollution des eaux de surface » accompagné du sous-profil pour le cas 2.223

Figure 50 : Capture d'écran montrant des résultats de performances intermédiaires pour des débits de référence non réalistes ($QMNA_{1/5} = 5\text{m}^3/\text{s}$ et module = $60\text{ m}^3/\text{s}$).....224

Liste des annexes

ANNEXE 1	245
ANNEXE 2	246
ANNEXE 3	250
ANNEXE 4	251
ANNEXE 5	256
ANNEXE 6	257
ANNEXE 7	260
ANNEXE 8	261
ANNEXE 9	262

Liste des abréviations

A.G.H.T.M. : association générale des hygiénistes et techniciens municipaux
ADEME : agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
A.E.L.B. : agence de l'eau Loire Bretagne
A.E.R.M. : agence de l'eau Rhône Méditerranée
A.E.S.N. : agence de l'eau Seine Normandie
AFNOR : association française de normalisation
ARENE : agence régionale de l'environnement
ASTEE : association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
C.C.E : conseil des communautés européennes
CERTU : centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques
C.N.R.C : conseil national de recherches Canada
C.G.C.T. : code général des collectivités territoriales
D.C.E. : directive cadre sur l'eau
DIREN : direction régionale de l'environnement
D.O. : déversoir d'orage
E.D.F. : électricité de France
EEA : European Environment Agency
EMAS : European Management and Audit System (système européen d'évaluation et de management)
EN : European Norm (norme européenne)
ERU : eaux résiduaires urbaines
F.C.M. : fédération canadienne des municipalités
F.P.E.I.R. : forces motrices, pressions, état, impacts, réponses
IFEN : Institut français pour l'environnement
ISO : International Organisation for Standardisation (organisation internationale de normalisation)
kWh : Kilowatt heure
M.O. : matière organique
MEDD : ministère de l'écologie et du développement durable
N : azote
NF : norme française
O.C.D.E. : organisation pour le commerce et le développement économique
P : phosphore
PLU : plan local d'urbanisme
POS : plan d'occupation des sols
R.N.D.E. : réseau national des données sur l'eau
RUTP : rejets urbains par temps de pluie
S.C.E.E.S. : service central des enquêtes et études statistiques
S.M.E. : système de management environnemental
S.P.D.E. : syndicat professionnel des entreprises de service d'eau et d'assainissement
SAGE : schéma d'aménagement et de gestion des eaux
SATESE : service d'assistance technique aux exploitants de station d'épuration
SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SEQ-EAU : système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau

STEP : station d'épuration

TEP : tonne équivalent pétrole

US-EPA : United-States Environmental Protection Agency (agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis)

ZAC : zone d'activités concertées

Introduction

En assurant une gestion des flux d'eaux usées urbaines, les systèmes d'assainissement, en tant que systèmes techniques urbains, supportent des services liés directement ou indirectement à la viabilité des villes. A la fois support technique (réseau, stations d'épuration,...) et cadre décisionnel (élus, bureaux d'étude, gestionnaires,...), ces systèmes ont su et devront savoir s'adapter aux villes et à leurs enjeux. En perpétuelle évolution, les systèmes d'assainissement urbains sont des terrains d'application d'innovations technologiques (e.g. biotechnologies utilisées pour l'épuration des eaux usées ou la valorisation du biogaz). Ils font également l'objet de renouvellement de leurs modes de gestion.

Depuis la généralisation des réseaux en sous-sol au XIX^{ème} siècle, jusqu'à l'urbanisation des villes des années 60-70, les systèmes d'assainissement assuraient leurs fonctions suivant un modèle d'évacuation des eaux en dehors de la ville. L'urbanisation et la concentration de la population ont provoqué un accroissement de ces systèmes et ont également poussé dans ses limites le modèle en vigueur en terme de gestion de flux. Cette période ouvrira des champs de recherche pour un nouveau corpus disciplinaire : l'hydrologie urbaine.

Parmi les enseignements d'une trentaine d'années de recherche en hydrologie urbaine, deux aspects émergent :

- Premièrement, l'eau urbaine doit être abordée comme un élément de la gestion intégrée d'un bassin versant. Le système d'assainissement s'intègre donc comme un sous-système d'un élément de gestion plus large. La compréhension du système à l'échelle du bassin versant nécessite de connaître les sous-systèmes qui le composent (distribution d'eau, assainissement, hydrographie,...). Néanmoins, l'acquisition de cette connaissance ne peut se faire qu'en considérant l'aspect plus global.
- Deuxièmement, l'assainissement urbain doit faire face à des enjeux environnementaux nouveaux. Les notions de qualité de vie des citoyens et de développement durable diversifient l'échelle spatiale de l'environnement des systèmes d'assainissement. Cette échelle s'étend sur trois niveaux : un environnement urbain local, siège de nuisances olfactives ou d'inondation ; un niveau régional de l'environnement urbain local, lorsque la station d'épuration rejette ses effluents dans la rivière et un niveau mondial pour des questions d'utilisation d'énergie. Pour résoudre les problèmes liés à l'environnement, il est donc nécessaire de dépasser l'approche sectorielle.

De fait, ces deux aspects sont rarement abordés par les gestionnaires des systèmes d'assainissement des villes moyennes. Ceux-ci ne disposent ni de moyens humains ou

financiers, ni des connaissances environnementales pour engager la gestion de leurs systèmes vers une gestion plus durable. Or, cette demande se formalise d'une part dans la recherche en hydrologie urbaine et d'autre part dans des documents réglementaires ou contractuels (directive cadre sur l'eau, agenda 21 locaux,...). La demande d'une meilleure connaissance des interactions entre les systèmes d'assainissement et leur environnement dans son échelle spatiale large existe. C'est sur ce constat que se fonde la problématique de cette thèse : **comment traduire des données issues de mesures et d'observations d'un système en une connaissance utile au gestionnaire pour éclairer la prise de décision ?**

La première partie de ce mémoire consiste à montrer l'intelligibilité de l'objet étudié. Cette partie introductive soumettra à une interrogation systémique les aspects de la réalité de l'objet qui doivent être expliqués. Il s'agit concrètement d'étudier les systèmes d'assainissement urbains dans leur environnement pour en avoir une meilleure compréhension. Ce travail doit conduire premièrement à décomposer la problématique et deuxièmement à proposer un cahier des charges pour répondre à la série de questionnements qui découle du premier point.

Les principes d'une méthode d'évaluation de la qualité environnementale appelée *QUESA*, permettant de répondre à la problématique de la traduction des données en une connaissance, seront proposés dans la deuxième partie. Cette méthode propose d'exploiter la notion de performance pour procurer, au gestionnaire utilisateur, une connaissance environnementale du système qu'il gère. Cette partie exposera le contenu des sept critères environnementaux (éventuellement déclinés en sous-critères) qui permettent de décrire la qualité environnementale. L'évaluation de la performance sur chaque critère (et sous-critère) propose de faire le lien entre la description, à partir d'indicateur, et la connaissance. Ce lien compare les valeurs prises par les indicateurs à des objectifs. L'appréciation de la qualité environnementale est soumise à l'utilisateur sous la forme graphique d'un profil environnemental des performances, suivant les sept critères de description.

La troisième partie du document exposera une organisation originale des indicateurs d'évaluation. Chaque critère utilise un certain nombre d'indicateurs pour réaliser la description du système. Cette partie présentera également les modèles de performance qui assurent le processus de traduction.

Enfin, la quatrième partie présentera un prototype informatique de la méthode *QUESA*. Cet outil a ensuite été utilisé pour vérifier le postulat qu'une connaissance pouvait être apportée aux gestionnaires grâce à l'utilisation de la performance sur des aspects environnementaux. A

cet effet, une ville fictive a été décrite, afin d'extraire des données utiles pour alimenter la méthode *QUESA*.

Ce travail s'inscrit dans le cadre de la prochaine loi sur l'eau qui devrait proposer la mise en place d'observatoires de la qualité de service et de performance des systèmes.

Première partie :
Contexte et problématique

I Introduction

Jacques Bonnin (1973), en introduction d'un article sur les premiers ouvrages hydrauliques, indique qu'il est courant de s'attacher aux réussites artistiques des peuples, comme si le public était plus ouvert à l'esthétique qu'aux aspects techniques des sociétés. Pourtant, la technique est une composante de la culture susceptible d'interagir avec d'autres expressions culturelles, telles l'art et l'architecture. La Haute Qualité Environnementale (HQE) des bâtiments est un exemple récent de réalisations architecturales mettant en œuvre des solutions techniques pour concevoir des bâtiments qui maîtrisent les impacts sur l'environnement extérieur et offrent un environnement intérieur sain et confortable (Association HQE, 1997). L'histoire des techniques révèle des évolutions souvent marquantes dans les sociétés. Les techniques hydrauliques, qu'elles soient attribuées, pour leurs origines, aux étrusques ou aux romains, ont conduit à des réalisations prépondérantes dans la construction des villes.

Ouvrages d'adduction, citernes, puits, bains publics ou encore égouts : l'eau suit un cycle naturel dans lequel la ville a dû et a su s'intégrer avec plus ou moins de réussite, grâce à des constructions artificielles. L'artificialisation du cycle hydrologique a été nécessaire pour apporter l'eau, élément vital, aux habitants, et tout autant indispensable pour évacuer l'eau sale. L'image de la ville, dotée d'un métabolisme qui consomme des ressources (eau potable) et rejette des déchets (eaux usées et boues), est particulièrement intelligible lorsqu'il s'agit d'hydrologie urbaine. Mais la comparaison peut être poussée plus loin. A l'image des organismes biologiques vasculaires, pour lesquels la circulation des fluides est commandée, pilotée et régulée par des tissus spécialisés : le système hydraulique urbain, composé d'ouvrages physiques, est géré par des composants organisationnels. Cette dichotomie entre des composants artificiels et des composants organisationnels procure, à ce que Hugues (1998) appelle les systèmes socio-techniques, la capacité d'évoluer.

Il ne s'agit pas ici de revenir sur l'histoire des systèmes hydrauliques urbains. Néanmoins, il est important de noter que l'évolution de tels systèmes n'est pas le simple résultat de l'avancée des connaissances techniques ; elle procède de l'imbrication de motivations diverses et résulte, par conséquent, de processus complexes. D'après Hugues (1998), les systèmes complexes suivent des évolutions irrégulières, liées à la présence de « saillants

rentrants »¹. La découverte de ces saillants rentrants n'explique pas toujours le diachronisme qui peut exister avec leur renforcement. En effet, à la fin du XVIII^{ème} siècle, plus de deux mille ans après les premiers travaux d'évacuation des eaux usées, Paris compte moins de 30 kilomètres d'égouts pour déjà plus de 500 000 habitants (Gastinel, 1894). De même, les notions de métabolisme urbain et d'écosystème urbain, développées à partir des années 1960, sont en contradiction avec les analyses disjonctives menées sur le transport des eaux usées, les unités d'épuration et la qualité des milieux (Schütze *et al.*, 1999). Ces deux constats démontrent que l'évolution des techniques ne dépend pas uniquement d'un manque de connaissances techniques ou scientifiques, mais également de contextes plus larges : sociaux, économiques, culturels ou encore politiques.

Les villes existent entre autre par les services qu'elles supportent. L'assainissement, un de ces services, interagit de manière étroite et complexe avec la ville. L'introduction au contexte de la ville et à celui de l'assainissement conduira à présenter les interrelations qui peuvent exister entre ces deux objets d'étude. Cette première partie sera l'occasion de revenir sur l'évolution de ces liens. L'évolution contextuelle des pratiques de l'assainissement, mènera peut-être à une rupture avec les pratiques jusqu'ici employées. S'il est impossible de dire si le contexte actuel conduira à ce changement de paradigme, les recherches en cours convergent néanmoins vers une même intuition. Des méthodes et des outils sont nécessaires pour répondre à la question générale du développement durable des systèmes d'assainissement, notamment en ce qui concerne leurs aspects environnementaux. La problématique de la traduction des données en connaissance² est un enjeu majeur pour aider les gestionnaires à maîtriser les relations du système d'assainissement avec son environnement naturel. Cette partie sera alors l'occasion de proposer une représentation pour accéder à l'intelligibilité de cet objet complexe. Face aux enjeux liés à l'évaluation des relations entre les systèmes d'assainissement et les aspects environnementaux une seconde intuition porte sur l'utilité d'une **approche performantielle pour l'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement**. Enfin, un cahier des charges sera proposé pour tenter de répondre à la problématique de la traduction de données dispersées en une connaissance commune pour des acteurs multiples.

¹ Le concept de saillants rentrants (*reverse salients*) évoque la flexibilité des systèmes en évolution. Cette métaphore militaire illustre l'évolution irrégulière des différentes composantes des systèmes socio-techniques (qui comportent à la fois des composants artificiels et des composants organisationnels). Ils sont définis comme des points faibles qui limitent la poursuite de l'évolution d'un système.

² Le terme « la connaissance » fait référence à une réalité commune à l'ensemble des acteurs. Contrairement aux connaissances qui peuvent différer suivant les domaines et les acteurs.

II Contexte de la ville

Un des éléments qui caractérise l'Europe est le système dense et structuré de ses villes, centres riches d'histoire et de traditions, d'activités et de commerces, où habitent la grande majorité de la population. L'eau, essentielle à la vie, l'est tout autant aux villes, non seulement pour leurs habitants mais aussi pour leurs activités. Depuis les cités antiques jusqu'à la naissance il y a environ 30 ans de l'hydrologie urbaine, en passant par les premiers pas de l'urbanisme au XIX^{ème} siècle, l'alimentation en eau et son évacuation ont été établies au sein d'un cycle hydrologique naturel préexistant. En raison des activités dans les zones urbaines et de l'agencement spatial de ces zones (e.g. construction dans des zones inondables), les villes font l'objet de préoccupations environnementales. La question qui guide cette partie de la thèse est de comprendre quels ont été les contextes de l'évolution des activités humaines et notamment dans le domaine de l'assainissement urbain. Cette réflexion doit apporter les premiers éléments pour formuler les questions auxquelles l'assainissement doit et devra faire face dans les années à venir.

II.1 Les villes européennes

Le Moyen Âge a marqué le début de la rupture avec le modèle de la cité féodale, administrée par ses seigneurs³. Dans un contexte d'initiatives culturelles, industrielles, économiques et commerciales, les villes européennes sont devenues des centres spécialisés dans les activités secondaires et tertiaires (Benevolo, 1993). C'est grâce à cette spécialisation des centres médiévaux sur lesquels s'est « *tendu le tissu de l'habitat* », que s'est construite une autonomie administrative, encore limitée. Ce tissu, composé de rues sinueuses et étroites, s'est étendu avec l'expansion démographique.

L'histoire urbaine européenne confirme les liens indissociables qui peuvent exister entre les différentes expressions créatrices de l'homme. Du Moyen Âge aux temps modernes, le développement économique, culturel et social est fondé sur la ville. L'évolution des villes est le résultat d'épisodes successifs comme les grands travaux entrepris au XVIII^{ème} siècle, les transformations des villes au XIX^{ème} siècle, l'expansion des faubourgs, les autoroutes urbaines,...

³ A la fin du X^{ème} siècle commence la renaissance économique de l'Europe. La population augmente, la production agricole croît, l'industrie et le commerce reçoivent une nouvelle impulsion.

La ville, en concentrant la créativité, peut être perçue comme un laboratoire d'expérimentation. L'Etat a toujours été un élément moteur dans les expériences urbaines, par exemple, la modernisation de l'espace urbain après la seconde guerre mondiale, a été réalisée avec une politique d'aménagement national qui pilotait l'urbanisme local. Outre les grandes orientations, l'Etat fournit surtout des finances aux communes pour réaliser les équipements publics. L'intervention de l'Etat ne se limite donc pas au domaine législatif. Les subventions des gouvernements européens ont promu une logique urbaine fonctionnelle, notamment dans le domaine de l'assainissement.

II.2 La ville système

L'idée de la ville écosystème s'est développée à partir des années 1960, dans un contexte scientifique favorable. Cette notion suit en effet le développement de l'écologie scientifique et la théorie de l'écosystème inventée par Tansley⁴ (1935). Parallèlement, l'inquiétude portant sur les impacts environnementaux d'un nombre croissant d'activités humaines, se fait plus vive après la seconde guerre mondiale, en raison de la forte expansion de l'industrie chimique.

La pertinence de l'approche écosystémique se justifie par la représentation de la ville dans sa complexité : avec les relations qui existent entre tous les éléments de la ville. Surtout, cette perception ne considère pas la ville comme un système clos, mais au contraire, comme un système ouvert sur son environnement consommant des ressources et rejetant des produits et des déchets, tout en assurant un grand nombre de fonctions (Beck & Cumings, 1996). Wolman (1965), en réalisant le premier bilan de matière appliqué à la ville, démontre que, dans la ville entrent de la nourriture, de l'eau propre, des combustibles et, de la ville sortent des eaux usées, des déchets et des polluants atmosphériques (

Tableau 1). La puissance destructrice de la ville, par opposition à la capacité créatrice de la nature, sera mise en évidence dans une comparaison entre la ville et un lac de même dimension (Odum, 1971). Dans cette étude Odum, note que la conversion de l'énergie et de la nourriture (que la ville importe) en déchets et polluants (que la ville rejette) est telle que la ville perturbe tout système en aval de ses rejets. Il faut également préciser que la ville perturbe également les systèmes amonts. La consommation de ressources (eau, nourriture ou énergie) à un niveau supérieur à celui de leur renouvellement est source de perturbation. Girardet (1995),

⁴ Tansley en 1935 a écrit la relation suivante : Ecosystème = biotope + biocénose

plus récemment, a réalisé une étude sur le métabolisme du grand Londres. La comparaison entre ces deux études permet d'évoquer la prudence à adopter pour des études à de telles échelles et surtout lors de leur comparaison. La consommation d'eau dans l'étude de Wolman est de l'ordre de 625 litres par jour et par habitant, ce qui est un peu moins du double de celle calculée par Girardet pour le Grand Londres (environ 390 l/hab./jour)⁵. Cette différence tient non pas à une diminution de la consommation, mais à la mesure elle-même. En effet, pour ses calculs Wolman rapporte la consommation totale urbaine et rurale en eau (toutes activités confondues, irrigation, industrie,...) des Etats-Unis sur la population à la même époque. Cette méthode a pour effet de maximiser les consommations. Girardet relève la consommation de la ville directement au compteur des usagers urbains. Ce résultat est donc plus fiable.

Tableau 1 : Métabolisme d'une ville américaine fictive d'un million d'habitants (Wolman, 1965).

Entrée (tonnes/j)		Sortie (tonnes/j)	
Eau	625 000	Eaux usées	500 000
Nourriture	2 000	Déchets	2 000
Energie fossile	9 500	Polluants atmosphériques	950

Tableau 2 : Métabolisme du Grand Londres (7 000 000 d'habitants)

Entrée (tonnes/j)		Sortie (tonnes/j)	
Energie fossile (TEP)	20 000 000	Déchets industriels et de démolition	11 400 000
Oxygène	40 000 000	Déchets ménagers et commerciaux	3 900 000
Eau	1 002 000 000	Boues de station d'épuration	7 500 000
Bois	1 200 000	CO2	60 000 000
Papier	2 200 000	SO2	400 000
Plastiques	2 100 000	NOx	280 000
Verre	360 000		
Ciment	1 940 000		

Cette approche, qui réduit la ville à un appareil de dégradation systématique de l'environnement, doit être pondérée par l'approche anthropocentrique. La ville est également le support de nombreux services, notamment ceux de l'eau (potabilisation et assainissement).

⁵ La consommation en eau dans les villes des pays industrialisés varie de 150 à 500 litres/jour/hab.

Ces services offrent un cadre technique pour et par un contexte social et économique. La Figure 1 illustre les relations qui peuvent exister entre la ville, un système technique (l'assainissement) et l'environnement.

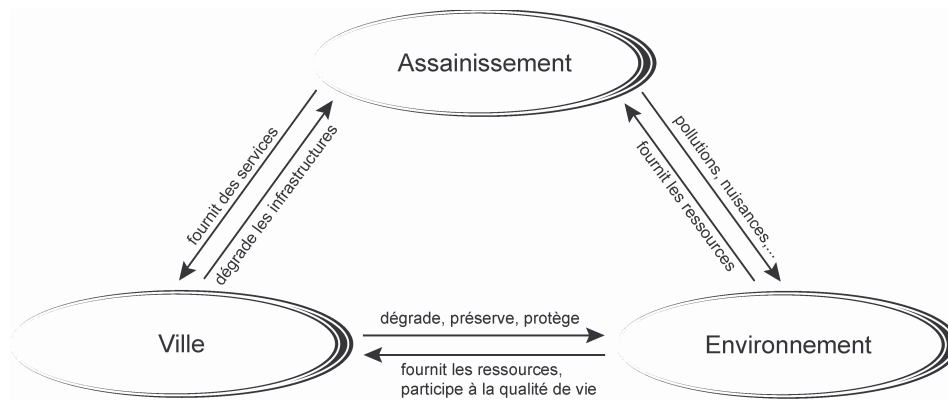


Figure 1 : Relations entre la ville, l'environnement et l'assainissement (adapté de Diab, 2000).

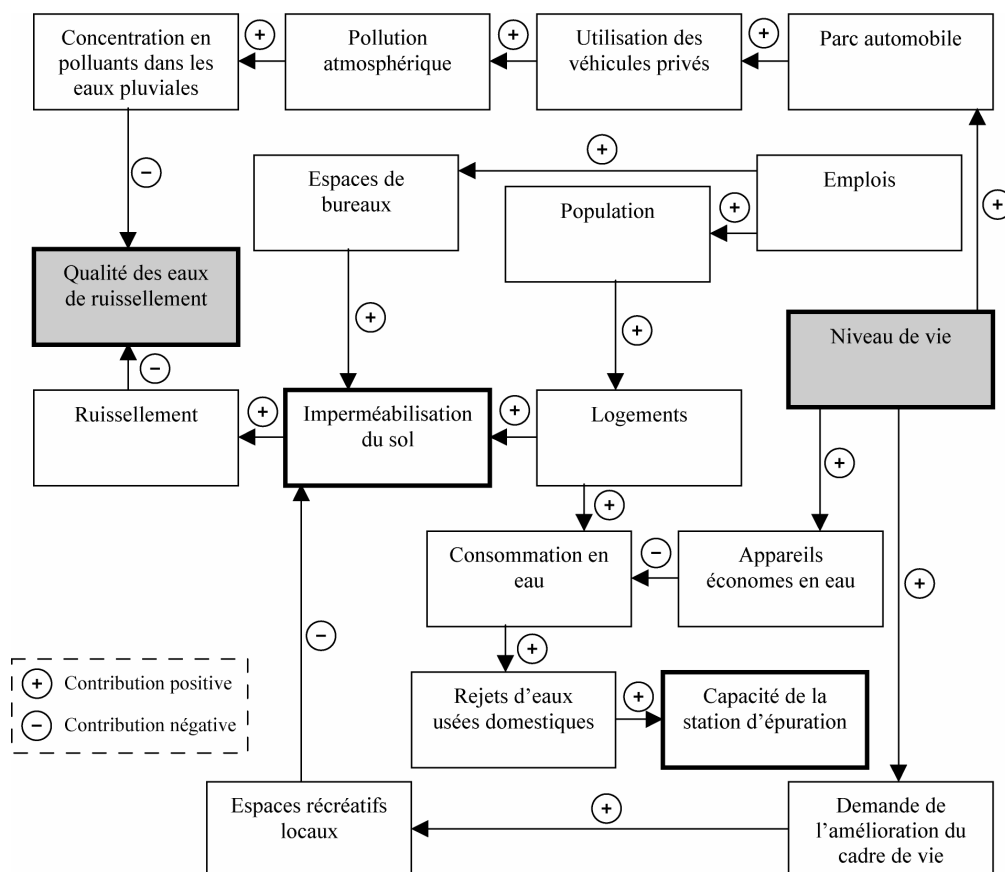


Figure 2 : Exemple de relations au sein du système urbain (adapté⁶ de C.C.E.⁷, 1990).

⁶ Cette figure est adaptée de C.C.E. (1990) pour le contexte de l'assainissement.

⁷ C.C.E. Conseil des communautés européennes

La ville apparaît en effet comme un système : elle est plus que la somme de ses parties, quel que soit le point de vue adopté ; elle peut être caractérisée par des flux d'énergie, de matière et d'informations, contribuant au maintien d'un certain équilibre, et témoignant de mécanismes de rétroaction, voire d'autorégulation. La Figure 2 illustre les interactions, au sein d'une ville, qui contribuent de manière positive ou négative à un processus. Cette figure représente une fraction, volontairement limitée, de l'ensemble des interactions qui régissent le fonctionnement d'une ville où deux processus distincts peuvent être reliés de manière différente, voir contradictoire (cf. encadré). Néanmoins, la ville est également plus qu'un écosystème. Les besoins en énergie et en nourriture provenant de l'extérieur ne sont pas rencontrés dans les écosystèmes naturels, d'où l'idée d'Odum de proposer un nouveau type d'écosystème : l'écosystème parasite. C'est pourtant l'idée d'une ville organiciste⁸ qui va prédominer, notamment par la contribution de Boyden *et al.* (1981) qui précise qu'une ville « *consomme de grandes quantités d'oxygène, d'eau et de matière organique [...], elle rejette du dioxyde de carbone et de la vapeur d'eau dans l'atmosphère et excrète dans son environnement des déchets organiques en suspension ou dissous dans de grands volumes d'eau* ». La ville diffère cependant des organismes naturels, car elle rejette des déchets qui ne sont pas produits naturellement par les organismes vivants.

La Figure 2 relie deux processus distincts et *a priori* indépendants. L'augmentation du niveau de vie des habitants d'une ville se traduira par un certain nombre de processus plus ou moins prévisibles par la modélisation de la consommation des ménages. Ces processus seront, par exemple, l'augmentation du parc automobile et de la demande de l'amélioration du cadre de vie. Deux processus peuvent être interreliés de manière positive ; une augmentation ou une diminution d'un des processus entraînera réciproquement une augmentation ou une diminution de l'autre. A l'inverse, deux processus peuvent être interreliés de manière négative ; une augmentation ou une diminution de l'un entraînera alors réciproquement une diminution ou une augmentation de l'autre. Ainsi une augmentation des espaces récréatifs (parcs et jardins) diminue l'imperméabilisation des surfaces urbaines. L'augmentation du ruissellement sur les surfaces imperméables est une des causes de la dégradation des eaux de surfaces. La diminution du ruissellement des eaux pluviales sur des surfaces imperméables a donc une action positive sur la qualité des eaux de surface. En suivant le processus de l'augmentation du parc automobile, le résultat est inverse puisque les processus représentés (utilisation des véhicules privés, pollution atmosphérique et concentration en polluants dans les eaux pluviales) sont interreliés de manière positive. Un même processus peut être relié à un autre de manière opposée. Cet exemple confirme que la manière dont sont reliés les processus entre eux participe à complexifier la représentation du système étudié.

Qu'on la qualifie d'écosystème ou d'organisme, ou que l'on utilise ces notions au titre de la métaphore, la ville en tant que système est dotée de caractéristiques particulières par rapport aux systèmes naturels, organismes ou écosystèmes :

⁸ La ville organiciste fait référence à une ville se comportant comme un organisme et non plus comme un écosystème.

- la démographie urbaine augmente essentiellement en raison des immigrations massives et beaucoup moins de l'accroissement naturel ;
- la production primaire, extrêmement réduite au sein de la ville, est remplacée par l'apport massif de matière, provenant parfois de très loin ;
- la consommation d'énergie continue d'augmenter à l'échelle du globe et est principalement basée sur des ressources non renouvelables (IEA, 2003) ;
- les cycles biogéochimiques sont incomplets et interfèrent très souvent avec des polluants, ce qui diminue les paramètres de qualité de l'environnement naturel ;
- les réseaux trophiques sont très simplifiés, avec des chaînes trophiques courtes et de grandes pertes énergétiques ;
- les déchets ne sont pas recyclés par les décomposeurs mais s'accumulent sur des surfaces limitées ou sont détruits par un apport supplémentaire d'énergie ;
- la ville et ses activités perturbent directement et indirectement les écosystèmes à l'échelle locale (périurbaine), régionale (pays) et globale (biosphère) ;
- l'autorégulation est généralement remplacée par un pilotage, réalisé par un centre organisationnel.

L'eau qui traverse le système urbain souffre à la fois de l'altération de sa qualité (pollution) et de son volume (exportation sur de grandes distances). Ces modifications qualitatives et quantitatives, entre l'entrée et la sortie, doivent être, autant que possible, diminuées. Cela peut se faire par une épuration correcte et complète des eaux usées et par un guidage adéquat des flux d'eau. Ces missions sont assurées par le système d'assainissement. Le troisième chapitre sera consacré à la description de ce système.

II.3 Les villes moyennes

La France compte 36 679 communes. C'est presque l'équivalent du nombre de communes dans le reste des pays de l'union européenne (15 membres)⁹. Sur l'ensemble des communes, 32 000 comptent moins de 2 000 habitants. Il s'agit donc d'un contexte urbain dispersé.

Les villes moyennes présentent un intérêt particulier. Leur nombre reste limité comparé au nombre total de communes en France. Elles regroupent, en revanche, une part non négligeable

⁹ L'Union Européenne, France exclue, compte 43 749 communes.

de la population. L'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE), dans une démarche descriptive statistique de populations fixe les limites des villes moyenne entre 10 000 et 200 000 habitants. L'INSEE parle également d'aire urbaine, c'est-à-dire des communes ou ensemble de communes ayant un fort potentiel d'emplois. Le Tableau 3 donne la répartition par taille des 361 aires urbaines représentant un peu moins d'un tiers des communes (10 684 sur un ensemble de 36 000) mais près des trois quarts de la population française métropolitaine (42 278 000 sur un ensemble de 58 615 000 habitants). Les villes de 20 000 à 200 000 habitants représentent, ainsi selon cette répartition, près d'un tiers de la population des aires urbaines.

Tableau 3 : Répartition de la population française suivant la taille des villes distinguées par classes de population (source SEGESA, 2000).

Taille des villes en population	Nombre	Population représentée
< 20 000 hab.	599	1 198 000
20 000 à 200 000 hab.	5 137	12 888 000
> 200 000 hab.	4 948	28 707 000
Ensemble	10 684	42 793 000

La définition d'une ville moyenne dépend également des objectifs à atteindre.

La Fédération des Maires de Villes Moyennes contribue à échanger les expériences des villes adhérentes. Cette association qui regroupe 145 adhérents (villes ou structures intercommunales) indique qu'une ville moyenne réunit deux critères :

- elle a une population comprise entre 20 000 et 100 000 habitants, ou elle est siège de préfecture avec une population inférieure à 20 000 habitants,
- elle a une fonction de centralité.

Les villes moyennes regroupent ainsi l'ensemble des villes comprises entre les petites villes qui ne disposent pas de moyens suffisants pour satisfaire certains services et les grandes villes qui disposent déjà de services techniques. Les villes moyennes représentent donc un petit nombre d'entités mais une grande partie de la population. Ce nombre augmente en raison des regroupements de petites villes en structures intercommunales, notamment en matière d'assainissement.

En matière de réseaux d'assainissement, Bourrier (1997) indique que les villes moyennes concernent environ 5 000 nœuds, 5 000 tronçons, 200 branches,...Elles se caractérisent par

une population souvent inférieure à 100 000 habitants. Il n'existe pas, néanmoins, de critères objectifs.

Enfin, en terme de gestion de l'information, une ville moyenne possède des moyens financiers limités, une structure peu informatisée ou en voie d'informatisation, un manque de qualification du personnel (informatique), une insuffisance d'ingénieurs d'études obligeant à sous-traiter leurs travaux et, enfin, une dispersion de l'information, sans capitalisation.

Les attentes des villes moyennes portent principalement sur les méthodes de gestion des systèmes urbains dont elles ont la responsabilité. Elles disposent rarement des moyens financiers et/ou des moyens humains pour adapter leurs méthodes de gestion à de nouvelles pratiques. Quelques collectivités locales moyennes sont listées en annexe 9.

Le chapitre suivant fera un diagnostic des systèmes d'assainissement en France et fera ressortir quels sont les questions et les besoins pour ces systèmes.

III Contexte et enjeux de l'assainissement urbain

Le retour de l'intervention de l'état, législateur et investisseur, dans la planification urbaine à partir du milieu du XIX^{ème} siècle en conjonction avec le contexte de la révolution industrielle qui marquera l'avènement de matériaux nouveaux (ciment) ou le perfectionnement et la baisse du coût de production d'anciens (fonte et fer) (Barles, 1999), a permis le développement des réseaux enterrés dans la ville. En 150 ans ces réseaux se mettent en place dans les villes suivant des principes techniques différents. L'eau potable circule dans des conduites sous pression, alors que les eaux usées s'écoulent généralement de manière gravitaire dans les égouts. Certains réseaux sont néanmoins préexistants à cette période : l'origine du réseau viaire se perd dans l'histoire et certaines réalisations hydrauliques remontent à l'époque romaine (ou étrusque). Néanmoins, l'assainissement, si dans son acceptation technique fait clairement référence au réseaux d'assainissement et aux stations d'épuration, fait désormais appel à un ensemble de stratégies visant à répondre aux problèmes posés par la circulation de l'eau dans les villes, en dehors de celle de l'eau potable.

III.1 Cycle de l'eau en ville

L'eau est une ressource abondante mais peu accessible. Les estimations des ressources mondiales en eau ont permis d'évaluer le volume total sur la planète à 1,4 milliard de kilomètres cubes (Diop & Rekacewicz, 2003). Pourtant, seuls 200 000 kilomètres cubes sont utilisables par la biosphère ou accessibles à l'homme. Le reste est constitué d'eau salée¹⁰ et saumâtre¹¹, d'eau sous forme de glace et d'eau souterraine inexploitable. L'eau circule dans la biosphère en un mouvement complexe et perpétuel entre les terres émergées, l'océan et l'atmosphère. Les auteurs indiquent également que l'homme prélève environ 4 500 km³ d'eau douce par an mais n'en consomme que la moitié. Cette déperdition est due à l'évaporation mais surtout aux plus ou moins bonnes méthodes de gestion.

Les réseaux d'eau dans les villes, qu'il s'agisse d'eau potable ou d'eaux usées, ont été superposés à un cycle hydrologique naturel préexistant. Ces réseaux souterrains et les techniques en surface dites alternatives tendent à modifier ce cycle. Le prélèvement d'eau continentale (fleuves, rivières et lacs) est estimé en France à presque 6 milliards de mètres

¹⁰ Eau dans laquelle la concentration en sels est relativement élevée (plus de 10 000 mg / l) (Unesco, 1992)

¹¹ Eau dont la teneur en sels est sensiblement inférieure à celle de l'eau de mer. La concentration totale de sels dissous y est généralement comprise entre 1000 et 10 000 mg/l (Unesco, 1992).

cubes par an pour la distribution en eau potable (IFEN, 2002). L'essentiel de cette eau est restitué pollué par les activités domestiques dans des réseaux d'évacuation ; seuls 5 à 10 litres sont utilisés par habitant et par jour pour la boisson et la préparation des aliments. Le besoin d'évacuer l'eau en dehors des villes s'est fait ressentir en même temps que son adduction.

Les eaux pluviales étaient, jusqu'à une période récente, considérées comme non polluées. Leur gestion se réduisait à une évacuation en dehors de la ville pour protéger cette dernière du risque d'inondation. Avec l'urbanisation et l'imperméabilisation des sols urbains, les problèmes d'évacuation des eaux pluviales se sont accrus de manière importante (Tabuchi, 2002). En résumé, la forte densité de population et d'activités, caractéristique des villes, nécessite l'importation de l'eau. Parallèlement, l'eau rejetée, même fortement épurée, peut abaisser la qualité des rivières à l'aval et celle des nappes d'eau souterraines.

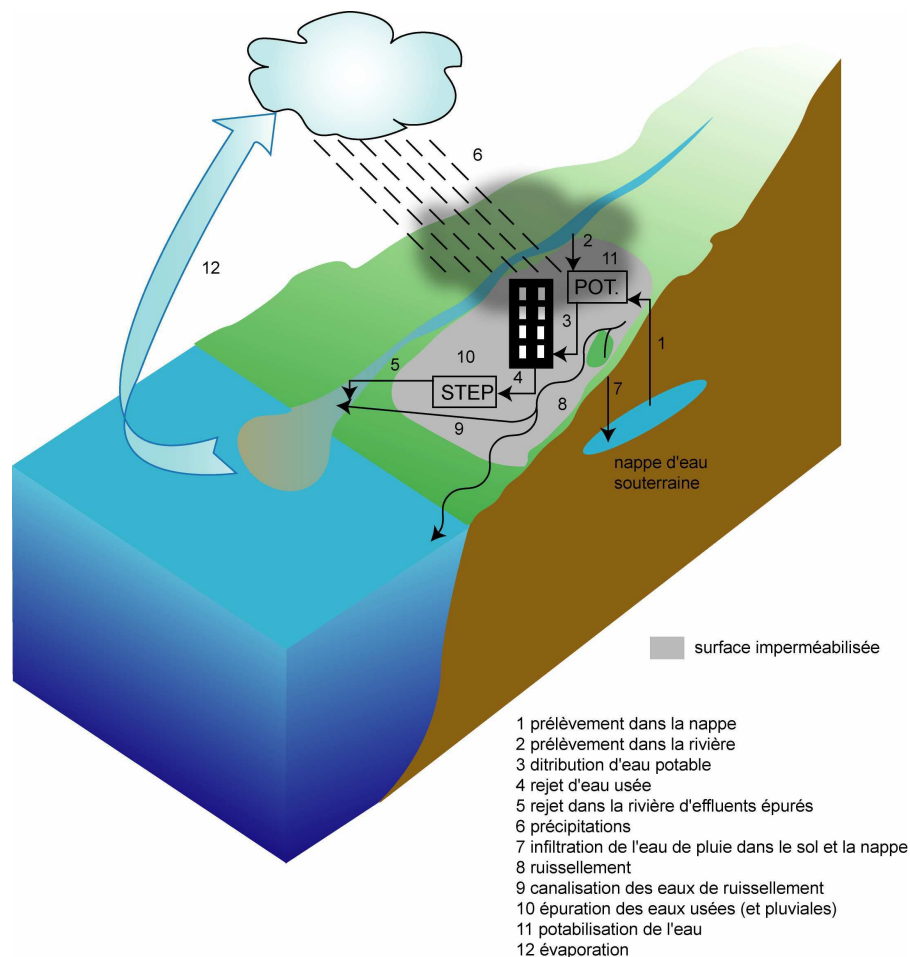


Figure 3 : Cycle de l'eau

L'étude du cycle de l'eau en milieu urbain (Figure 3) est une thématique qui a conduit à la mobilisation de connaissances nouvelles en biologie, géologie, hydrologie, climatologie, ...

i.e. toutes les disciplines s'adressant aux processus naturels. L'eau dans la ville voit également l'émergence d'un intérêt pour les sciences économiques et les sciences sociales. Ce fait est imputable à au moins deux facteurs. Premièrement, le double constat que l'homme est un hyperconsommateur d'eau par rapport aux besoins réels et que les activités humaines sont une source de dégradation de la ressource en eau, a conduit à l'étude de l'utilisation de l'eau par les habitants : quels usages et quel devenir de l'eau ? Deuxièmement, la notion de développement durable déclinée pour l'eau dans la ville fait référence aux notions de service et de recouvrement des coûts (C.F.D.D., 1998).

III.2 Le système sociotechnique de l'assainissement urbain

Les villes modernes avec leurs systèmes techniques sont nées de la densification de la population, de l'extension horizontale et verticale des constructions, de l'organisation des moyens de communication et de la création de règlements et codes permettant de contrôler les grandes fonctions urbaines (santé, énergie, transport, eau potable, assainissement,...). Les constituants de la ville, multiples et enchevêtrés, interagissent entre eux de manière complexe. Le système « ville » peut être décomposé en plusieurs sous-systèmes primaires (transport, télécommunication, santé, énergie, assainissement,...) à l'image des organes vitaux d'un organisme vivant (cerveau, cœur, foie, rein, pancréas,...). Le système d'assainissement, système parmi les systèmes urbains, peut encore être décomposé en d'autres sous-systèmes (système de collecte, système de traitement, système de transport, ...). On comprend alors qu'il existe une hiérarchie avec des niveaux de systèmes et des approches différentes qui dépend en grande partie de ce que le modélisateur souhaite rendre intelligible. Ce chapitre montrera l'intérêt de **travailler à l'échelle du système (et non à celle du réseau ou celle de la station) pour la problématique de l'évaluation de leur qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains**. Cette justification sera utile pour définir les frontières du système sociotechnique de l'assainissement urbain, en décrivant le fonctionnement des constituants élémentaires (artificiels et organisationnels) et les relations qui peuvent exister entre ces constituants. Au préalable, la notion de complexité devra être précisée.

III.2.1 Dialectique de la complexité

« **Complexe** adj. (lat. *complexus*, qui contient). 1. Qui se compose d'éléments différents, combinés d'une manière qui n'est pas immédiatement saisissable... »

Le petit Larousse, 2003.

La définition de l'adjectif complexe donné dans le petit Larousse (2003) distingue les deux propriétés qui accompagnent la notion de complexité : la variété des éléments et les liens entre eux. Par système complexe, on entend alors un système fait d'un grand nombre d'éléments qui interagissent de façon non linéaire (Simon, 1991) et dans lequel les relations de cause à effet ne sont pas toujours établies scientifiquement et nécessitent une part d'intuitif (e.g. évolution des besoins, des contextes ou des réglementations, occurrence d'un phénomène perturbateur, ...).

Un grand nombre de constituants, n'est pas une condition suffisante pour qu'un système, aussi grand soit-il, devienne un système complexe. Si les fonctions de chaque constituant sont connues et déterministes, il sera aisé, particulièrement avec les outils de calcul informatique de modéliser le phénomène dans son ensemble. Par décompositions ou divisions on accède alors aux évidences objectives, lesquelles sont indépendantes de l'observateur.

III.2.1.1 Processeurs et interrelations

La représentation d'un phénomène perçu comme complexe par un système repose sur la notion d'action, représentée par une boîte noire. La modélisation systémique répond à la question : Qu'est ce que ça fait ? La caractérisation d'une action ou d'une fonction peut se faire par la notion de processus (Le Moigne, 1994). Un processus implique la conjonction, *a priori*, du déplacement d'un bien dans un référentiel à trois dimensions **espace-temps-forme (E-T-F)**. On distingue trois fonctions archétypes qui satisfont chacune des trois dimensions : fonction de transfert spatial, fonction de transfert temporel et fonction de transformation morphologique. Il convient de désigner par un processeur, le symbole de la boîte noire par lequel on représente le processus. Le processeur prélève ou reçoit des « intrants » et après traitement, émet ou restitue des « extrants ». La typologie des fonctions archétypes peut être étendue aux processeurs. On peut donc établir trois processeurs spécialisés :

- dans les fonctions de transfert spatial (Tr-E) ;
- dans les fonctions de transfert temporel (Tr-T) ;

- dans les fonctions de transformation morphologique (Tr-F).

Le Tableau 4 illustre la notion de processeurs spécialisés à l'aide de constituants du système d'assainissement.

C'est par l'agencement des différents éléments que l'on parvient à la complexité. De Rosnay (1975) indique que les interactions entre les éléments d'un système complexe sont non linéaires. Le Moigne (1994) préfère parler d'interrelations plutôt que d'interactions. Pour lui les interrelations qui existent entre deux éléments sont neutres, dans le sens où elles n'engendrent aucune transformation spatiale, temporelle ou d'état.

Tableau 4 : Exemple de processeurs intervenant dans la composition d'un système complexe comme le système d'assainissement (inspiré de Le Moigne, 1994).

	Biens processés	
	Tangibles : effluents, énergie	Symboliques : informations
T. Processeur	Bassin d'orage	Mémorisation (ex : recueil de plaintes d'usagers)
E. Processeur	Conduite, Station de relevage	Télé transmission (ex : ouverture/fermeture de vannes)
F. Processeur	Chambre à sable	Computation informatique (ex : réalisation de bilan annuel)
(TEF) Processeur	Système technique de l'assainissement	Système informatique/administratif

L'exemple donné dans le Tableau 4 permet de préciser deux points. Premièrement, dans les systèmes complexes de manière générale et dans les systèmes d'assainissement en particulier, il existe deux types de biens processés. Ces biens peuvent être tangibles (effluents, énergie) ou symboliques (informations). Deuxièmement, les processeurs spécialisés exercent de manière privilégiée une des fonctions archétypes de transformation, mais peuvent accessoirement accomplir une ou les deux autres fonctions. Par exemple, les bassins d'orage ont pour fonction principale, en stockant les eaux de pluies, d'écarter le flux des effluents de temps de pluie. Cette fonction décrit effectivement un processeur de type T. Néanmoins, le ralentissement de la vitesse des effluents entraînera une sédimentation des matières en suspension. Cette deuxième fonction décrit un processeur de type F. On comprendra alors que pour certaines infrastructures, il est impossible de les représenter par un processeur spécialisé et que la relativité (ou la non relativité) entre les processus dépend en grande partie du modélisateur.

III.2.1.2 Un système ouvert

Un système ouvert est un système dont l'existence et la structure dépendent d'une alimentation externe, non seulement matérielle/énergétique, mais aussi organisationnelle/informationnelle. La rupture de ce flux d'alimentation conduit le système ouvert à se dégrader. Un système ne peut donc pas être complètement fermé. Malgré des échanges permanents, une certaine stabilité est néanmoins apparente. François (1998) précise qu'un système ne saurait être à l'inverse entièrement ouvert, c'est à dire sans frontière marquant des limites dans un certain environnement. Le système se confondrait alors indistinctement avec l'environnement et ne pourrait être identifié. Cette situation est paradoxale (Morin, 1996) : le système doit se fermer, pour d'une part maintenir ses structures et son milieu intérieur, et d'autre part être identifiable ; mais cette fermeture n'est envisageable qu'avec des échanges avec son environnement. Tout système est *sélectivement* ouvert ou fermé selon la nature des intrants et des extrants - énergétiques, matériels ou informatifs - dont il dépend pour son existence.

Deux conséquences sont à retenir de l'idée de système ouvert. Premièrement les lois d'organisation des systèmes ouverts sont des lois de déséquilibre et non pas d'équilibre. Un dynamisme stabilisé assure la compensation. Deuxièmement, l'intelligibilité du système doit être trouvée non seulement dans le système lui-même, mais aussi dans sa relation avec l'environnement. En effet cette relation est constitutive du système.

III.2.2 Le système d'assainissement urbain : un système complexe

L'assainissement des villes participe au cycle de l'eau dans la ville. La représentation analytique de ce phénomène ne rend pas compte de sa complexité. L'assainissement est un enchevêtrement d'actions et de décisions dans un contexte urbain. La complexité intrinsèque de systèmes tels que l'assainissement ne peut être représentée qu'à l'aide de l'outil systémique. Cet outil décrit à la fois les objets et les actions associés au système ainsi que les déterminants (contraintes ou règles) de son fonctionnement.

Le concept de système est à la base d'une modélisation qui se propose de construire l'intelligibilité d'un phénomène perçu comme complexe, en vue d'une intervention sur ce phénomène. Le modèle classique proposé par Le Moigne (1994, 1999) permet de représenter l'intérieur de la « boîte noire » du système d'assainissement (Figure 4). Ce modèle distingue trois sous-systèmes : opérant, informant et pilotant. Ces trois composantes seront explicitées dans la section suivante.

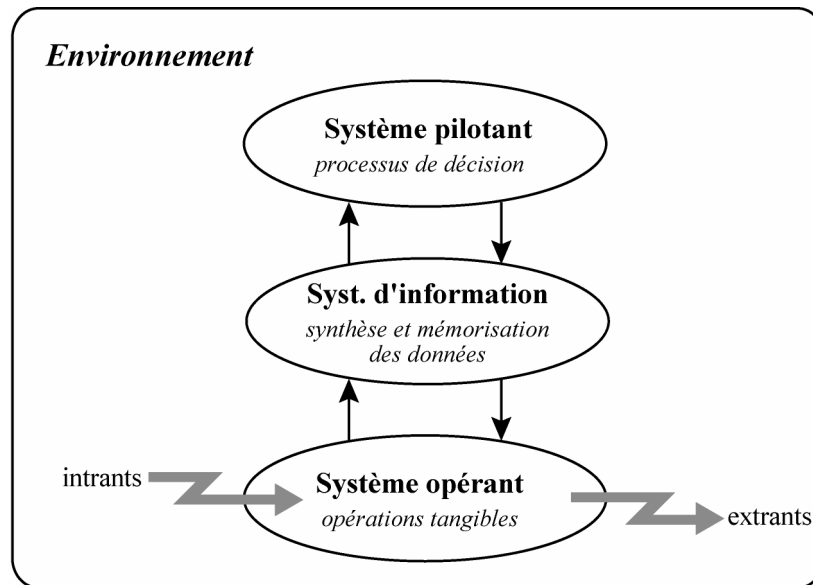


Figure 4 : Modèle archétype de l'organisation d'un système complexe (Le Moigne, 1999).

III.2.2.1 Les composants du système d'assainissement urbain

Le système d'assainissement représente l'ensemble des composants artificiels (physiques) et des composants organisationnels qui ont pour rôle la gestion des eaux usées et des eaux de pluies en ville. En général, le réseau de collecte, l'unité de traitement et les eaux réceptrices étaient considérés de manière séparée dans la gestion de l'assainissement. Or cette vision ne permet pas de prendre en compte les interactions entre ces sous-systèmes (Schütze *et al.*, 1999). De cette manière de voir, il résulte des modélisations analytiques indépendantes de ces sous-systèmes. Ces modélisations traitent du contrôle d'ensemble d'éléments disjoints de l'environnement dans lequel ils se trouvent. La modélisation analytique, en fermant le système, néglige toute évolution et consent à une réduction simplificatrice des objets et des actions.

Il apparaît pourtant que l'assainissement ne résulte pas uniquement de l'arrangement linéaire des infrastructures, mais d'une articulation d'une part des infrastructures et d'autre part de composants organisationnels.

- Le **système opérant** symbolise le domaine des opérations tangibles. Il est composé par l'ensemble des ouvrages qui assure les finalités du système d'assainissement (réseau, station d'épuration, infrastructures de stockage, ...). Les personnes qui construisent, exploitent et entretiennent les ouvrages font partie intégrante du système opérant.
- Le **système pilotant** (système de décision) imagine, conçoit et coordonne les décisions. L'ensemble des personnes prenant part à l'élaboration du projet forme ce niveau (maître

d'œuvre, maître d'ouvrage, gestionnaire,...). Le système décisionnel est missionné par la sphère sociale dont il est censé représenter les intérêts en ce qui concerne l'assainissement. Il pilote le système opérant.

- Le **système d'information** est à l'interface du système de décision et du système opérant. Il renseigne les décideurs sur l'état des produits qui constituent le système opérant. C'est l'ensemble des outils de recueil, de traitement et de transmission de l'information relative au système opérant.

Dans le modèle de Le Moigne (1999), un système de décision, qui correspond aux composants organisationnels de Hugues (1998) cité précédemment, traite exclusivement des informations.

Un premier flux est constitué d'informations « montantes », qui permettent au système de décision de représenter un environnement et de se représenter dans cet environnement. Le traitement de ce type d'information va permettre au système de rendre intelligible un « réel perçu ».

Un second flux est constitué d'informations « descendantes » qui ont la forme d'instructions et de consignes d'action à destination des sous-systèmes opérant ou informant. Elles visent à concevoir, contrôler et maintenir le système en fonction d'un « réel voulu ».

III.2.2.2 L'environnement du système d'assainissement urbain

Le système d'assainissement urbain est décrit comme l'ensemble des processus utilisés pour recycler et restituer l'eau prélevée à son milieu naturel. Ce système a évolué à la manière des systèmes sociotechniques de Hugues (1998). Leur étude montre que les évolutions sont le fruit d'une amélioration des connaissances et des techniques dans le domaine qui constitue le « saillant rentrant » de l'époque. Néanmoins, ces points faibles et leur résolution sont fortement dépendants de l'environnement et surtout du caractère multidimensionnel du système.

L'environnement du système d'assainissement est constitué par les éléments qui vont d'une part réagir aux sollicitations du système et d'autre part solliciter ce dernier. De manière à assurer ses fonctions, le système utilise les ressources de l'environnement et en retour agit sur ce même environnement. Le système interagit avec son environnement suivant les trois processus expliqués précédemment.

III.2.2.2.1 Contexte réglementaire

A partir de 1992, le dispositif réglementaire pour la protection de la ressource en eau s'est enrichi, notamment avec la loi du 3 janvier 1992 (RF 92-3), dite loi sur l'eau. Avant cette date, les eaux pluviales n'étaient prises en compte que dans de rares textes ; la circulaire du 23 janvier 1970 (RF, 1970) fait référence aux dispositions réglementaires traitant des eaux pluviales au niveau communal. La directive européenne du 21 mai 1991 sur les eaux résiduaires urbaines (ERU) (CEE 91/271) prône le développement d'une approche globale de l'assainissement. Pour engager l'assainissement français dans une politique de gestion globale des ressources en eau, la loi sur l'eau (RF 92-3), traduction en droit national de la directive ERU, a modifié les obligations et les compétences des collectivités locales. Les obligations portent sur l'organisation de la collecte, du traitement et du rejet des eaux usées et des eaux de ruissellement (RF 94-469 ; RF, 1994a). L'ensemble des collectivités doit être équipé d'un système d'assainissement adapté avant le 31 décembre 2005. Appuyée par l'arrêté relatif à la surveillance des ouvrages d'assainissement du 22 décembre 1994 (RF, 1994b), la législation sur l'eau porte également sur le contrôle des installations d'assainissement collectif et non collectif.

La prochaine loi sur l'eau de droit français est en cours d'élaboration. La directive cadre sur l'eau (D.C.E.) (C.E. 2000/60) imposera, via la transposition en droit national dans chaque état membre, une démarche et une méthode en vue d'atteindre le bon état ou le bon potentiel écologique des masses d'eau en 2015. En raison des pressions exercées par les collectivités, celles-ci seront mises à contribution pour atteindre les objectifs fixés par la D.C.E. Les principaux enjeux concernent :

- les rejets de station d'épuration ;
- la maîtrise des rejets de temps de pluie, notamment les rejets des déversoirs d'orages et ceux d'eaux de pluie ;
- les pollutions diffuses dues aux installations (assainissement non collectif, défauts de branchement, fuite des réseaux et sous-produit de l'assainissement) ;
- les substances prioritaires et leur flux (rejets industriels raccordés au réseau collectif).

L'accroissement démographique, l'amélioration de la collecte et l'augmentation des surfaces urbaines sont susceptibles d'augmenter les flux entrant dans le système d'assainissement. Néanmoins, les flux rejetés dans les fleuves et rivières devront être réduits en quantité et améliorés en qualité. Les perspectives d'évolution des pressions amont aux systèmes

d'assainissement doivent donc être prises en compte. Les options d'assainissement réduisant les apports aux eaux de surface devront également être privilégiées.

III.2.2.2.2 Contexte technique

En ce qui concerne le patrimoine des infrastructures d'assainissement, un inventaire¹² publié par l'office international de l'eau (Berland & Juerly, 2002) conclut sur le manque de recensement local des infrastructures. Le recensement le plus récent des canalisations d'eaux usées donne un linéaire de 250 000 Km qui dessert environ 80 % de la population totale française (90 % de la population relevant de l'assainissement collectif) en 1999. Le Tableau 5 donne la répartition du linéaire suivant le type de réseau. Ces chiffres ne concernent pas l'assainissement pluvial qui ne faisait pas partie du champ d'étude. Les renseignements sur l'âge des réseaux sont rares. Satin & Selmi (1999) dressent un portrait de l'ancienneté des ouvrages dans lequel plus de la moitié (57%) des réseaux et ouvrages associés aurait plus de 30 ans. Néanmoins, ces chiffres ne représentent qu'un ordre d'idée. Premièrement, parce qu'ils reprennent ceux de l'édition du même ouvrage datant de 1995 et, deuxièmement, il n'est pas précisé s'il s'agit d'un rapport de linéaire ou de réseau en tant qu'objet urbain, et ni s'il s'agit des réseaux véhiculant les eaux usées (unitaire et séparatif) ou de l'ensemble des réseaux. L'estimation du linéaire d'eau pluviale est confrontée d'une part au manque de données et d'autre part aux techniques dites alternatives aux réseaux, lesquelles tendent à réduire le linéaire par abandon des solutions classiques souterraines. Le recensement de ces techniques est d'ailleurs encore plus délicat. Outre les solutions mises en place par les collectivités locales, les solutions d'infiltration à la parcelle et la réutilisation des eaux pluviales (ex : arrosage) émergent.

¹² Rapport reprenant les données collectées lors d'un inventaire mené conjointement en 1998 par l'IFEN, la SCEES et les Agences de l'eau sur les services publics d'eau et d'assainissement.

Tableau 5 : Répartition du linéaire des canalisations d'eaux usées selon le type de réseau (d'après Berland & Juerly, 2002).

Type de réseau	Linéaire en km (%)
<i>Unitaire</i>	45 486 (18)
<i>Conduite d'eaux usées en réseau séparatif</i>	83 535 (34)
<i>Conduite unitaire au sein d'un réseau mixte</i>	62 784 (26)
<i>Conduite d'eaux usées au sein d'un réseau mixte</i>	54 722 (22)

Les techniques alternatives, aussi appelées compensatoires en réponse à l'accroissement de l'imperméabilisation et à l'extension de l'urbanisation, constituent un renouveau technique plus économique que les systèmes classiques (Bourrier, 1997, Tabuchi, 2002). Les gains sont doubles puisque l'adoption de ces solutions réduit à la fois les volumes et les charges polluantes rejetés dans le milieu aquatique (Tableau 6). Ces techniques mettent en œuvre soit des aménagements sur les bassins d'apports (concernent les surfaces non urbanisées) soit une rétention à la source (techniques de conservation et d'infiltration) ou encore une combinaison des deux dispositions.

Tableau 6 : Comparaison des coûts de deux solutions d'assainissement pluvial pour une zone d'activités concertés (ZAC) en région Ile-de-France (Tabuchi, 2002)

	Classique	Compensatoire
Terrassements généraux	42 700 €	46 050 €
Voirie	1 286 100 €	1 203 600 €
Assainissement	813 000 €	585 850 €
Bassin de retenue	457 350 €	(-)
Total	2 599 150 €	1 835 500 €

Le parc de stations d'épuration représente environ 15 000 unités dont 60 % sont des stations de moins de 1 000 équivalents habitants. Néanmoins les plus grosses unités traitent la majeure partie des effluents. Les niveaux de traitement varient suivant le nombre d'équivalents habitants traités et la sensibilité du milieu récepteur.

La plupart des systèmes d'assainissement fonctionnent avec peu ou pas de contrôle. Néanmoins, la littérature fait état de quelques systèmes (Erbe *et al.*, 2002) ou partie de système (Weyand, 2002) hautement sophistiqués ; pilotés en temps réel. La gestion en temps réel fait appel à l'évaluation de variables d'un processus, utilisées pour agir sur des

« actionneurs » pendant le processus. Schütze *et al.* (2002) évoquent trois raisons de poursuivre la gestion en temps réel des systèmes d'assainissement :

- les progrès réalisés en métrologie,
- la prise en compte d'objectifs de qualité associés à l'eau et l'approche globale pour améliorer la qualité des rejets,
- l'amélioration des outils de contrôle.

De plus, les auteurs précisent qu'un certain nombre d'études à grandes échelles remplissent leurs objectifs.

A contrario, le constat réalisé au début des années 1980 sur la situation dramatique de l'état des infrastructures en Amérique du Nord (Choate & Walter, 1986) est également patent en France et en Europe (Houlihan, 1994). Les subventions massives qui ont servi à mettre en place des services publics à la fin de la seconde guerre mondiale, ne sont plus présentes pour assurer le renouvellement des infrastructures qui ont maintenant pour un grand nombre dépassé leur espérance de vie qui était de l'ordre de 50 ans (Barraqué, 2003).

III.2.2.2.3 Contexte décisionnel

Les acteurs d'aujourd'hui se distinguent par leur niveau institutionnel (national, régional, départemental, local) et leur rôle dans la gestion de l'assainissement (travaux, études, financements, subventions, ...) (Rucassier-Chadirat & Deutsch, 2000). Le Tableau 7 présente quelques acteurs impliqués dans les projets d'assainissement en France.

Tableau 7 : Typologie de quelques acteurs de l'assainissement, en France, en fonction du niveau institutionnel.

Acteurs	Niveau institutionnel	Rôles
Agences de l'eau	Bassin hydrographique	conseils, études, subventions
Ministère de l'équipement, Ministère de l'environnement, Ministère de la santé	Etat	réglementation
DIREN ^f	Régional	banques de données sur l'eau, élaboration des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE)
SATESE ^g	Départemental	aide technique et conseils financiers et juridiques aux communes.
Commune, syndicat intercommunal	Local	zonage, maîtrise d'ouvrage
Citoyen	Local	Consultation

^(f) : direction régionale de l'environnement, ^(g) : service d'assistance technique aux exploitants de station d'épuration

Depuis la loi du 2 mars 1982 sur la décentralisation (RF, 82-213), les communes sont seules responsables de l'assainissement sur leur territoire. D'autre part, les agglomérations exercent très souvent une pression majeure sur les milieux aquatiques. Il est alors reconnu que les pouvoirs publics locaux sont les acteurs essentiels pour assurer la gestion de l'assainissement (Valiron, 1994 ; ARENE, 1996). Depuis 1999, la loi relative au renforcement et à la simplification de la coopération intercommunale¹³ (RF, 99-586) permet aux communautés d'agglomération de mutualiser les ressources techniques, financières et humaines, en vue d'exercer de manière optionnelle certaines compétences, dont l'assainissement (Degoffe, 2001).

III.2.2.2.4 Contexte social

Au titre d'une mission de service public, tous les contribuables doivent bénéficier d'un service d'assainissement. Ce service peut être collectif ou individuel. Assuré par la ville elle-même ou délégué. Mais de manière générale, les usagers des services d'eau ne sont que rarement conscients de leur connexion au système d'assainissement collectif. Celui-ci, en général souterrain, ne se révèle au riverain que lors d'un dysfonctionnement ou lors du raccordement au réseau collectif ou de sa mise en conformité. Le raccordement de l'évacuation des eaux usées d'un particulier au réseau collectif lui incombe. Par ailleurs, il est courant dans les études diagnostiques engagées par les collectivités de constater de nombreuses erreurs de branchements (eaux usées dans le réseau eaux pluviales et réciproquement). L'agence de l'eau Seine-Normandie a accordé, en 2002, 423 000 euros de subvention aux particuliers du bassin pour mettre en conformité les branchements au réseau d'assainissement collectif, dans le cadre de la lutte contre la pollution.

La participation des citoyens en matière d'assainissement est sollicitée au travers d'associations et/ou de forum. L'eau « remontant à la surface » (ex : bassins de stockage), les aménagements deviennent visibles. De surcroît, l'augmentation du prix de l'eau, depuis la directive ERU (C.C.E., 91/271), a écorné la confiance du public dans sa gestion. Barraqué indique que dans le cadre de la nouvelle D.C.E., l'information du public et sa représentation dans les organismes gestionnaires doivent s'étayer respectivement. Le projet SWARD, Sustainable Water industry Asset Resource Decisions, prend en compte une catégorie de

¹³ La loi n°99-586 du 12 juillet 1999 a entendu resserrer les catégories et faire en sorte que chacune d'entre elles corresponde à une hypothèse particulière. Sommairement, la communauté de communes est la forme adaptée au milieu rural. La communauté d'agglomération doit permettre le développement de l'intercommunalité en milieu

critères sociaux (Ashley *et al.*, 2002). Ces critères portent sur la représentation et la participation, l'information et la compréhension du public ou encore sur l'impact sur la santé. D'autres auteurs prennent en compte des critères liés aux aspects sociaux du développement durable portant sur la gestion de l'eau ou plus particulièrement sur celle de l'assainissement. Matos *et al.* (2002) utilisent des indicateurs de performance portant sur les notions de service ; *e.g.* population raccordée à un système de collecte.

III.2.2.2.5 Contexte économique

Le transfert de compétence de l'assainissement aux communes et surtout la baisse des seuils de rejets issus des stations d'épuration, introduite par la loi sur l'eau de 1992, ont eu pour conséquence une augmentation des investissements qui s'est directement répercutée sur la facture d'eau des usagés. La facture d'eau potable adressée aux usagés comprend à la fois le coût de traitement de potabilisation et de distribution de l'eau (50%), ainsi que la collecte et l'épuration de l'eau (30%). Les 20 % restant sont constitués de taxes et redevances.

Outre l'identification des pressions et l'étude des incidences des activités humaines sur l'état des eaux de surface et des eaux souterraines, la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau est demandée par la D.C.E.. Les collectivités locales devront donc affecter les sommes engagées pour le renouvellement de leur système d'assainissement dans le prix de l'eau. Le renouvellement du réseau d'eau pluviale reste financé par le budget général des communes. L'ambition de la directive est d'établir le recouvrement des coûts.

III.2.2.2.6 Contexte écologique

La protection de l'environnement naturel est un axe de préoccupation majeur pour l'évolution vers le développement durable des systèmes d'assainissement. Mais celle-ci est fortement orientée vers la protection du milieu récepteur. L'adoption de nouveaux modes d'assainissement collectifs, comme les bassins d'infiltrations, déplace parfois les impacts sur l'environnement. D'autre part, les rejets de la station d'épuration ne sont pas les seuls impacts sur l'environnement pour un système linéaire. Kärman & Jönsson (2000) ont étudié la contribution des systèmes d'assainissement suédois aux impacts environnementaux face à la contribution totale des activités humaines en Suède. Les auteurs rapportent que les aspects d'utilisation d'énergie ou encore de changement climatique sont à prendre en compte dans

urbain, jusqu'ici insuffisant. Enfin, la communauté urbaine s'adresse à la dizaine des plus grandes agglomérations françaises (Degoffe, 2001)

l'évaluation de solutions d'assainissement. Il convient donc d'examiner l'ensemble des composantes physiques de l'environnement naturel.

L'utilisation des ressources concerne également leur recyclage ou leur réutilisation potentielle. Depuis quelques années la récupération des phosphates dans les eaux usées a fait l'objet d'expériences diverses dans le monde entier. Ces initiatives ont été motivées par des objectifs différents : développement durable de l'industrie du phosphore, possibilité d'obtenir une matière première susceptible de présenter des teneurs en métaux lourds plus faibles que les phosphates issus de l'exploitation minière et utilisation des techniques de récupération du phosphore pour optimiser le fonctionnement de certaines parties des stations.

L'environnement naturel urbain inclut l'homme et les atteintes qu'il peut subir. L'homme détient et maintient une *quasi* mono spécificité dans la composante biologique de la ville.

Les objectifs environnementaux associés à l'assainissement urbain peuvent être synthétisés de la manière suivante :

- réduire la pollution de l'eau, de l'air et des sols : la protection du milieu récepteur est déjà l'un des objectifs majeurs attribués à l'assainissement. La protection de l'ensemble des composantes physiques de l'environnement contre les impacts environnementaux est une suite logique au processus engagé.
- préserver les ressources naturelles et énergétiques : l'utilisation de matériaux recyclés ou les filières de valorisation des déchets sont des enjeux environnementaux et économiques. L'économie des ressources énergétiques passe par un usage raisonné des filières énergétiques, fossiles et renouvelables. Les énergies renouvelables offrent une alternative à l'épuisement des réserves de combustibles fossiles.
- préserver l'hygiène et la santé des utilisateurs de l'eau : la protection sanitaire des villes est l'objectif premier de l'assainissement. La sécurité sanitaire dépasse l'utilisation directe de l'eau. Le danger de la contamination microbiologique d'un milieu aquatique associé à un aléa portant sur ce même milieu (conchyliculture) constitue un risque pour l'être humain. La compatibilité des rejets d'effluents traités avec le milieu récepteur doit être vérifiée pour prévenir tout risque sanitaire.
- réduire les nuisances pour les riverains : durant la construction, la vie en œuvre et la maintenance, la gêne engendrée par les travaux et autres interventions est souvent délicate à évaluer. Les habitants sont des acteurs et à ce titre ne peuvent être exclus du dialogue.

A l'origine, l'assainissement des villes était confié aux ingénieurs d'Etats, seuls en mesure de concevoir les égouts. L'assainissement urbain a été profondément modifié depuis Haussmann, Belgrand et le décret du conseil municipal de Paris de 1852 qui prévoyait de relier toutes les habitations au nouveau système d'égout de la ville. Le problème local de pollution du sol, lié à la pratique de l'épandage agricole des effluents, est devenu en un peu plus d'un siècle un problème régional de pollution des eaux. Le développement urbain en Europe est difficilement imaginable sans la présence d'un système d'épuration. La conception centralisée des systèmes d'assainissement en ville ne permettait plus de protéger les villes contre les inondations, ni de protéger les milieux récepteurs contre la pollution. La décentralisation, c'est à dire gérer à l'endroit le plus proche d'où ils sont produits les flux d'eaux urbaines (essentiellement les eaux pluviales), émerge désormais largement dans la gestion de l'assainissement en ville. Que le réseau soit unitaire ou séparatif, des solutions préventives ou correctives sont mises en place ou expérimentées pour déconnecter les eaux pluviales du réseau (chaussées drainantes, bassin d'infiltration, ...). Ces repères confortent la rupture engagée par les collectivités locales avec la logique d'un assainissement « tout tuyaux ».

De ce chapitre, deux constats peuvent être tirés.

- Premièrement, pour une approche globale de gestion de l'eau, l'échelle du système d'assainissement est une échelle intéressante. C'est la plus petite échelle de décision politique et économique. Elle permet de considérer les pratiques de gestion. D'autres échelles plus larges sont également envisageables et constituent l'étape supérieure de l'approche globale.
- Deuxièmement, comme l'indique Barraqué (2003), la multiplication récente des enquêtes sur le patrimoine technique des services publics, sur les coûts de remplacement, sur les prix de l'eau ou sur les contrats et les comptes des services délégués ou en régie est un signe que les services publics arrivent à maturité. L'équipement initial se termine et la grande question désormais est celle de la gestion durable de ce patrimoine technique accumulé pendant plus d'un siècle dans le cadre de l'approche générale de l'eau prônée par la Directive Cadre sur l'Eau (D.C.E.) (CE 2000/60).

Ce second constat confirme la première intuition qui avait été introduite en introduction de cette partie : celle de l'intérêt de développer des outils et des méthodes pour répondre à la question générale du développement durable des systèmes d'assainissement et notamment en ce qui concerne leurs aspects environnementaux.

Le chapitre suivant portera un regard sur les travaux déjà réalisés ou en cours sur la gestion durable des systèmes d'assainissement.

IV Bilan des travaux en cours sur la durabilité des systèmes d'assainissement urbains

Depuis la fin des années 1990, des contributions méthodologiques ont été apportées pour tester la « durabilité » des systèmes d'assainissement ; analyse du cycle de vie (Tilman *et al.*, 1998), analyse de l'exergie (Hellström & Kärrman, 1997), indicateurs de durabilité (Lundin *et al.*, 1999 ; Mels *et al.*, 1999 ; Balkema *et al.*, 2002) approche globale (Ashley *et al.*, 1999). Un premier bilan de ces travaux est présenté dans ce chapitre pour appuyer la deuxième intuition concernant l'utilisation d'une approche performantielle.

IV.1 L'échelle du système

Une approche globale du fonctionnement d'un système n'est pas contradictoire avec des recherches analytiques du fonctionnement des multiples organes opérant. Néanmoins de nombreux auteurs soulignent les **intérêts des études à l'échelle du système pour représenter l'assainissement urbain** (Ashley *et al.*, 1999, Balkema *et al.*, 2002, CERTU, 2003). La notion de système permet notamment :

- de s'intéresser aux modes de gestions de l'assainissement et d'évaluer ces modes,
- de considérer les interactions entre les éléments,
- de comparer des systèmes de tailles différentes.

Les frontières, nécessaires à la définition du système, servent à l'étude des interactions que le modélisateur souhaite étudier.

IV.2 L'utilisation des indicateurs

Deux approches prédominent pour évaluer la durabilité des systèmes sociotechniques.

L'analyse du cycle de vie (ACV) est utilisée pour évaluer l'impact environnemental d'un produit, d'un processus ou d'un service pendant sa durée de vie. L'ACV présente l'avantage d'être bien définie et d'être une méthode standardisée (ISO 14040, 1997). L'ACV a été utilisée pour évaluer la charge environnementale des systèmes urbains d'eau (Lundin *et al.*, 2000). Tillman *et al.* (1998) et Lundin *et al.* (2000) ont montré l'importance du recouvrement énergétique pour les systèmes urbains d'eau en ce qui concerne les aspects énergétiques. En revanche les ACV nécessitent de grandes quantités de données. Les ACV,

lors de l'agrégation des différents impacts standardisés, peuvent perdre une partie de leur signification. En effet, les ACV sont bien adaptées à l'analyse de systèmes simples comme les produits de construction (Diab, 2000).

La seconde approche utilise des indicateurs pour réaliser l'évaluation de la durabilité. La majorité des indicateurs proposés le sont à l'échelle du pays, d'une région, d'une ville (Rechatin & Theys, 2000), ou d'un territoire, par exemple pour la mise en place d'agenda 21 locaux (Valentin & Spangenberg, 2000). Les indicateurs du développement durable sont également utilisés pour des infrastructures urbaines (F.C.M. & C.N.R.C., 2002).

Evaluer le développement durable à l'aide d'indicateurs est classiquement réalisé suivant trois méthodes.

1. Elaborer un indicateur unique, agrégé, composé d'informations relevant des différentes dimensions du développement durable (économique, sociale, environnementale, culturelle,...).
2. Elargir la comptabilité économique nationale afin d'arriver à une sorte de Produit Intérieur Brut (PIB) « écologiquement et socialement ajusté »
3. Sélectionner une série d'indicateurs clés, sans essayer de les agréger

Les principaux problèmes rencontrés avec les deux premières méthodes concernent l'agrégation, l'affectation des poids ou encore l'estimation de biens non marchands. La troisième méthode pose le problème de la clarté de l'information à transmettre.

L'utilisation d'indicateurs pour évaluer la durabilité des systèmes complexes s'est imposée. Balkema *et al.* (2002) divisent les indicateurs de la durabilité en quatre catégories. Ces catégories portent sur les aspects présentés sur la Figure 5 : l'environnement économique, l'environnement socioculturel, l'environnement physique et les fonctions. Les indicateurs des trois premiers aspects renseignent sur l'efficacité¹⁴ d'une solution. La dernière catégorie permet de mesurer l'efficacité de la solution. Cette dernière catégorie, précise l'auteur, agit comme une contrainte. En effet il est inutile de choisir une technologie efficace si elle n'apparaît pas techniquement opérationnelle aux yeux du gestionnaire ou du décideur.

¹⁴ L'efficacité introduit la notion de comparaison entre un résultat attendu ou théorique et un résultat observé. L'efficacité représente l'aptitude d'une technique (ou d'une technologie) à répondre à une exigence opérationnelle

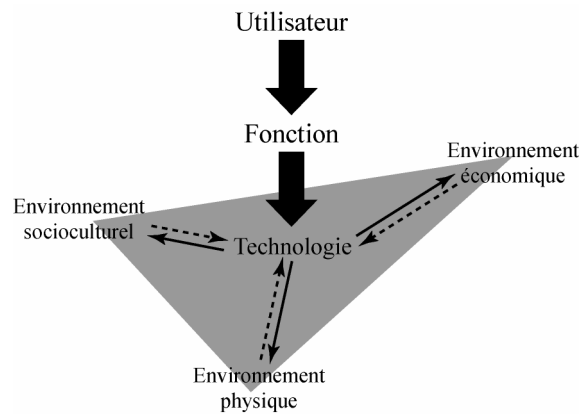


Figure 5 : Interactions d'une technologie avec l'environnement (d'après Balkema *et al.*, 2002).

Dans le même article Balkema *et al.* (2002) dresse un bilan des indicateurs utilisés pour comparer les systèmes de traitement des eaux usées. Le tableau est fourni en annexe (Annexe 1). Ces indicateurs reflètent les 4 catégories citées par les auteurs. Ainsi qu'il est souvent préconisé (Labouze, 1995 ; Weber & Lavoux, 1994), ces indicateurs sont quantitatifs. Néanmoins les indicateurs qualitatifs présentent plusieurs intérêts :

- ils apportent une information qui peut être traduite en connaissances,
- ils permettent d'évaluer des politiques, des stratégies, des modes de gestion qui ne peuvent être chiffrés,
- l'évaluation qualitative d'indicateurs difficilement quantifiable, pour des raisons de protocole de mesure ou encore de connaissance scientifique, favorise les recherches pour aboutir à leur quantification.

L'utilisation d'indicateurs est une première étape vers l'évaluation de la durabilité des systèmes sociotechniques tels que les systèmes d'assainissement urbains. Néanmoins lorsque une évaluation est réalisée, il est intéressant de pouvoir comparer les résultats avec des valeurs de référence. La valeur même de l'indicateur ne fournit pas toujours une connaissance, particulièrement lorsque l'utilisateur ou le lecteur des résultats n'est pas l'expert. La notion de performance présente alors l'avantage de réaliser cette comparaison.

IV.3 L'approche performantielle

« **Performance** n.f. (mot angl., de l'anc. fr. *parformer*, accomplir) : 1. Résultat obtenu par un athlète, par un cheval de course, etc., dans une épreuve ; chiffre qui mesure ce résultat.[...] **3.** Résultat obtenu dans l'exécution d'une tâche. [...] ♦ pl. TECHN. Indications chiffrées caractérisant les possibilités optimales d'un matériel, d'une machine, d'un véhicule, etc. ; ces possibilités.

Le petit Larousse, 2003

IV.3.1 Contexte européen

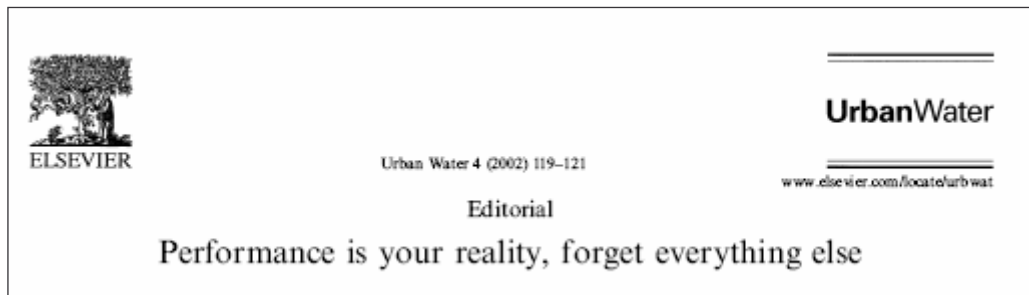


Figure 6 : « *La performance est votre réalité, oubliez tout le reste* » : titre de l'éditorial du volume 4 d'Urban Water (2002) rédigé par Dick Fenner (Fenner, 2002).

Comme l'énonce le titre de l'éditorial du volume 4 de l'année 2002 de la revue Urban Water (Figure 6), la performance est une notion devenue incontournable. Les années 90 ont marqué l'intégration du management environnemental dans la gestion globale des entreprises. Les années 2000 inscrivent l'évaluation de la performance environnementale dans une démarche d'accomplissement d'objectifs environnementaux. L'évaluation de la performance environnementale a d'ailleurs fait l'objet d'une norme dans la thématique du management environnementale (ISO, 2000). Cette norme donne la définition suivante de la performance environnementale : « *résultats obtenus par la direction d'un organisme concernant ses aspects environnementaux* ».

Les approches performantielles présentent plusieurs intérêts, notamment en hydrologie urbaine, comme l'indique Fenner (2002) :

- représenter de manière simple les effets de systèmes complexes et les interactions physiques qui influent sur la qualité de service fournie,
- mesurer le progrès réalisé au regard de certains objectifs ou cibles, comme par exemple d'évaluer dans quelle mesure les objectifs du développement durable définis par les gestionnaires ou les niveaux de service clients sont atteints,

- aider au développement du recueil d'informations,
- fournir une information de *benchmarking*, ce qui permet de comparer différentes localisations ou différents systèmes de même nature.
- comme un outil pour évaluer et réguler la conformité avec des niveaux minima, comme le nombre de débordements acceptables par an par exemple.

Une mesure de performance quantifie un aspect particulier du niveau standard de service atteint par le gestionnaire. Cela permet la comparaison dans le temps ou vis à vis d'une cible prédéfinie et constitue un outil de surveillance et d'évaluation de l'efficacité et l'efficacités du gestionnaire, simplifiant ainsi une évaluation autrement plus complexe (Matos *et al.*, 2003).

L'idée de combiner les notions d'évaluation et de comparaison a conduit au développement d'indicateurs de performance, notamment de performance environnementale. Selon ISO (2000), un indicateur de performance environnementale est « *une expression spécifique qui fournit des informations sur la performance environnementale d'un organisme*¹⁵ ». Ashley & Hopkinson (2002) indiquent que l'utilisation d'indicateurs de performance est communément acceptée par l'ensemble de l'industrie de l'eau. En Angleterre, précisent les auteurs, les domaines dans lesquels les autorités régulatrices utilisent la notion de performance sont le retour sur investissement, la fourniture de services et les impacts environnementaux et sociaux. C'est l'approche adoptée par l'*Office of Water Services* (OFWAT, 2002a) et l'*International Water Association* (IWA) (Matos *et al.* 2003). L'objectif de ces travaux est de disposer à terme, d'indicateurs communs pour tous les acteurs d'un même secteur. Hopkinson *et al.* (2000) avaient déjà mis en exergue la difficulté de formaliser des indicateurs utilisés pour comparer plusieurs systèmes d'eau en Angleterre. Une autre difficulté tient au fait que parfois ces indicateurs sont utilisés pour juger un système ou pour comparer deux systèmes. Les incertitudes et la subjectivité du choix des indicateurs peuvent dans ces cas s'avérer néfastes.

Mais l'objectif de l'IWA est de produire une information utile pour plusieurs catégories d'acteurs agissant à des niveaux différents ; des opérateurs au législateur, en passant par le gestionnaire. L'ouvrage intitulé : « Performance indicators for wastewater services » (Matos *et al.*, 2003) propose ainsi 182 indicateurs de performance couvrant six aspects :

- Environnemental (15)

¹⁵ Organisme signifie pour l'ISO et l'AFNOR, une entreprise.

- Personnel (25)
- Physique (12)
- Opérationnel (56)
- Qualité de service (29)
- Economique et financier (45)

Lors de l'évaluation, l'ensemble des indicateurs n'est pas utilisé. Le processus d'implémentation en trois phases permet à la vue des objectifs de l'évaluation de la performance de faire la sélection des indicateurs parmi les six aspects et des données d'enregistrement indispensables pour l'évaluation (Matos et al, 2003).

IV.3.2 Contexte français

L'utilisation d'indicateurs dans le domaine de l'assainissement est déjà une pratique couramment employée par les agences de l'eau, pour octroyer des aides ou à l'inverse imposer des taxes. Ces indicateurs, à vocation financière, utilisent des paramètres de pollution couramment mesurés (DBO5, DCO, MES, NTK, PT,...).

Le syndicat interprofessionnel des entreprises de service d'eau et d'assainissement (S.P.D.E.) a mis en place depuis 2003 un outil de dialogue entre les entreprises, les élus et les consommateurs (S.P.D.E., 2003). Dans le cadre de la charte des services publics, cet outil réunissant dix-sept indicateurs, appréhende la performance des services d'eau et d'assainissement en gestion déléguée.

La fédération nationale des collectivités concédantes et régies (F.N.C.C.R.) mène depuis 2002 des travaux autour des indicateurs de performance des services de distribution d'eau potable.

L'ensemble de ces démarches s'intéresse aux différents niveaux et acteurs de décisions des services d'assainissement ; organisme régulateur, bailleurs de fonds, usagers, techniciens, élus,... Les indicateurs ne sont alors pas les mêmes, mais la même idée de comparaison ressort. L'idée qui émerge est de pouvoir comparer les valeurs obtenues par le calcul des indicateurs à des objectifs fixés à l'avance. Ces objectifs peuvent être communs à plusieurs organismes ou contextuels.

Evaluer est une première étape vers l'apport de nouvelles connaissances. Pouvoir comparer les résultats d'une évaluation à des références enrichit ces connaissances. Or, à l'heure

actuelle, il existe peu de travaux, du moins dans le domaine de l'assainissement, pour faire ce travail de comparaison.

V Objectifs de la thèse

Cette première partie aura été l'occasion de formaliser les besoins pour l'assainissement urbain en terme de développement durable. L'objectif de ce travail de thèse est d'abord d'apporter des éléments pour répondre à une volonté des gestionnaires de s'engager vers un assainissement plus durable.

Pour réaliser cet objectif, il est nécessaire de fixer les limites de l'étude et de proposer un cheminement.

Premièrement, l'approche systémique est indispensable pour représenter l'ensemble fonctionnel du système d'assainissement. **L'objet de l'étude est le système d'assainissement collectif en zone urbaine dans les villes moyennes.**

Deuxièmement, le développement durable est un axe de préoccupation majeur pour la gestion de l'eau dans les villes et notamment pour l'assainissement urbain. Ce travail portera plus particulièrement sur la **dimension environnementale** du développement durable. Les atteintes qui visent l'homme, en tant que composante biologique du système urbain doivent être prises en compte dans la protection de l'environnement. Cette ouverture vers une dimension sociale est également souhaitable pour initier une incorporation future des éléments qui seront proposés dans une méthode plus globale, incluant à la fois les dimensions socioculturelle et économique.

L'évaluation des systèmes existants est une première étape pour, à terme, construire des systèmes d'assainissement qui répondront aux missions qui leur sont confiées. L'évaluation devra porter sur les interactions qui existent entre le système d'assainissement et la composante naturelle de l'environnement urbain. La Figure 7 propose une représentation des systèmes d'assainissement urbains ainsi qu'une définition des interrelations qui existent avec l'environnement. Cette évaluation se fera à l'aide **d'indicateurs de performance environnementale**. L'approche performantielle sera une confrontation entre « réel voulu » et « réel perçu ».

Enfin, toutes ces approches sont multidimensionnelles. La diversité des aspects de la durabilité et la complexité des systèmes d'assainissement imposent cette caractéristique. En revanche, la tentation de traduire le caractère multidimensionnel en un résultat monocritère est courante. Cette réduction des résultats jusqu'à un critère unique de décision ou de description,

passé souvent pour être une simplification trop grande ou qui ne bénéficie pas d'assez de transparence pour rendre les outils utiles à la décision. Le résultat de l'évaluation sera une représentation graphique suivant des **critères de description de la qualité environnementale** des systèmes d'assainissement. Cette représentation se fera sous forme de **profil environnemental** qui présentera les critères de description **à l'usage des gestionnaires** du système d'assainissement

La deuxième partie de ce document présentera les éléments de méthodes utiles pour l'évaluation de la performance environnementale des systèmes d'assainissement. Les apports de l'évaluation pour décrire et expliquer seront d'abord introduits. Ce chapitre présentera une structure hiérarchique originale de critères qui serviront à la description de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement.

La troisième partie développera certains des indicateurs de performance ; notamment ceux portant sur : les ressources énergétiques, la pollution des eaux de surface, l'intégration urbaine, les inondations et le management environnemental.

Dans une quatrième partie, la méthode sera transcrite dans un format informatique. Puis les indicateurs seront confrontés au bilan d'exploitation du système d'assainissement d'une ville moyenne fictive

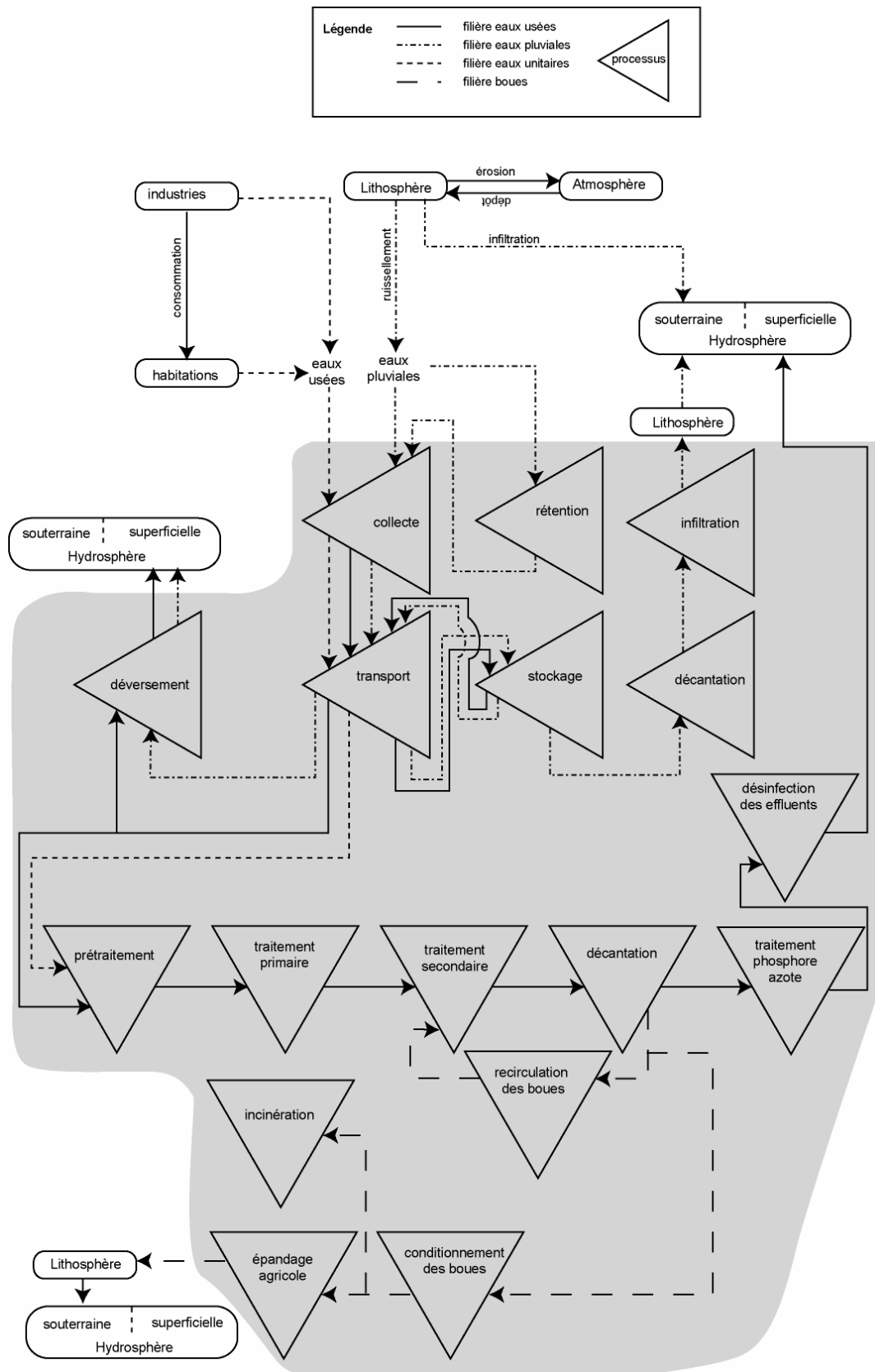


Figure 7 : Représentation des flux de matière et d'énergie au sein d'un système d'assainissement urbain

**Deuxième partie :
Proposition de méthode pour une
évaluation multicritère de la
performance**

I Introduction

La partie précédente du document a replacé le contexte de l'assainissement dans la ville et dressé un bilan des recherches en cours sur l'évaluation de la durabilité environnementale de l'assainissement. A partir de la problématique et des objectifs qui ont alors été construits, sera proposée dans cette nouvelle partie, une méthode d'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains, appelée *QUESA*. Elle doit permettre une approche globale de l'assainissement en ville. Elle doit également comparer la réalité de l'existant à des objectifs fixés par la réglementation ou les règles de l'art. Elle a pour vocation d'être mise en œuvre par le gestionnaire. Elle doit fournir à ce dernier, sous forme condensée mais compréhensible, l'essentiel de l'information environnementale contenue dans les objets qui composent le système. Le gestionnaire sera alors en mesure de mieux comprendre les problèmes environnementaux et de raisonner à leur sujet.

L'objet de cette seconde partie est de fournir le modèle de traduction proposé dans *QUESA* (Figure 8). Ce modèle décrit le passage de la « *couche de description* » qui contient les indicateurs et les critères vers la « *couche de connaissance* » qui contient les performances. Ce processus constitue la **traduction**. L'entrée du processus de traduction se trouve au niveau de la couche de description, par les données. La sortie est une représentation de la réalité sous forme de performance dans la couche de connaissance.

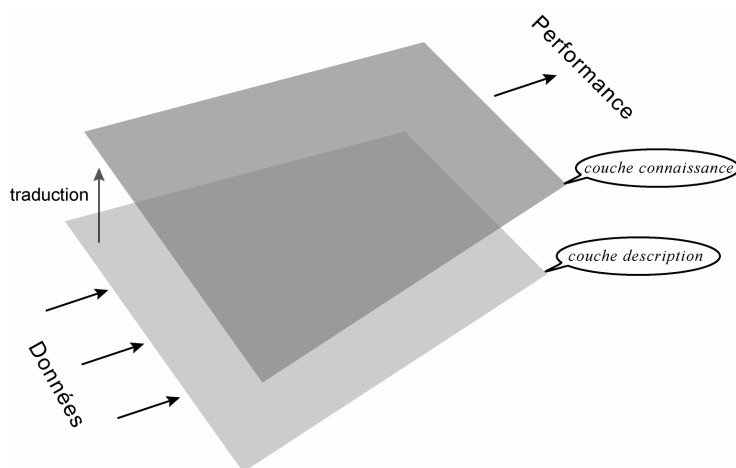


Figure 8 : « Boite noire » du modèle de traduction de données en performance utilisant une couche de description et une couche de connaissance de la performance.

Le chapitre 2 rappellera les différents concepts de l'évaluation environnementale. Le chapitre 3 présentera le contenu et la structure de la « *couche de description* » avec les critères de

description. Le chapitre 4 sera consacré à la première étape de la traduction : l'entrée des données dans la méthode. Ce chapitre montrera l'utilité des indicateurs dans la traduction. Le chapitre 5 traitera du processus même de traduction. Enfin, le chapitre 6 exposera la représentation visuelle de la « *couche de connaissance* » sous forme de profil de performances. L'ensemble des chapitres devra permettre de décrire la « boîte noire ».

II L'évaluation pour décrire et expliquer

« **Evaluer** n.m. (lat. valere, valoir). Déterminer la valeur, le prix, l'importance de »

Le Petit Larousse, 2003

Evaluer les impacts sur l'environnement consiste à porter un jugement de valeur sur le degré d'influence qu'aura une activité sur une composante de l'environnement. Le processus d'évaluation apparaît comme un acte en partie subjectif. Les connaissances scientifiques et techniques, ainsi que la connaissance du milieu varient d'un acteur à l'autre. Ces différences se traduisent par une considération différente, de la part des acteurs, des impacts sur l'environnement d'une même source. Cette part de subjectivité se manifeste par exemple dans le choix des activités à évaluer ou dans la construction d'une échelle de valeur des conséquences. L'ambition des méthodes d'évaluation et en l'occurrence de la méthode **QUESA** est de réduire la part de subjectivité et au contraire de rendre le jugement moins dépendant des connaissances initiales et de produire une connaissance commune.

D'autre part, la représentation des impacts sur l'environnement peut être menée d'au moins deux manières :

- l'évaluation des impacts sur l'environnement (EIE) est une « *procédure qui permet d'examiner les conséquences, tant bénéfiques que néfastes, qu'un projet ou programme de développement envisagé, aura sur l'environnement et de s'assurer que ces conséquences sont dûment prises en compte dans la conception du projet ou programme* » (O.C.D.E, 1992). Il s'agit ici d'une procédure **prédictive** qui vise à éviter que des actions ne contribuent à la dégradation de l'environnement.
- le suivi environnemental consiste à vérifier la justesse de l'EIE d'un projet et à juger de l'efficacité des mesures d'atténuation ou de bonification des effets environnementaux. Mis en place sur un système existant, il permet d'établir l'état de l'environnement ou les pressions exercées sur lui et de comparer avec la situation prévue initialement. La démarche est ici **descriptive** et se situe dans le prolongement de l'EIE. Le cas échéant, le suivi peut aider le gestionnaire à réagir à une évaluation erronée d'un impact, à la défaillance d'une mesure d'atténuation ou de bonification ou à toute nouvelle perturbation du milieu. Ce suivi se fait généralement au travers de tableaux de bord ou de cahiers de

fiches avec des indicateurs associés (e.g. tableau de bord du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux, SDAGE de l'agence de l'eau Loire-Bretagne, A.E.L.B., 2003).

Ces deux outils sont complémentaires et s'intègrent dans le processus global de l'évaluation environnementale. Ces deux procédures, bien que différentes dans leurs objectifs, la première étant prédictive et la seconde descriptive, utilisent un vocabulaire commun qui sera précisé par la suite.

L'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains s'inscrit dans une approche descriptive de suivi des impacts sur l'environnement. La suite de ce chapitre sera consacrée aux choix méthodologiques qui ont été réalisés.

II.1 Définitions et concepts

Les notions d'environnement et d'impact sur l'environnement seront d'abord précisées.

II.1.1 L'environnement

La première partie de ce mémoire a présenté la diversité des dimensions qui habillent la notion d'environnement. Cinq dimensions ont été présentées : réglementaire, technique, décisionnelle, économique et écologique. De manière générale, la notion d'environnement exprime la présence d'objets qui entretiennent avec un sujet (i.e. le système d'assainissement) des relations ayant une certaine fréquence, une certaine stabilité (Bernard-Becharies, 1975). Les objets de l'environnement du système d'assainissement ont été, dans le cadre de ce travail, volontairement limités à la **dimension écologique**, c'est-à-dire celle qui traite des relations avec les composantes biologiques et biogéochimiques. L'objectif n'est pas d'entreprendre la modélisation de l'ensemble des relations environnementales. Ce travail, complexe ne présente pas d'intérêt pour le gestionnaire.

Par la suite, **l'environnement** sera le milieu dans lequel le système d'assainissement fonctionne et avec lequel il aura des échanges avec la composante écologique. Ce milieu inclut l'air, l'eau, les sols, les ressources naturelles, la flore, la faune et les êtres humains (aspects biologiques et sociaux).

Cet environnement peut être considéré selon plusieurs niveaux spatiaux :

- niveau local (sols, nappes phréatiques,...)
- niveau régional ou continental (fleuves,...)

- niveau planétaire (atmosphère, climat, océans,...)

L'influence des autres dimensions de l'environnement, à la fois sur le système mais également sur la dimension écologique, ne doit pas être négligée. Au contraire, cette influence, qui peut s'exprimer sous forme de contraintes techniques ou réglementaires, doit faire partie du processus d'évaluation ; chaque système présentant des caractéristiques contextuelles.

II.1.2 La notion d'impact environnemental

« **Impact** n.m. (lat. impactus, de impingere, heurter). ... 2. Effet produit par quelque chose. »

Le Petit Larousse, 2003

Certains auteurs utilisent indistinctement les termes d'impact, d'effet ou encore d'incidence environnementale pour désigner les conséquences des activités humaines sur le milieu environnant. Pour plus de clarté, en particulier en raison de l'ambiguïté qui existe entre les termes impact et effet, la Figure 9 illustre les relations entre une (des) source(s) et un (des) impact(s).

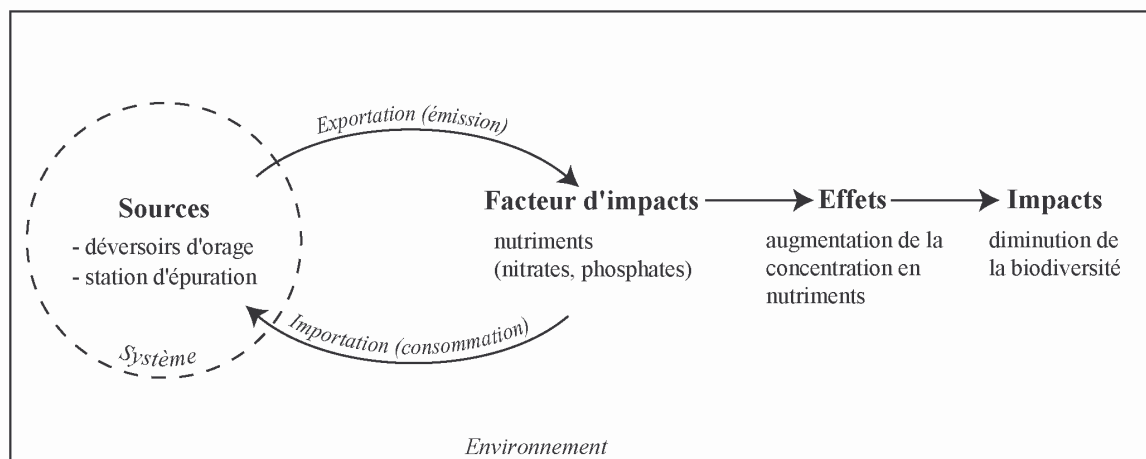


Figure 9 : Exemple de chaîne d'impacts

Les termes de la Figure 9 sont explicités ci-dessous.

Source : une source est un élément physique du système, qui en raison des processus dont elle est le siège, exerce une influence sur l'environnement pendant le cycle de vie du système. La station d'épuration et les déversoirs d'orage sont des éléments du système d'assainissement

qui déversent ou sont susceptibles de déverser des eaux usées dans la rivière. D'un point de vue systémique les sources correspondent aux processeurs et font partie du système opérant.

Facteur d'impacts (ou charges) : un facteur d'impacts est un bien tangible (substance chimique, ressource, matière, ...). La variation de sa quantité (concentration, volume, masse,...) se traduit par une modification de la qualité de l'environnement. Un facteur d'impacts peut être exporté (émis) dans l'environnement ou importé (consommé) depuis l'environnement, par une source. Dans l'exemple de la Figure 9, la STEP rejette des eaux épurées contenant entre autres des nitrates et des phosphates. L'augmentation de la concentration de ces deux substances dans une rivière diminuera la qualité de cette ressource. Ces substances émises sont des facteurs d'impacts et leur flux correspond aux interactions entre le système et son environnement.

Effet : un effet environnemental est le résultat du rejet ou du prélèvement d'un facteur d'impacts. Il existe entre les sources, les facteurs d'impacts et les effets des relations causales régies par des processus physiques, chimiques ou biologiques. Les mécanismes en jeu modifient les caractéristiques de l'environnement. Parfois, les phénomènes physiques liés à l'environnement sont tels que des effets primaires entraînent des effets secondaires, également dans une relation de cause à effet. Dans la Figure 9, l'introduction de nitrates et de phosphates entraîne l'augmentation des concentrations ce qui, contribue au phénomène d'eutrophisation des lacs et rivières. Une des manifestations de l'eutrophisation sera à terme une baisse de la concentration en oxygène dissous. La baisse de la concentration en oxygène dissout est un effet secondaire.

Impact : un impact est la conséquence et la signification, pour les cibles réceptrices (êtres humains et écosystèmes), d'un effet environnemental. L'impact se place du point de vue des récepteurs concernés par les effets, et la relation d'effet à impact est délicate à définir. Les impacts peuvent se présenter eux-mêmes en chaînes, formant des séries souvent complexes et encore mal connues. Par exemple, les modifications morphologiques du milieu récepteur liées à l'eutrophisation du milieu conduisent à une disparition de certaines espèces animales et végétales.

Les relations entre chaque concept sont multiples et souvent complexes. Une source peut émettre ou consommer plusieurs facteurs d'impacts. Ces mêmes facteurs d'impacts sont, à leur tour, susceptibles de provoquer plusieurs effets et impacts sur l'environnement. L'évaluation de la contribution des différentes sources à un seul impact ou à un groupe

d'impacts sur le même milieu (par exemple l'eau) n'est pas toujours réalisable. Il est possible que les données nécessaires à cette évaluation fassent défaut ou que les processus ne soient pas connus pour distinguer les différentes contributions.

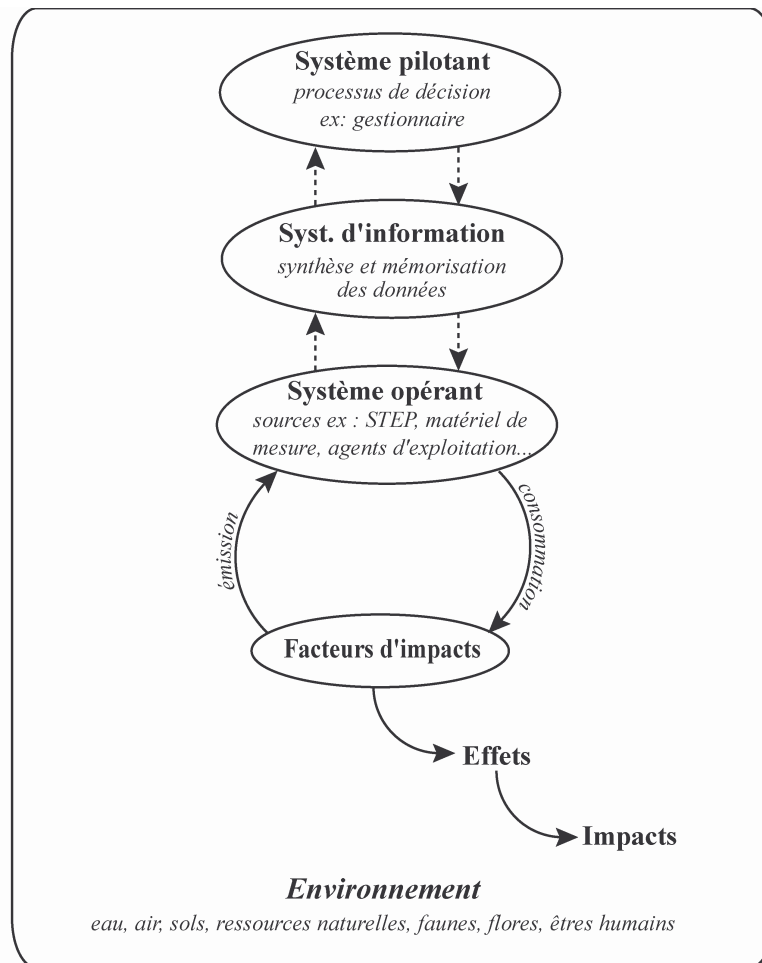


Figure 10 : Représentation systémique des interactions entre le système d'assainissement et l'environnement urbain.

Ces nouveaux éléments permettent de poursuivre la modélisation systémique du système d'assainissement urbain (Figure 10). Le système d'assainissement échange des facteurs d'impacts avec son environnement. Ces échanges provoquent des effets et des impacts sur l'environnement susceptibles d'être négatifs.

Ces échanges constituent l'opportunité de réaliser une évaluation. Les indicateurs de l'évaluation devront donc porter sur ces échanges. En effet, la mesure des flux de facteurs d'impacts est *a priori* antérieure à l'impact¹⁶. L'indicateur remplit donc une fonction d'alerte

¹⁶ Cette remarque doit être nuancée par le fait que certains effets et/ou impacts dit aigus surviennent rapidement après le rejet du facteur d'impacts. Dans ce cas la notion d'antériorité n'est valable que pour une mesure en continu. C'est le cas dans un scénario de pollution accidentelle.

qui est particulièrement intéressante pour le suivi environnemental. La construction des indicateurs sera détaillée dans le chapitre 4.

III Evaluation multicritère : la couche de description

La notion de multicritère fait référence à l'aide à la décision. L'aide à la décision peut être abordée suivant quatre problématiques (Roy & Bouyssou, 1993) :

- problématique de choix
- problématique de tri
- problématique de rangement
- problématique de description

La méthode *QUESA* répond à une problématique de description et utilise donc des critères de description pour « éclairer la décision dans un langage approprié ».

Cette section présentera la structure de l'évaluation en commençant par définir la notion de critère. L'élaboration de la structure sera un préalable à la présentation des critères et à leur organisation.

III.1 La notion de critère environnemental

Un critère vise à synthétiser les résultats de l'évaluation pouvant se rattacher à un même axe de signification. Ces axes de signification doivent être compris et admis par le ou les utilisateurs de la méthode *QUESA*. Il existe au moins deux conditions pour aboutir à cette compréhension.

Le vocabulaire employé pour la construction des critères doit être familier pour les utilisateurs de la méthode d'évaluation.

L'unité dans laquelle s'exprime le critère doit être compréhensible et permettre la comparaison avec une référence, i.e. un objectif, une norme, un autre système.

L'importance relative de chacun des axes de signification peut diverger suivant les utilisateurs.

Un **critère environnemental** est rattaché à un ou plusieurs impacts environnementaux. En revanche, un critère n'indique pas la direction de préférence.

III.2 Propriétés des critères

Les critères d'un problème convenablement formalisé doivent, selon Keeney et Raiffa (1976), vérifier les propriétés suivantes :

- leur ensemble est complet et couvre tous les aspects du problème,
- les critères sont opérationnels, concrets et interprétables,
- les critères complexes doivent être décomposables en parties élémentaires plus faciles à traiter,
- les critères sont indépendants afin d'éviter les redondances,
- les critères sont les moins nombreux possibles.

Il s'agit là d'un cas idéal.

Les critères expriment une relation de cause à effet entre une source environnementale et une conséquence sur l'environnement par l'intermédiaire de facteurs d'impact. De manière générale, les impacts directs sont le résultat de l'importation d'intrants, typiquement des ressources, ou de l'exportation d'extrants, polluants et déchets, qui seront des biens tangibles susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement. Par exemple, la consommation d'énergie fossile diminue une ressource non renouvelable.

III.3 Elaboration de la structure multicritère d'évaluation

III.3.1 Sélection des critères

L'approche choisie pour la méthode *QUESA* est de couvrir l'ensemble des facteurs d'impacts (aspects environnementaux) identifiés et présentés en annexe 2. Une sélection de critère a ensuite été réalisée à partir des objectifs formulés dans la première partie du document qui sont de :

- réduire la pollution de l'eau, de l'air et des sols ;
- préserver les ressources naturelles et énergétiques ;
- préserver l'hygiène et la santé des utilisateurs de l'eau ;
- réduire les nuisances pour les riverains.

La consultation d'experts a complété cette sélection. A ce sujet, une remarque s'impose sur la pollution de l'air. La méthode *QUESA* ne considère pas de critère lié à cet aspect. Il est estimé que cet aspect n'est pas significatif pour les systèmes d'assainissement.

Les critères principaux retenus sont donc :

1. l'utilisation de l'énergie
2. la pollution des eaux de surface
3. la pollution du milieu souterrain
4. les inondations
5. l'intégration urbaine
6. l'hygiène et la santé
7. le management environnemental

L'utilisateur dispose ainsi d'une liste fixe et organisée de critères environnementaux. Cette liste sera décrite dans la section III.3.3.

III.3.2 Structure multicritère

Le rôle d'un critère est d'être porteur d'informations destinées à être communiquées à une cible. En l'occurrence, la méthode *QUESA* vise à apporter une information environnementale au gestionnaire du système d'assainissement urbain.

Le critère remplit deux fonctions principales :

- vis-à-vis du traitement de l'information, la réduction du nombre de paramètres normalement nécessaires pour rendre compte d'une situation ;
- vis-à-vis des acteurs cibles visés par l'information, la simplification de la compréhension et de l'interprétation des résultats.

Pour que ces deux fonctions soient correctement remplies, il est important d'optimiser le nombre de critères qui rendent compte d'une situation, ainsi que le précisent les travaux de l'organisation de coopération et de développement économiques (O.C.D.E.) (1993) et de l'institut français de l'environnement (IFEN) (Weber & Lavoux, 1994) et la norme NF EN ISO 14031 (ISO, 2000). Un trop grand nombre de critères rend le résultat confus et occulte la vue d'ensemble que l'on veut obtenir. *A contrario*, un trop petit nombre de critères risque de ne pas être représentatif de l'ensemble d'une situation et d'entraîner une perte d'information (Chatagnon, 1999).

Etant donné le nombre de composantes de l'environnement et la potentialité des impacts des systèmes d'assainissement sur celui-ci, le nombre de critères environnementaux est lui-même potentiellement élevé.

Or, en matière de méthodes multicritères il est recommandé de limiter le nombre de critères d'analyse (Roy & Bouyssou, 1993 ; Keeney & Raiffa, 1976). Cette règle semble particulièrement importante à respecter dans le cas d'une problématique de description où les critères sont les éléments finaux d'appréciation. Chatagnon, (1999) L'auteur indique qu'une construction hiérarchique des critères présente l'avantage de ne pas réduire leur nombre en conservant une sortie synthétique et lisible pour l'acteur.

Dee *et al.* (1976) indiquent que, par nature, un système d'évaluation environnementale doit être bâti suivant une structure hiérarchique pour tenir compte des différents niveaux d'information utilisés.

La Figure 11 synthétise la structure hiérarchique de la méthode **QUESA**.

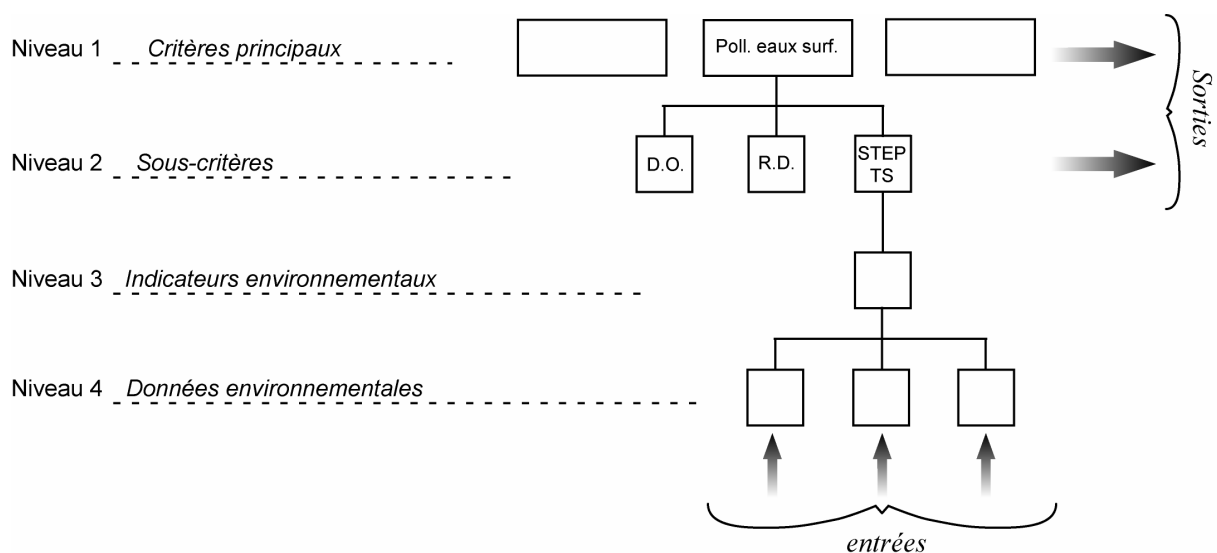


Figure 11 : Structure hiérarchique de l'évaluation de la méthode **QUESA**.

Les deux premiers niveaux sont les niveaux de sortie de la méthode et permettent la représentation de l'information environnementale sous forme graphique.

Niveau 1 : critères principaux d'évaluation. Ils portent de manière générale sur les composantes de l'environnement pour les critères directement environnementaux et sur certaines pratiques de gestion pour les critères indirectement environnementaux. Ainsi huit critères principaux ont été conçus. Ces critères principaux de l'évaluation de la qualité environnementale seront abordés dans le chapitre suivant.

Niveau 2 : sous critères d'évaluation. Chacun des critères principaux est éventuellement décliné en sous-critères. Les sous-critères constituent le deuxième niveau de description. Les

résultats disponibles à ce niveau sont issus de traduction des valeurs brutes des indicateurs en performances.

Niveau 3 : indicateurs. Le troisième niveau est le niveau clé de l'évaluation environnementale. Il est constitué des indicateurs qui permettront de réaliser l'évaluation. Un critère peut être évalué avec plusieurs indicateurs. Ces indicateurs sont alimentés par un quatrième niveau, celui des données brutes. La structure des indicateurs sera discutée plus loin.

Niveau 4 : données. Le dernier niveau porte sur les données. C'est le point d'entrée de la méthode. Les données permettent d'alimenter les indicateurs et de réaliser l'évaluation. Il est primordial de garder à l'esprit que ces données concernent essentiellement des mesures ou des observations de flux de facteurs d'impacts et rarement les impacts eux-mêmes. La principale raison tient à la complexité des relations qui existent entre les facteurs d'impacts et les impacts et en particulier à la difficulté d'identifier la contribution d'une source à un impact. Par exemple, les mesures réalisées en sortie de STEP portent sur les effluents et non pas sur l'eutrophisation du milieu. Le passage des données aux indicateurs constitue la première étape de la traduction.

III.3.3 Présentation de la structure et définition des critères

Le Tableau 8 présente la structure des sept critères principaux et de leurs sous-critères éventuels, choisis pour la méthode *QUESA*.

Tableau 8 : Structure des critères principaux et des sous-critères

C1 : utilisation des ressources énergétiques
C 1.1 : consommation énergétique totale
C 1.2 : recouvrement énergétique
C 1.3 : utilisation des énergies renouvelables
C 2 : pollution des eaux de surface
C 2.1 : pollution des eaux de surface par temps sec
C 2.2 : pollution des eaux de surface par temps de pluie
C 3 : pollution du milieu souterrain
C 3.1 : pollution par les fuites de réseau
C 3.2 : pollution par les ouvrages d'infiltration
C 4 : inondations
C 4.1 : inondations liées au dimensionnement des installations
C 4.2 : inondations liées aux obstructions des canalisations
C 5 : intégration urbaine
C 5.1 : nuisances olfactives
C 5.2 : intégration paysagère
C 6 : hygiène et santé
C 7.1 : risques sanitaires pour la population
C 7.2 : santé du personnel exploitant
C 7 : management environnemental

III.3.3.1 Critère C1 : Utilisation des ressources énergétiques

Certains éléments du système d'assainissement urbain nécessitent un apport en énergie, e.g pour compenser une topographie défavorable (poste de relèvement) ou pour assurer un processus d'épuration (digesteur de boues). Cet aspect environnemental est fortement ancré dans les politiques de développement durable. Une partie des besoins en énergie est fournie par des ressources d'origine fossile. Ces ressources, non renouvelables, sont amenées à disparaître à moyen terme (50-100 ans pour le pétrole et le gaz) (Tissot, 2001). D'autres voies sont possibles pour assurer les besoins. Le recours à des formes d'énergie renouvelable augmente. La protection de l'environnement est un facteur de développement des énergies

renouvelables. L'économie est un autre facteur ; le système lui-même peut fournir cette énergie. L'utilisation des ressources énergétiques est ainsi décrite par trois sous-critères :

III.3.3.1.1 C1.1 : Consommation énergétique totale

La directive portant sur les eaux résiduaires urbaines et la loi sur l'eau (RF 92-3) ont eu tendance à augmenter la consommation énergétique pour respecter des normes de rejets plus sévères. Cette tendance est par ailleurs contraire aux objectifs français et européens de diminution de la consommation énergétique des états. Des technologies consommant moins d'énergie et de nouveaux modes de gestions des effluents par temps sec et par temps de pluie permettent néanmoins de réduire de manière significative les consommations énergétiques des stations d'épuration.

III.3.3.1.2 C1.2 : Recouvrement de la consommation énergétique

Les stations d'épurations sont capables de fournir une partie de l'énergie dont elles ont besoin pour fonctionner. L'utilisation du biogaz, provenant de la fermentation anaérobie des boues est une technologie déjà très avancée dans certains pays européens.

III.3.3.1.3 C1.3 : Utilisation des énergies renouvelables

Le biogaz précédemment cité, peut provenir d'une source externe à la station d'épuration. Les déchets fermentescibles (ordures ménagères, déchets végétaux,...) produits par les villes sont susceptibles de produire du biogaz.

III.3.3.2 Critère C2 : Pollution des eaux de surface

Les eaux de surface continentales ou maritimes, sont les milieux les plus exposés aux rejets d'effluents urbains. C'est un des critères utilisés par les agences de l'eau pour l'attribution d'aides financières. La composition des eaux résiduaires s'apprécie à travers des paramètres physico-chimiques ou biologiques, (matières en suspension, demande chimique et demande biochimique en oxygène, carbone organique total, pH, température,...). Deux situations peuvent être distinguées : temps sec et temps de pluie. Le critère qui décrit la pollution des eaux de surface est donc divisé en deux sous-critères descriptifs.

III.3.3.2.1 C2.1 : Pollution des eaux de surface par temps sec

Ce sous-critère se rapporte à la qualité de l'épuration des eaux usées et à la qualité des rejets par temps sec de la station d'épuration. Les effluents de STEP contribuent fortement à la pollution des milieux naturels, avec des effets chroniques sur l'environnement. Les niveaux

minimaux de traitement de la pollution urbaine par temps sec sont définis dans l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (RF, 1994a). Les rejets directs d'eaux usées sont interdits par la réglementation. Néanmoins, lors des études diagnostiques, il n'est pas rare de constater de tels rejets, provenant soit de branchements d'eaux usées sur des réseaux d'eaux pluviales, soit de collecteurs eaux usées rejetant les effluents dans le milieu récepteur.

III.3.3.2.2 C2.2 : Pollution des eaux de surface par temps de pluie

Ce sous-critère concerne les systèmes transportant les eaux usées de manière unitaire et séparative. Les prescriptions techniques indiquent que les STEP ne peuvent recevoir que le double ou le triple des débits moyens de temps sec (Agences de l'eau, 1996). Ces volumes supplémentaires acceptés par la station correspondent à des niveaux de pluie donnés et pour lesquels des objectifs de protection du milieu récepteur sont encore envisageables. Aux rejets de la STEP s'ajoutent les rejets des déversoirs d'orage ainsi que ceux des eaux pluviales strictes.

III.3.3.3 C3 : Pollution du milieu souterrain

Les eaux souterraines sont soumises aux mêmes facteurs d'impacts. En revanche, les sources de ces facteurs ne sont pas les mêmes que dans le cadre de la pollution des eaux de surface. C'est pour cette raison que les deux compartiments de l'hydrosphère (surface et souterrain) ont été différenciés. En revanche, à l'échelle du système, différencier les deux compartiments souterrains que représentent le sol et la nappe nécessiterait une modélisation du bassin et des échanges entre les milieux souterrains. Dans ce critère sera considéré la potentialité d'impact de la source. Deux sources potentielles sont identifiées et constituent les deux sous-critères.

III.3.3.3.1 C3.1 : Liée aux fuites des réseaux

Les réseaux d'assainissement en France sont vieillissants et ce phénomène est courant. L'exfiltration des eaux usées est susceptible de contaminer à la fois le sol encaissant et la nappe sous-jacente.

III.3.3.3.2 C3.2 : Liée aux bassins d'infiltrations d'eaux pluviales

Ce sous-critère porte sur la capacité des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales à limiter la contamination de la nappe sous-jacente.

III.3.3.4 C4 : Inondations

Les inondations par ruissellement pluvial urbain résultent de deux dysfonctionnements majeurs. Le premier est une insuffisance de la capacité de collecte. Un événement exceptionnellement violent ou une insuffisance des ouvrages d'engouffrement peut être la cause. Le deuxième est une insuffisance de la capacité de transport (et de stockage) qui conduit à un débordement des effluents du réseau.

III.3.3.4.1 C4.1 : Inondations liées au mauvais dimensionnement

L'imperméabilisation des surfaces urbaines a rompu le cycle naturel de l'eau. L'eau de pluie ne s'infiltre plus dans le sol mais ruisselle, provoquant en cas de forte pluie une saturation des conduites d'évacuation et des débordements.

III.3.3.4.2 C4.2 : Inondations liées à l'obstruction des canalisations

Le fonctionnement normal du réseau est non obstrué. Les flottants et les bouchons de graisses constituent deux des causes possibles d'obstruction des canalisations qui peuvent dans certains cas provoquer des inondations chez les riverains.

III.3.3.5 C5 : Intégration urbaine

L'intégration urbaine regroupe l'ensemble des notions qui permettent à un système socio-technique urbain de remplir les fonctions techniques pour lesquelles il a été conçu tout en limitant les impacts négatifs sur la population urbaine et sur d'autres systèmes techniques.

III.3.3.5.1 C5.1 : Nuisances olfactives

Les eaux usées sont soumises à des processus de fermentation d'un part pour leur épuration d'autre part pendant le transport ou le stockage. Les plaintes portées à ce sujet par les riverains sont courantes. Il est donc indispensable de prendre en considération ce critère.

III.3.3.5.2 C5.2 : Intégration paysagère

L'intégration dans l'espace urbain d'ouvrages en surface ne peut se faire sans concertation publique. L'impact visuel de tels aménagements est un impact environnemental urbain.

III.3.3.6 C6 : Hygiène et santé

III.3.3.6.1 C6.1 : Risque sanitaire pour la population

Ce critère porte principalement sur les zones de baignade, conchylicoles et ostréicoles. Ces zones contaminées microbiologiquement par les effluents de STEP peuvent présenter un danger pour l'Homme.

III.3.3.6.2 C6.2 : Santé du personnel exploitant

Il est primordial d'assurer la sécurité des agents d'exploitation et de maintenance du système d'assainissement. Cette catégorie de personnel est exposée à des risques particuliers. De fait, le personnel doit disposer d'équipements individuels et collectifs (Gros et al., 1997).

III.3.3.7 C7 : Management environnemental

Ce critère fait référence à la structure organisationnelle du projet, aux activités de planification, à la répartition des responsabilités, aux procédures mises en œuvre pour élaborer, réaliser et maintenir la politique environnementale du système dans sa globalité. Hormis les procédures de management environnemental normalisées internationalement, il existe des démarches plus spécifiques au secteur de l'assainissement. Nous pouvons citer par exemple, les chartes de qualité mises en place par les Canalisateurs de France (AGHTM, 1999). Ces chartes visent à améliorer la pose des éléments du réseau, tant d'un point de vue technique que d'un point de vue de la sécurité. Ces deux aspects ont indirectement un impact positif sur l'environnement.

III.3.4 Elaboration de la structure

Les deux sections suivantes seront consacrées à l'explication et à la justification de l'élaboration des deux premiers niveaux de la méthode *QUESA*.

III.3.4.1 Premier niveau : critères principaux

Les critères principaux directement environnementaux portent sur des **unités cohérentes d'évaluation**. Une unité cohérente d'évaluation est définie comme une subdivision de l'environnement sur laquelle l'évaluation de la performance peut-être menée de manière à respecter les objectifs définis pour la méthode *QUESA*. Ces critères doivent :

- être **intelligibles** : comme il est indiqué précédemment, les critères principaux directement environnementaux portent sur les différentes composantes de l'environnement : l'eau, l'air, le sol, les êtres humains et les autres ressources.
- être **transparents et clairs** : la pollution des eaux de surface a été distinguée de celle des eaux souterraines. Ces deux compartiments de l'hydrosphère sont généralement soumis à

des échanges. Néanmoins, ces échanges sont difficilement accessibles sans recourir à de puissants outils de modélisation. Or, ce fait est en contradiction avec l'objectif de clarté de la méthode d'évaluation pour les gestionnaires. Pour autant, cela n'exclut pas que le gestionnaire prenne en compte des flux d'échanges importants entre la nappe et la rivière, si ceux-ci doivent avoir une importance contextuelle.

- **représenter les interactions entre les composantes de l'environnement et le système :** ces composantes peuvent faire l'objet soit de prélèvements, soit de rejets. Ce clivage de l'orientation des échanges entre l'environnement et le système introduit une dichotomie des critères principaux qui d'une part, traiteront de la consommation de ressources, et d'autre part, des flux émis en direction de l'environnement.

En ce qui concerne la consommation des ressources, les ressources énergétiques sont distinguées des autres ressources en matière et en espace. L'épuisement des ressources énergétiques non renouvelables et la consommation d'énergies renouvelables sont des problématiques particulières du fait de la forte mobilisation pour réduire de manière générale la consommation globale d'énergie. Le compartiment superficiel et le compartiment souterrain de l'hydrosphère ont également été séparés. Les sources d'impacts ne sont pas les mêmes, et les conséquences ne se manifestent pas de la même manière, bien que ces deux compartiments ne soient pas complètement isolés l'un de l'autre. Enfin, en ce qui concerne les impacts sur les êtres humains, les aspects d'hygiène et de santé concernent un critère à part entière. L'intégration urbaine regroupe un aspect négatif (les nuisances olfactives) et un aspect positif (intégration paysagère). Le management environnemental concerne de plus en plus de secteurs industriels. Récemment un guide d'application de la norme ISO 14001 de management environnemental aux systèmes d'assainissement a été édité par L'association française de normalisation (AFNOR), (AFNOR, 2003). Un critère lui a donc été consacré.

III.3.4.2 Deuxième niveau : sous-critères

Le premier niveau de critère est éventuellement décliné en un deuxième niveau. La distinction en sous-critères peut se faire de deux manières.

- La première consiste à distinguer les différents facteurs d'impacts ou à identifier des catégories de facteurs d'impact qui interviennent dans la chaîne d'impacts. Par exemple il est possible de différencier les consommations énergétiques, dépensées pour le fonctionnement du système, par origine (renouvelable et non renouvelable). Trois sous-critères ont été choisis pour le critère principal « consommation de ressources

énergétiques » : un portant sur les énergies non renouvelables et l'autre sur les énergies renouvelables. Dans ce cas **les sous-critères portent sur les facteurs d'impacts**.

- La seconde est utilisée lorsque la quantification des facteurs d'impacts est plus délicate voire impossible sans engager des moyens (techniques, scientifiques et financiers) non supportables pour les collectivités. La pollution de l'eau est le résultat de l'introduction dans le milieu de substances (organiques ou inorganiques) en quantité supérieure à la capacité auto-épuratoire du milieu ou qui est susceptible de s'accumuler dans ce milieu. Ces apports sont multi-sources (STEP, déversoirs d'orage, rejets directs) et ne sont pas tous continus dans le temps. Dans ce mode de distinction, **les sous-critères portent sur les sources**, et non plus sur les facteurs d'impacts.

Le choix entre les deux modes de division des critères principaux s'est opéré sur les données brutes disponibles, les indicateurs couramment utilisés par les gestionnaires et la complexité des chaînes d'impacts. La Figure 12 illustre la division du critère principal « pollution des eaux de surface » suivant les deux modes. Un découpage par facteurs d'impacts (A) aurait conduit à des sous-critères portant sur un très grand nombre de polluants (matière organique, azote, phosphate, métaux,...). Or la multiplication des critères, mêmes secondaires, n'est pas souhaitable. Deuxièmement les sources de ces polluants ne sont pas uniques et sont parfois discontinues dans le temps (e.g. déversoirs d'orage). Troisièmement, la pollution des eaux de surface recouvre plusieurs effets et/ou impacts environnementaux. Il existe des indicateurs permettant d'évaluer les conséquences des rejets en azote et en phosphore sur l'eutrophisation des milieux (cf. IV.2). Néanmoins, ces indicateurs supposent une quantification des apports et réduisent l'eutrophisation à un processus impliquant uniquement l'azote et le phosphore indicateurs utilisés par les gestionnaires. Une séparation des sous-critères suivant ce mode ne permettrait donc pas de représenter la complexité des processus contribuant à la pollution des eaux de surface.

Le critère C_2 a été divisé en deux sous-critères reflétant chacun une des conditions majeures de fonctionnement du système. Le sous-critère $C_{2,1}$ porte sur des sources actives par temps sec et le sous-critère $C_{2,2}$ portent sur des sources actives par temps de pluie. Cette dichotomie permet de prendre en compte la variabilité temporelle et la variabilité spatiale des rejets de facteurs d'impacts.

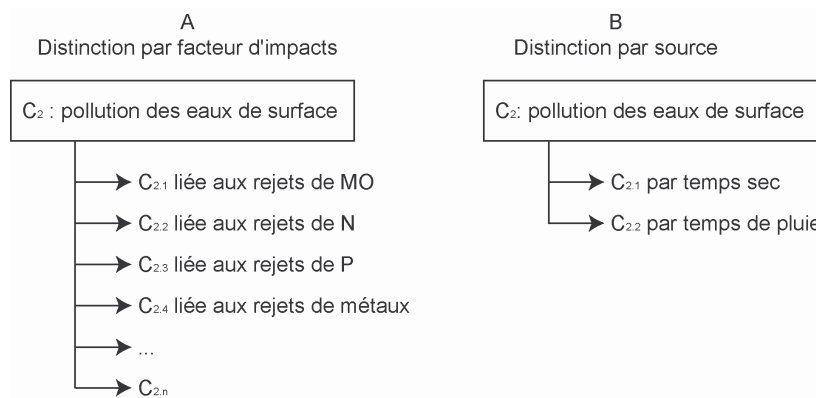


Figure 12 : Division du critère principal ; « pollution des eaux de surface » suivant deux modes : (A) par facteur d'impacts. (B) par source. (M.O. : matière organique, N : azote, P : phosphate, STEP : station d'épuration, T.S. : temps sec, T.P. : temps de pluie, D.O. : déversoir d'orage)

En revanche, lorsque le critère principal résulte de processus décomposables quantitativement, comme la consommation des ressources, et que la quantification est réalisable, la division d'un critère principal suivant les facteurs d'impacts, ou des catégories de facteurs d'impacts intégrés, est choisie.

IV Evaluation de la réalité

La mesure de l'impact sur l'environnement nécessite l'utilisation d'un ou de plusieurs indicateurs. Ce chapitre présentera le niveau 3 de la méthode **QUESA**. Quelques notions générales sur les indicateurs environnementaux seront présentées, suivies de considérations sur le mode de construction, notamment en abordant les problèmes d'agrégation et de pondération. Enfin les différents types d'indicateurs rencontrés dans la méthode **QUESA** seront présentés.

IV.1 La notion d'indicateur

Les indicateurs sont élaborés avec l'objectif de fournir une information sur la relation entre une ou plusieurs sources du système et de l'environnement.

IV.1.1 Définition

« **Indicateur** n.m. (lat. *indicator*, de *indicare*, indiquer) ... 2. Appareil qui sert à indiquer »

« **Indiquer** v.t. (lat. *indicare*). 1. Montrer, désigner (qqn, qqch) d'une manière précise. »

Le Petit Larousse, 2003

Pour l'O.C.D.E, un indicateur est « *un paramètre, ou une valeur dérivée d'un paramètre, donnant des informations sur un phénomène* » (O.C.D.E, 1993). Les indicateurs sont donc plus que de simples mesures ; ils peuvent intégrer plusieurs variables à la fois et doivent signifier « quelque chose ». Le terme indice est aussi rencontré, ce terme recouvre souvent une combinaison d'indicateurs ou de paramètres. Le document ne fera référence qu'à la notion d'indicateur en utilisant la définition suivante : un indicateur est un paramètre ou la valeur issue de la combinaison de plusieurs paramètres donnant des information sur un phénomène. Un exemple d'indicateur est donné dans l'encadré page 192.

Les indicateurs environnementaux sont les **vecteurs de l'information environnementale**. Ils rendent compte des relations de cause à effet entre une partie du système (une source) et ses conséquences sur l'environnement.

Labouze (1995) précise par ailleurs, qu'un indicateur est en fait un couple descripteur - échelle. Le descripteur correspond à la valeur de l'indicateur décrivant une situation (e.g. : concentration en polluant d'un sol), tandis que l'échelle définit l'ensemble des

valeurs que peut prendre le descripteur dans un référentiel (e.g. : dans le cas où l'on utilise la réglementation comme référentiel, il peut s'agir d'une valeur non mesurable, négligeable, inférieure à la norme, supérieure à la norme,...). L'importance du rôle du référentiel dans l'évaluation de la performance sera présentée plus loin.

L'indice de refroidissement éolien

Les êtres humains ne ressentent pas directement la température de l'air, mais la température de leur peau. Parce que la température de la peau est plus basse quand il vente (la peau perd de la chaleur plus rapidement qu'elle n'en reçoit du corps), le froid est davantage ressenti quand il y a du vent. Cette sensation est ce que l'indice de refroidissement éolien tente de quantifier. Il faut noter que bien que l'indice de refroidissement éolien soit exprimé selon une échelle de température (au Canada, l'échelle Celsius), il n'est pas une température : il n'exprime qu'une sensation humaine.

$$IRE = 13,12 + 0,6215 \times T - 11,37 \times V^{0,16} + 0,3965 \times T \times V^{0,16} \quad \text{équation de Sipel-Passel}$$

Avec : *IRE* : Indice de refroidissement éolien
 T : Température de l'air en degrés Celsius
 V : Vitesse du vent (km/h) mesurée à 10 m de hauteur

Depuis l'année 2000, une révision de cet indice a conduit un groupe de recherche sur le refroidissement éolien à proposer un nouvel indice beaucoup plus près de ce que les gens ressentent vraiment quand ils sont exposés au vent et aux basses températures.

IV.1.2 Objectifs des indicateurs

On peut décliner les objectifs que vise l'utilisation d'indicateurs en fonction de l'acteur cible : « la demande d'indicateurs a deux motifs principaux, à savoir la rationalisation de la prise de décision et le développement d'une fonction de communication » (Bouni, 1996)

Les indicateurs sont :

- pour les techniciens, des données techniques de suivi,
- pour les décideurs (e.g. gestionnaire), un outil d'aide à la décision et de suivi de résultats,
- pour le public (e.g. les citoyens), un outil d'information, de compréhension facile, non ambigu et fidèle à la réalité.

En fait, il est nécessaire de disposer de plusieurs niveaux d'indicateurs : plus l'on s'éloigne du niveau strictement opérationnel, plus le nombre d'indicateurs doit être réduit. Chaque acteur, de l'opérateur à l'utilisateur, ne doit avoir à traiter qu'un nombre restreint d'indicateurs. Le traitement des données nécessaires pour l'obtention d'indicateurs répondant aux besoins d'information de chaque acteur cible est différent. Cette différence de niveau se traduit dans la pratique par une agrégation et/ou une pondération des indicateurs plus ou moins importante. Les données brutes manipulées au niveau opérationnel par secteur d'action sont traitées

jusqu'à l'obtention d'indices globaux, comme l'indice de la qualité de l'air extérieur pour les grandes métropoles.

Le groupe de travail réunissant des membres du conseil national de recherches Canada (C.N.R.C.) et de la fédération canadienne des municipalités (F.M.C.) pour l'élaboration d'un guide national pour des infrastructures municipales durables distingue trois niveaux pour la planification et la prise de décisions relatives aux infrastructures urbaines. Partant du principe qu'il est nécessaire de cerner les indicateurs importants pour les décideurs, le guide distingue également trois niveaux d'indicateurs : opérationnel, tactique et stratégique. La Figure 13 illustre cette division en prenant pour exemple la structure municipale des services publics locaux d'une ville de 60 000 habitants.

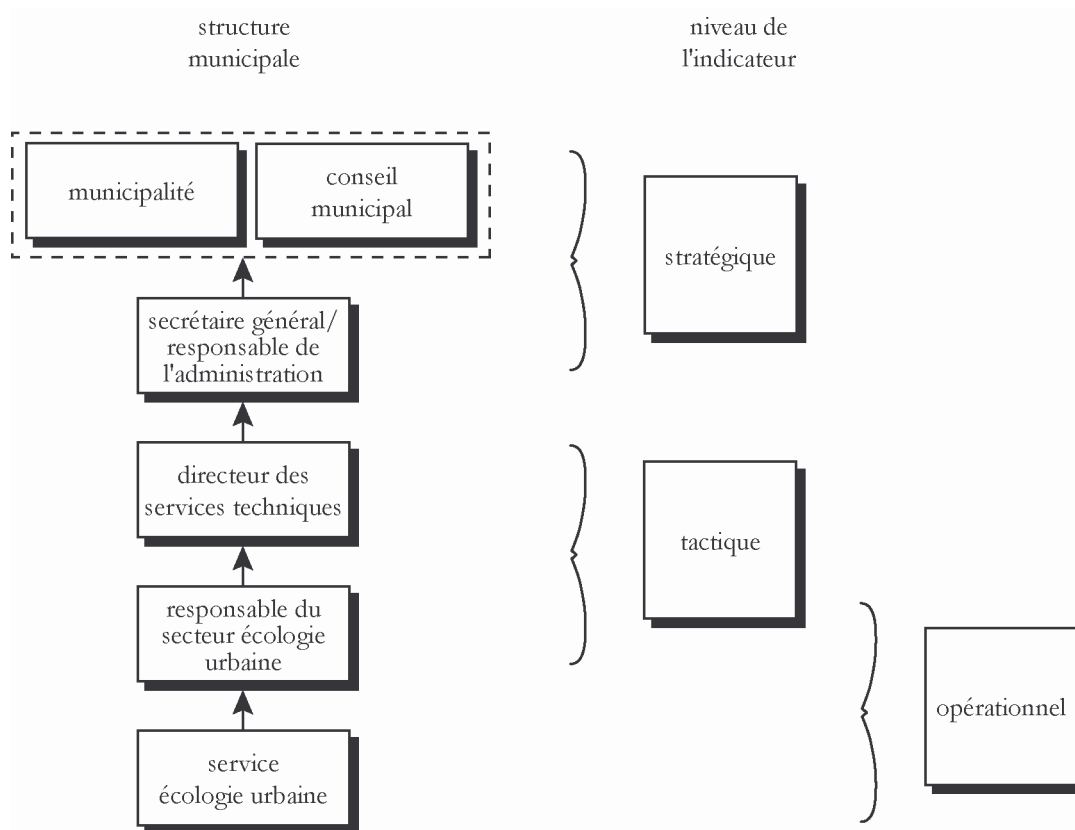


Figure 13 : Hiérarchie des indicateurs au sein d'une municipalité type (d'après Moreau, 2002 : exemple de Noisy le Grand, 60 000 habitants).

Les indicateurs opérationnels sont habituellement des données granulaires sur des éléments actifs déterminés (déversoirs d'orage, tronçons, puits d'infiltration,...) dont les agents se servent pour prendre des décisions à court terme. Les indicateurs tactiques concernent les regroupements de données de nature et/ou d'origine différentes (INSEE, étude diagnostique,...) provenant d'indicateurs opérationnels dans le but de former une image

instantanée d'ensemble. Ils sont utilisés pour appuyer les décisions préconisées par les responsables de service. Les indicateurs stratégiques sont des évaluations globales d'objectifs abstraits (e.g. : préserver la qualité du milieu récepteur) ou encore d'objectifs plus concrets (e.g. : réinvestir annuellement 2% de la valeur de remplacement du réseau pour la réhabilitation).

Le Tableau 9 propose, pour les trois niveaux d'indicateurs, des exemples appliqués à la gestion des systèmes d'assainissement.

Tableau 9 : Niveaux d'indicateurs

Niveau d'indicateur	Exemple
Opérationnel	Nombre de branchements d'eaux usées sur un tronçon eaux pluviales
Tactique	Nombre de branchements d'eaux usées sur le réseau eaux pluviales rapporté au nombre d'équivalents habitants pour chaque branche principale (objectif de priorisation)
Stratégique	Montant de l'aide attribuable aux particuliers par l'agence de l'eau pour le financement des travaux de régularisation des raccordements erronés

Les indicateurs de la méthode *QUESA* sont destinés à aider le gestionnaire à prendre des décisions et sont donc du niveau tactique, tel qu'il l'a été explicité précédemment. Les indicateurs tactiques proviennent de l'analyse d'indicateurs de type opérationnel qui, bien que différents, sont liés les uns aux autres. L'analyse vise à donner un aperçu de l'état d'un élément actif du système (processeur). Par exemple, on peut combiner un nombre d'indicateurs opérationnels, telle que la consommation énergétique de chaque poste, pour obtenir un indicateur de la consommation globale en énergie primaire par le système. Un indicateur tactique fournit au gestionnaire une vue d'ensemble de l'état ou de la valeur d'un ensemble de processeurs.

IV.2 Agrégation et pondération des indicateurs

La réduction du nombre d'indicateurs rendant compte d'une situation, demande un traitement de l'information. Weber et Lavoux (1994) distinguent deux principaux traitements :

- l'**agrégation** vise à la description d'une multitude d'observations portant sur un même paramètre à l'aide d'un chiffre unique (par exemple, la consommation énergétique globale d'un site industriel est obtenue par agrégation des différents types de consommation, (électricité, gaz, fuel... - ramenés en unité commune, kWh ou TEP). L'agrégation permet le traitement d'une multitude de données brutes, et donne un premier niveau d'indicateurs

agrégés. Ce traitement des données concernera les sous-critères qui portent sur les facteurs d'impacts.

L'agrégation, si elle permet de gagner en clarté en dégageant une information qui n'apparaît pas dans les données brutes, entraîne également une perte d'information. En ce qui concerne, par exemple, l'agrégation de la consommation énergétique d'un site, si on agrège sur les types d'énergie, la perte d'information portera sur la répartition par type d'énergie, et si l'on agrège sur l'année, la perte d'information portera sur les variations saisonnières. De plus, des phénomènes compensatoires lissent l'information.

- **l'intégration** vise à la description synthétique de phénomènes complexes (effet de serre, pollution des eaux de surface ...). En plus de l'agrégation des paramètres, l'intégration fait intervenir leur variabilité temporelle, la prise en compte d'interactions et la multiplicité des unités de mesure. Plusieurs facteurs d'impacts sont généralement associés à un même impact, et contribuent plus ou moins fortement à cet impact. Par exemple, si l'on s'intéresse aux effets sur la biocénose aquatique de la pollution des eaux de surface, la toxicité des polluants présents joue un rôle important dans leurs effets sur la santé humaine : il est moins dangereux pour la vie aquacole d'être en présence d'une concentration de 1 g/l d'azote ammoniacal (NH_4^+) que 1 g/l de méthylmercure (CH_3Hg). Les coefficients de pondération doivent représenter l'importance respective de la contribution de chaque facteur d'impacts à l'impact, et sont donc *a priori* calculés sur des bases scientifiques.

Le principal problème est que la compréhension des mécanismes à l'origine des impacts est aujourd'hui imparfaite, et que l'on ne sait pas évaluer exactement la contribution respective de différents facteurs d'impacts à un impact, et ce d'autant plus que des effets de synergie et d'antagonismes entre plusieurs facteurs sont possibles (Rousseaux, 1993). Dans la pratique, le choix d'unités communes permettant d'exprimer la contribution de plusieurs paramètres à un impact tient donc plus d'une convention permettant d'approcher la réalité d'un impact que de la représentation exacte de cette réalité.

On peut ajouter à ces deux niveaux de traitement de l'information un niveau supplémentaire, particulièrement délicat, qui est celui du traitement de l'information portant sur différents impacts, pour obtenir une image synthétique d'une situation : on se trouve dans ce cas face à une problématique multicritère. Ce traitement permettrait l'estimation d'un "impact principal" dû à plusieurs impacts.

Intégration : du facteur d'impacts à l'impact (source : Barraud et al., 2001)

Un exemple de ce type de pondération est le calcul de l'indicateur d'eutrophisation proposé par Guinee *et al.* (1992) pour évaluer la contribution d'un système à l'eutrophisation. La contribution à l'eutrophisation des substances j émises par le système i est donnée par l'indicateur suivant :

$$I^i = \sum_j m_j^i \times NP_j = \sum_j m_j^i \times \frac{\lambda_j}{\frac{M_j}{\lambda_{PO_4^{3-}}}} \quad (\text{Formule 1}) \quad (\text{Guinee } et al. \ 1992 ; \text{ in } \underline{\text{Barraud } et al., \ 2001})$$

avec :

I^i (kg équivalent PO_4^{3-}) : indicateur du potentiel d'eutrophisation du système i

m_j^i (kg) : masse de substance j émise par le système i

NP_j (adimensionnel) : potentiel d'eutrophisation de la substance j

λ_j (moles) : nombre de moles de biomasse susceptibles d'être produites par mole de substance j

M_j (g/mole) : masse molaire de j

L'indice NP représente le rapport entre le nombre de moles de biomasse créées par l'apport d'un gramme du composé considéré sur le nombre de moles de biomasse créées par gramme de phosphate. Seuls les composés azotés et phosphorés sont supposés contribuer au phénomène. L'utilisation de tels indicateurs présente l'intérêt de mesurer un impact ou une potentialité d'impacts et non un flux de polluants ou de matière. Néanmoins ces indicateurs, en faisant appel à des simplifications sur les phénomènes en jeux, corrompent l'intelligibilité de qui doit être représenté.

Globalement, on doit retenir l'idée que l'approche d'une situation par les indicateurs connaît des limites liées :

- à la construction des indicateurs mêmes (Bouni, 1996) :

- « ils ne sont ni neutres, ni objectifs, dans la mesure où ils correspondent à une lecture particulière du réel issue d'un modèle théorique ou d'une approche spécifique,
 - chacun d'entre eux, n'étant pas en mesure de prendre en compte la totalité des dimensions du domaine étudié, véhicule une vision partielle du réel,
 - enfin, compte tenu des lacunes de l'information disponible face aux besoins des divers utilisateurs potentiels, les indicateurs sont marqués d'un fort pragmatisme ».
- aux traitements d'agrégation / pondération qu'ils subissent : l'introduction implicite de facteurs subjectifs est un biais susceptible de fausser l'utilisation des indicateurs en tant qu'élément d'aide à la décision.

IV.3 Types d'indicateurs

D'un critère à l'autre, les caractéristiques des indicateurs diffèrent. Ils peuvent être quantitatifs ou qualitatifs, extensifs ou intensifs et suivant un modèle développé par l'O.C.D.E (1993) ils peuvent également être de pression, d'état ou de réponse.

IV.3.1 Indicateurs quantitatifs ou qualitatifs

Un **indicateur quantitatif** correspond à une variable numérique, calculable à partir de données quantitatives ou mesurables (e.g. : consommation énergétique, rejet dans le milieu récepteur, bruit mesuré en décibel,...). La variable peut être continue et prendre un nombre infini de valeurs réelles ; l'âge, la distance et la température par exemple. La variable peut être discrète et prendre uniquement un nombre limité de valeurs réelles (e.g. : X peut seulement être égal à 1, 3, 5 et 1000). L'indicateur quantitatif est doté d'une unité de mesure. C'est une grandeur cardinale, caractérisée par le fait que les valeurs de l'indicateur sont reliées par les quatre opérateurs arithmétiques de base (+, -, ÷, ×).

Un **indicateur qualitatif** correspond à une variable catégorique (aussi appelée variable qualitative). Il s'agit d'une variable où chaque réponse peut être classée dans une catégorie particulière. Une variable catégorique peut être nominale ou ordinale. Une variable ordinale contrairement à une variable nominale présente un ordre naturel de ses valeurs possibles, mais les distances entre les valeurs ne sont pas définies. Habituellement, les variables ordinales ont des échelles catégoriques. Par exemple, lorsqu'on demande à des personnes de choisir entre « excellent », « bon », « moyen » et « médiocre » pour évaluer quelque chose, la réponse indique seulement une catégorie, mais il existe un ordre naturel de ces catégories. Ainsi les valeurs de l'indicateur peuvent être reliées par les relations « plus petit que (<) », « plus grand que (>) » et « égal à (=) ». Par exemple l'intégration paysagère d'un site industriel peut être

qualifiée par un indicateur qualitatif qui prend les valeurs ordinales : « bonne », « moyenne » et « faible ». Un indicateur nominal sera la couleur.

IV.3.2 Indicateurs extensifs ou intensifs

Un **indicateur extensif** correspond à une variable numérique dont la valeur dépend d'une quantité : un volume, une masse. C'est une grandeur additive assimilable à un flux, comme par exemple la consommation d'énergie.

Un **indicateur intensif** est une variable numérique dont la valeur est indépendante d'une quantité : la pression, la température. L'indicateur intensif nécessite de spécifier des zones à évaluer, parce qu'il contient intrinsèquement des limites spatiales.

IV.3.3 Cadre de construction des indicateurs : Modèle Forces motrice – Pressions - Etat - Impacts – Réponses (FPEIR)

Le modèle FPEIR (forces motrices - pressions – état – impact – réponses), forme un cadre permettant d'élaborer des indicateurs (EEA, 1999). Ce modèle se base sur le cycle suivant : *« le développement économique et social exerce des **pressions** sur l'environnement et modifie la qualité et la quantité des ressources naturelles (**état**). Finalement cela conduit à des **impacts** sur la santé humaine, les écosystèmes et les ressources qui susciteront une **réponse** de la société en adoptant des mesures de politique d'environnement, économique et sectorielle. Ces dernières agissent rétroactivement sur les **forces motrices**, les **pressions**, l'état de l'environnement et sur les **impacts** ».*

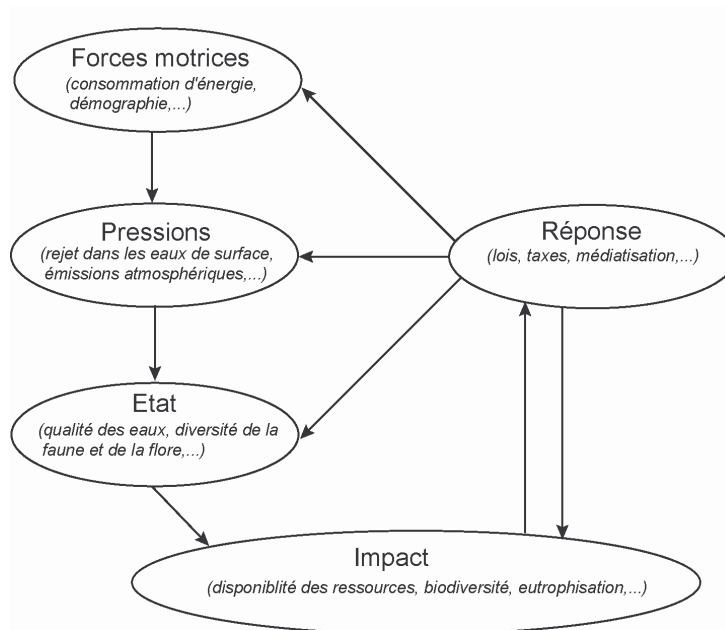


Figure 14 : Cadre de construction des indicateurs environnementaux (EEA, 1999)

L'agence européenne pour l'environnement (A.E.E.) classe les indicateurs en quatre groupes suivant la question à laquelle il se rapporte :

- que ce passe t-il ? Indicateurs de description,
- est-ce important ? Indicateurs de performance,
- y a t-il une amélioration ? Indicateurs d'efficacité,
- est que la situation s'améliore globalement ? Indicateurs total de bien être.

Les indicateurs de ces quatre catégories font le lien entre les éléments du modèle FPEIR.

Le premier groupe d'indicateurs décrit la situation telle qu'elle est au moment de l'évaluation. Cette évaluation utilise cinq types d'indicateurs en rapport avec l'élément du modèle qu'il cherche à décrire :

- **Les indicateurs de forces motrices** : ils décrivent le développement social, démographique et économique des sociétés et leurs changements d'habitudes de vie, de consommation et de production. Ces indicateurs sont intéressants lorsque la population fait partie du système évalué.
- **les indicateurs de pressions** : ils décrivent les pressions exercées sur l'environnement, c'est à dire les prélèvements et rejets dus à une activité humaine. Ils peuvent être directs, par exemple lorsqu'on considère l'émission de substances polluantes, la production de

déchets ou la consommation de ressources naturelles, ou indirects, s'ils se rapportent à une activité humaine entraînant une pression directe.

- **les indicateurs de condition ou d'état** : ils traduisent l'état de l'environnement et son évolution. Cependant, la distinction entre l'état de l'environnement et les pressions s'exerçant sur lui est parfois ambiguë, et les démarches de mesure de l'état de l'environnement sont souvent impraticables ou très coûteuses. Dans la pratique, on utilise donc plus facilement les indicateurs de pressions ou d'impacts que les indicateurs d'état.
- **Les indicateurs d'impacts** : ils évaluent les impacts comme le résultat des pressions sur l'environnement. Ces pressions entraînent des modifications de l'état de l'environnement (des effets). Les impacts sont souvent le résultat de plusieurs effets, en parallèle ou en série. Ils permettent de s'affranchir partiellement de la compréhension exacte des liens de causalité qui existent entre les pressions, les effets et les impacts.
- **les indicateurs de réponses de la société** : ils traduisent la mesure dans laquelle la société répond aux préoccupations dans le domaine de l'environnement, et doivent refléter les efforts mis en œuvre pour traiter un problème environnemental donné. Ces indicateurs sont encore peu développés, pour la plupart en cours d'élaboration. Leur construction est difficile car ils sont le plus souvent qualitatifs (signature d'un accord, respect d'une norme). Ils sont de plus souvent confondus avec les indicateurs de pression, dans la mesure où l'efficacité d'une action est évaluée par la variation des indicateurs de pression ou d'état, consécutive à cette action. Par exemple, la mise en œuvre d'un programme de dépollution des sols se traduira par une amélioration de l'indicateur d'état "pollution des sols", l'implantation d'un nouveau procédé "propre" se traduira par une amélioration de l'indicateur de pression quantifiant la pollution liée à cette production.

Les indicateurs de pression et de réponse portent sur les facteurs d'impacts, et non sur les impacts eux-mêmes. Ces deux types d'indicateurs sont donc bien adaptés à la méthode *QUESA*. Les indicateurs d'état et d'impacts se rapportent à la qualité de l'environnement et à la qualité des ressources naturelles. Ils sont conçus pour donner une vision globale de l'état de l'environnement et de son évolution, et non pas des pressions qui sont exercées sur lui. Ces indicateurs sont plus adaptés aux méthodes d'audit ou de diagnostic qu'aux méthodes d'évaluation. Le système étudié ne prend pas en compte la population. Les indicateurs de forces motrices ne sont donc pas utilisables pour la méthode *QUESA*.

Les indicateurs de la méthode *QUESA* pourront donc mesurer les pressions ou les réponses, être qualitatifs ou quantitatifs et, dans ce cas, extensifs ou intensifs.

IV.4 Construction des indicateurs

IV.4.1 Critères de sélection

De nombreux documents portant sur l'évaluation environnementale proposent des critères de sélection des indicateurs. A partir de documents issus des travaux de Labouze (1995), de l'IFEN (Weber & Lavoux, 1994), de l'O.C.D.E (1993) et de la norme ISO 14001 (ISO, 1996), les critères suivants ont été retenus :

- Pertinence
 - **pertinence/besoins** : les indicateurs doivent fournir une information répondant à un besoin du ou des parties intéressées. La mesure doit avoir un lien avec le résultat visé.
 - **objectif** : il doit y avoir un lien entre les indicateurs et l'atteinte des objectifs de la municipalité : chaque indicateur doit être lié à un objectif auquel il se compare.
 - **lisibilité** : simplicité d'interprétation et de compréhension, non-ambiguïté.
- Justesse d'analyse
 - **représentativité** : représentation fidèle et synthétique de la situation ou du phénomène auquel on s'intéresse.
 - **justesse d'analyse** : construction sur une base scientifique et technique saine. Objectivité et non-ambiguïté des résultats.
 - **cohérence** dans le temps et dans l'espace, pour permettre la comparaison (entre site, au niveau national, international...), le suivi et le dégagement de tendances.
 - définition de **valeurs de référence** permettant de situer l'indicateur.
- Données
 - **mesurabilité** : accessibilité des données brutes à un rapport coût/bénéfice raisonnable, procédures fiables.
 - **sensibilité** : variation de l'indicateur pour une faible variation du phénomène observé et avec un temps de réponse acceptable.
 - **précision** : marge d'erreur acceptable.

Dans la pratique, il est souvent difficile de réunir l'ensemble de ces critères, mais il est souhaitable de s'en approcher au maximum pour obtenir des indicateurs réellement utiles et fiables.

IV.4.2 Méthode de construction

Le choix de critères de sélection permet de vérifier la validité d'un indicateur, mais ne constitue pas une réelle aide à sa construction. Lajzerowicz *et al.* (1998), proposent une méthode de construction des indicateurs qui s'attache au suivi des différentes étapes permettant d'arriver à la définition finale d'un indicateur. La méthode proposée par Lajzerowicz *et al.* (1998) vise plus particulièrement la construction d'indicateurs pour la gestion de production industrielle. Cette méthode n'est pas satisfaisante notamment parce qu'elle ne considère que des indicateurs quantitatifs. Or, les indicateurs qualitatifs sont également porteurs d'information, mais nécessitent un traitement différent.

Il a été montré en synthèse du chapitre 2 que les indicateurs devaient porter sur les échanges entre le système et son environnement, donc sur les flux des facteurs d'impacts. Plusieurs situations sont envisageables. La Figure 15 décrit la construction des indicateurs pour évaluer les échanges entre le système d'assainissement et son environnement.

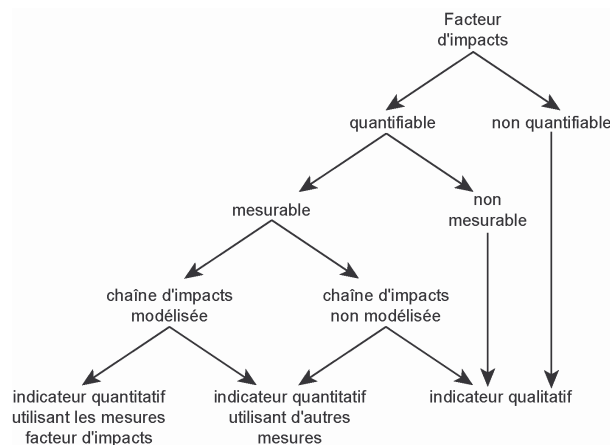


Figure 15 : Méthode de construction des indicateurs pour évaluer les échanges entre un système et son environnement.

L'échange est quantifiable et mesurable. La « mesurabilité » ne dépend pas que des connaissances scientifiques ou techniques. Un paramètre peut ne pas être mesurable à un coût acceptable. Les villes moyennes, en règle générale, ne disposent pas de ressources financières suffisantes pour un équipement lourd ou un système de mesures en continu. Par exemple, la mesure en continu de plusieurs paramètres de pollution (DCO, DBO et MES) à l'ensemble des exutoires pluviaux du réseau n'est envisageable que dans le cadre d'un observatoire urbain à des fins de recherche. Le financement de celui-ci est alors assuré par d'autres fonds. Si le facteur d'impacts n'est pas mesurable, l'indicateur sera alors qualitatif. L'information résultant de l'évaluation devra décrire au mieux la réalité des échanges.

Lorsque **le facteur d'impacts est mesurable**, deux cas de figure sont envisageables.

- **La chaîne d'impacts est entièrement modélisée.** Le lien entre la quantification du flux du facteur d'impact et l'intensité de l'impact est clairement établi, l'ensemble des paramètres d'influence est connu et ils sont tous mesurables. Dans cette situation, l'indicateur est quantitatif et utilise directement les mesures du ou des facteurs d'impacts. L'utilisation des ressources énergétiques par le système est généralement quantifiable. Les indicateurs évaluant ce critère utilisent les paramètres de quantification de la consommation énergétique. Néanmoins, cette situation est à nuancer par les imprécisions qui affectent les mesures. Les imprécisions poussent le modélisateur à utiliser d'autres paramètres mesurables pour alimenter un indicateur quantitatif plus précis.
- **Si la chaîne d'impacts est connue sans pour autant être complètement modélisée,** le modélisateur est dans la même situation que face à des paramètres dont la mesure est imprécise. L'utilisation d'autres paramètres pour construire un indicateur quantitatif est possible. Le choix peut également se porter sur un indicateur qualitatif. Par exemple, les effluents urbains non traités sont un facteur d'impacts sur le milieu récepteur. Néanmoins la méconnaissance des points de rejets illégaux rend leur quantification difficile. L'indicateur choisi porte donc sur la présence ou l'absence de tels rejets, sans distinction de quantité.

Si **le facteur d'impact n'est pas mesurable**, l'indicateur utilisé sera souvent qualitatif. Par exemple, l'intégration paysagère du système dans l'espace urbain est évaluée grâce à des indicateurs qualitatifs. Ces indicateurs s'intéressent à l'impact visuel, notion trop subjective pour être évaluée quantitativement. Les démarches mises en œuvre pour prendre en compte l'intégration paysagère des différents équipements du système (documents d'urbanisme,...) sont des outils pour répondre à une attente des riverains. Dans certains cas, l'indicateur peut également porter sur d'autres aspects mesurables.

Si **le facteur d'impacts n'est pas quantifiable**, dans ce cas l'indicateur sera qualitatif.

Enfin, un indicateur doit avoir un **nom**, une **définition**, un **mode de calcul**, une **unité de mesure**, une **fréquence d'actualisation**, une **source d'origine** et une **maille de validité**.

Un ensemble d'indicateurs, *a priori* pertinents, doit alors être disponible pour réaliser l'évaluation. Ils seront présentés dans la troisième partie de ce mémoire. A ce niveau les résultats de l'évaluation ne permettent pas une représentation homogène et didactique. Il

s'agit de valeurs brutes des indicateurs qui devront être traduites sous forme de performances pour être compréhensibles par tous les utilisateurs de la méthode *QUESA*.

IV.5 Traduction de la réalité : modélisation de la performance

IV.5.1 La notion de performance environnementale

La majorité des méthodes d'évaluation est basée sur une présentation des valeurs brutes des indicateurs. Cela suppose que les acteurs sont capables, avec les résultats des indicateurs associés aux critères d'évaluation, d'estimer la performance environnementale du système. Or il semble nécessaire d'aller plus loin dans les résultats d'évaluation. Un pas a été franchi avec l'élaboration de la norme ISO 14031 (ISO, 2000) sur les indicateurs de performance environnementale. Cependant, les objectifs sont fixés par la direction de l'organisme et ne retranscrivent pas forcément le caractère significatif des conséquences sur l'environnement.

Le choix a donc été fait de relativiser les résultats des indicateurs par rapport à des valeurs minimales et maximales de référence afin d'établir les performances indépendamment de l'organisme. Cette approche permet de représenter l'ensemble des résultats sur une échelle transposable d'un organisme à l'autre, ou de comparer des systèmes entre eux. Une échelle commune pour les indicateurs de performance facilite également leur agrégation comme cela sera présenté à la section V.3.

IV.5.2 Evaluation des performances

IV.5.2.1 Echelle de performance

Le principe de l'évaluation de la performance est d'évaluer l'ensemble des sous-critères sur une échelle définie et commune à l'ensemble des critères.

L'échelle de mesure est finie, quantitative et scalaire, comprise entre -1 et 6. Plus la performance du système sur un critère augmente, plus la valeur sur l'échelle est élevée. Cette échelle de mesure a été choisie pour obtenir une plage de variation suffisante. Cette plage de variation est nécessaire pour introduire une distinction de la connaissance.

- La borne 0 de l'échelle correspond à la valeur prise par l'indicateur dans le cas où le système respecte une réglementation ou une norme pour le critère donné. S'il n'y pas d'exigence réglementaire particulière, la borne 0 prend la valeur de l'indicateur correspondant aux pratiques courantes.

- La borne 6 de l'échelle de mesure est la performance visée (cible) qui correspond pour un critère à ce qui peut être fait de mieux à l'heure actuelle. Cette valeur cible intègre les techniques de protection et de valorisation de l'environnement disponibles et les plus performantes pour le critère considéré. Elle est également basée sur une extrapolation réaliste des pratiques actuelles, à l'inverse d'une performance idéale qui n'est pas toujours réalisable.
- La borne -1 traduit une valeur de l'indicateur inacceptable. Une performance négative indique que le système ne respecte pas la réglementation ou la norme. S'il n'existe ni norme ni réglementation, la note de performance ne prend pas de valeur négative.

IV.5.2.2 Modélisation de la performance

Les deux points remarquables de l'échelle viennent d'être définis mais ne suffisent pas pour déterminer la performance d'un projet selon un critère. Il est nécessaire de spécifier la signification de toutes les valeurs de la performance de l'échelle, c'est à dire établir la correspondance entre la valeur du ou des indicateurs d'un sous-critère ou d'un critère principal et la note de performance comprise entre -1 et +6. Ce lien consiste à modéliser la performance.

La Figure 8 présentée en introduction de cette partie présentait le principe de la modélisation de la performance. Il est désormais possible, en arrivant à la fin de cette partie, de compléter ce schéma avec les éléments de méthode décrits au cours des différents chapitres. Cette modélisation est spécifique à chaque sous-critère de description et peut prendre deux formes.

IV.5.2.2.1 A partir d'un seul indicateur

C'est le cas le plus simple. Pour chaque valeur de l'indicateur correspond une note de performance. Ce lien consiste à créer une « fonction de performance » Il peut s'agir d'une fonction discrète ou continue, linéaire ou logarithmique... La Figure 16 présente deux exemples de fonction de performance. Le premier exemple concerne la part de recouvrement de la consommation en énergie non électrique sur une année par le système d'assainissement. Au-delà d'un seuil convenu comme étant une part envisageable pour l'ensemble des systèmes d'assainissement, la performance augmente de manière linéaire avec la valeur de la part de recouvrement. Le second exemple présente la fonction de performance de l'indicateur qui permet d'évaluer la performance sur le critère « management environnemental ». C'est un exemple de fonction discrète.

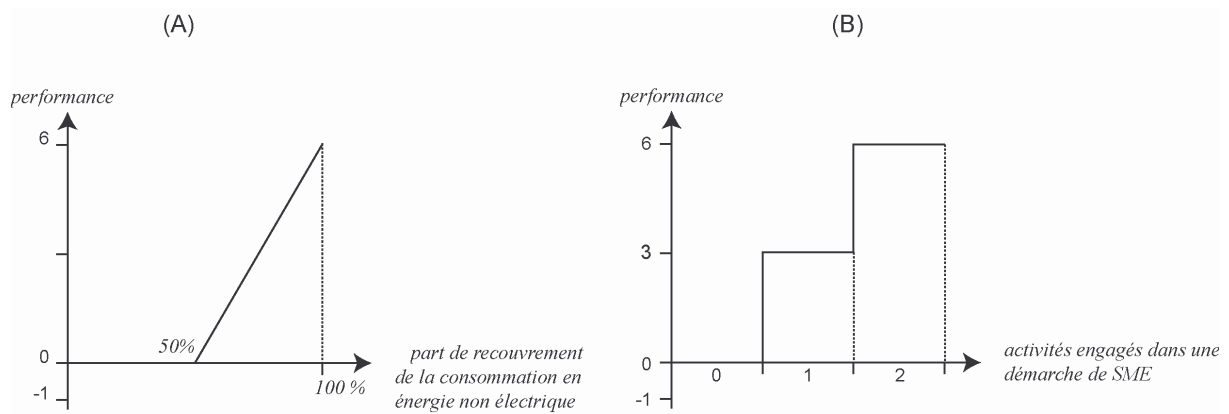


Figure 16 : Exemples de fonctions de performance typiques. (A) part de recouvrement de la consommation en énergie non électrique ; (B) nombre d'activités engagées dans une démarche de type système de management environnemental permettant d'évaluer la performance sur le critère environnemental « Management environnemental ».

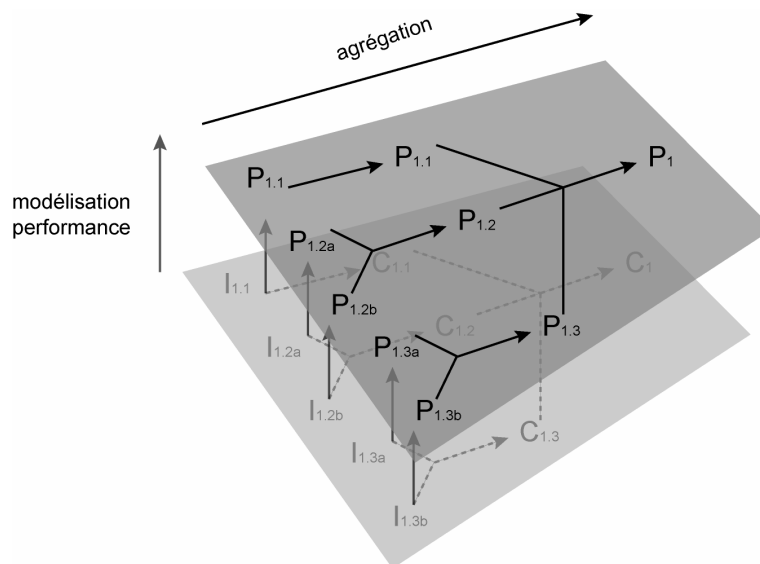


Figure 17 : Principe de modélisation de la performance à partir d'un indicateur individuel par fonction de performance

La fonction de performance est explicitée pour chaque sous-critère d'évaluation. La Figure 17 présente le principe de la modélisation par fonction de performance à partir d'un indicateur

IV.5.2.2.2 A partir de plusieurs indicateurs

Dans certains cas, la valeur de l'indicateur ne permet pas de modéliser la performance sur un sous-critère. Dans ce cas l'utilisation de plusieurs indicateurs devient nécessaire. Le passage des indicateurs à la performance est alors obtenu à l'aide de règles dites « de performance ». Classiquement, ces règles sont des règles d'hypothèse qui attribuent une note de performance pour le sous-critère. Le principe de ces règles est représenté sur la Figure 18.

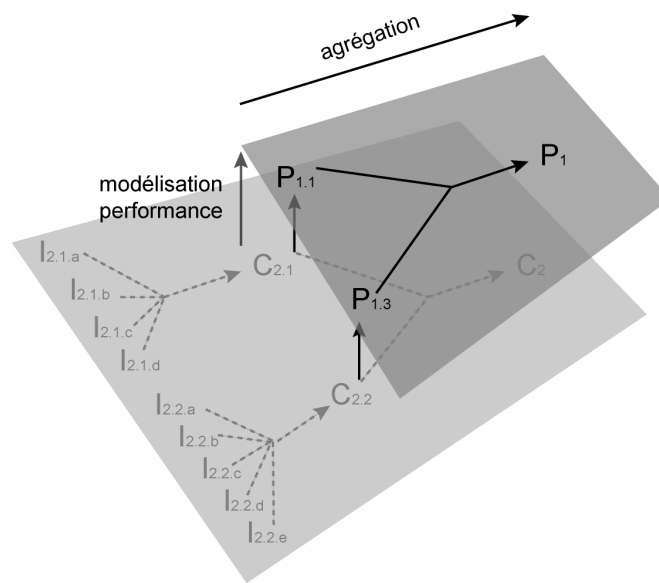


Figure 18 : Principe de modélisation de la performance à partir de plusieurs indicateurs, exemple du critère « pollution des eaux de surface ».

En résumé, l'évaluation de la performance s'effectue d'abord sur chaque sous-critère ou critère principal si celui-ci n'est pas décliné en sous-critères, après avoir déterminé la valeur du ou des indicateurs associés. Par la modélisation de la performance (par fonction ou par règle) et par les valeurs référentielles définies dans la méthode *QUESA*, une note de performance est assignée pour chaque sous-critère.

Il convient de préciser que les valeurs de référence des indicateurs sont susceptibles d'être revues avec l'évolution des techniques.

V Elaboration du profil environnemental

L'objet de ce chapitre est de montrer le passage des résultats d'évaluation des performances du niveau des sous-critères au niveau des critères principaux et de montrer comment les résultats sont représentés pour être lisibles pour les gestionnaires.

V.1 Agrégation pour un impact principal

Lorsque l'on souhaite évaluer une situation globale, par exemple la pollution des eaux de surface, on doit généralement prendre en compte plusieurs types d'impacts, portant sur des domaines aussi différents que la pollution par les nitrates et les phosphates, par des métaux lourds, des agents phytosanitaires, ...

Le traitement de l'information demande une analyse multicritère, impliquant la hiérarchisation et la pondération des différents impacts.

De manière générale, la hiérarchisation consiste à faire correspondre un objet à un groupe sur une classification en arbre. Par exemple, dans les taxonomies animales et végétales, chaque objet se réfère successivement à une espèce, un genre et une famille. Chaque objet d'un groupe possède des caractéristiques communes et répond à des critères communs fixés à l'avance par la personne chargée de faire le processus de hiérarchisation.

Ici, la hiérarchisation est basée sur la contribution à un impact principal comme il l'a été montré au chapitre III.3 de la même partie.

La pondération revient à donner à chaque objet dans un groupe une importance relative.

La définition des coefficients de pondération peut par exemple s'appuyer sur :

- les coûts : estimation du coût de la dégradation de l'environnement (qui n'est envisageable que si la dégradation se produit intégralement à court terme), estimation du coût de prévention de la dégradation (qui n'a aucune relation avec la gravité de la dégradation)
- les préférences sociales : sondage des opinions d'un groupe d'individus (scientifiques, politiques, citoyens), objectifs définis au niveau politique.
- la notion de niveau supportable : le problème est alors de définir le niveau supportable pour un impact. Cette définition ne se limite pas à des critères environnementaux mais intègre des critères techniques, économiques et sociaux

L'estimation du coefficient de pondération d'un impact peut finalement considérer :

- des facteurs objectifs (Bouni, 1996) : échelle spatiale de l'impact (locale, régionale, mondiale), échelle de temps (impact à court terme ou à long terme) échelle de conséquences (réversibles ou irréversibles), taux de croissance de l'impact, évolution prévue... Les limites de ces aspects objectifs sont dues à l'incertitude sur les mécanismes des impacts,
- des facteurs subjectifs, dépendant en grande partie de la personne (ou du groupe de personne) qui juge et de sa conception de l'environnement : l'épuisement des ressources fossiles pourrait ainsi être perçu comme grave par un industriel (conception anthropocentrique), tandis qu'un militant pour la protection de la nature accorderait plus d'importance à la perte de biodiversité (conception biocentrique). Les coefficients de pondération seraient alors totalement différents en fonction de la personne à laquelle on s'adresse.

Le choix de hiérarchisation et de pondération des impacts intègre aujourd'hui des aspects objectifs et subjectifs mêlés, les connaissances scientifiques disponibles sur les impacts étant prises en compte dans les limites de l'acceptabilité sociale, sans que les frontières des domaines objectifs et subjectifs soient clairement définies.

V.2 Approche sans agrégation totale des critères principaux.

Lorsque l'on souhaite comparer deux systèmes caractérisés par leur contribution à plusieurs impacts, la conclusion n'est simple que si l'un des systèmes surpasse l'autre pour tous les impacts considérés. Sinon, il est nécessaire de définir des priorités par exemple, vaut-il mieux polluer l'air ou l'eau ?

Etablir des règles de pondération pour l'agrégation des critères principaux pour obtenir une note a peu de sens dans une méthode d'évaluation d'un système existant. Les critères de description sont potentiellement contradictoires et la contribution à chaque impact de deux systèmes différents sera *a fortiori* fonction de ces systèmes. Par exemple, un système qui privilégiera l'infiltration des eaux de ruissellement aura un impact plus important sur la pollution des eaux souterraines que sur les inondations. Ainsi, une note globale pour le système ne permettra pas au gestionnaire de déterminer les éléments « critiques » du système. Pour résumer, la connaissance ne peut être apportée par une note globale.

La méthode *QUESA* offrira un compromis entre une agrégation totale et une absence d'agrégation. L'agrégation sera réalisée jusqu'au niveau des critères principaux. Les performances des sous-critères seront agrégées pour obtenir la performance pour chaque critère.

V.3 Approche avec agrégation des sous-critères

Les critères principaux concernent ce qui a été défini comme des unités d'évaluation cohérentes. Ces unités d'évaluation ont été déterminées en partie pour ce qu'elles synthétisent, une ou plusieurs interactions du système avec une composante de l'environnement. Déjà exposés lors de la présentation de la structure d'évaluation à quatre niveaux, les résultats de performance seront fournis pour les critères principaux. Dans le but d'obtenir un résultat de performances sur chaque critère principal, une « agrégation sectorielle » est réalisée à partir des résultats de performances des sous-critères.

L'agrégation sectorielle doit fournir la réponse à la question suivante par exemple : la pollution des eaux de surface liée aux rejets de la STEP par temps sec est-elle plus importante que celle liée aux rejets de déversoirs d'orage ? Il s'agit donc de traiter de l'importance relative des sous-critères pour l'évaluation des critères principaux.

V.3.1 Choix d'une méthode d'agrégation

L'agrégation sectorielle est basée sur une méthode d'agrégation totale, elle-même basée sur l'approche du critère unique de synthèse. Le résultat fourni est une note unique de performance pour le critère principal.

Le choix s'est porté sur la méthode de la somme pondérée (Formule 2). La note de performance ($P_{Cm.i}$) selon chaque sous-critère est multipliée par un coefficient de pondération (p_i) approprié. La somme sur l'ensemble (n) des critères ($C_{m,n}$) donne un résultat de performance agrégé, exprimé dans une note globale.

$$P_{Cm} = \frac{\sum_{i=1}^n P_{Cm.i} * p_i}{\sum_{i=1}^n p_i} \quad (\text{Formule 2})$$

P_{Cm} : valeur de la performance pour le critère Cm

$P_{C_m,i}$: valeur de la performance pour le sous-critère i du critère principal C_m

$w_{m,i}$: valeur du coefficient de pondération pour le sous-critère i du critère C_m

La méthode de la somme pondérée est un instrument simple et couramment utilisé lorsqu'il s'agit de critères de niveau hiérarchique inférieur. Cette méthode présente l'avantage d'être bien acceptée par les acteurs de manière générale de par sa facilité de compréhension. Néanmoins, elle présente certains inconvénients :

- la compensation entre les critères : une bonne note pour un critère principal peut cacher une note très faible dans un sous-critère ;
- la perte d'information dans le résultat : La note sur un critère principal ne reflète pas la complexité d'un critère comme la pollution des eaux de surface ;
- les valeurs prises par les coefficients de pondération influent de façon déterminante sur le résultat de l'agrégation ;

V.3.2 Pondération des sous-critères

La question de l'importance relative des sous-critères est toujours sans réponse. Les coefficients de pondération permettent d'introduire la relativité. La question initiale se transforme alors en : qui détermine les coefficients de pondération. Deux solutions opposées sont envisageables :

- La première consiste à fixer les coefficients. Il s'agit donc de la subjectivité de celui qui construit la méthode. Le risque est ici que l'utilisateur agisse comme un simple « presse bouton » et qu'il ne s'approprie pas l'outil. Cette option est contradictoire avec les objectifs de transparence et de clarté affichés plus haut.
- La seconde consiste à laisser le choix entier à l'utilisateur des coefficients de pondération. La subjectivité est alors liée aux connaissances de l'utilisateur. Or il a déjà été précisé que les gestionnaires des systèmes d'assainissement n'ont pas toujours les connaissances nécessaires et suffisantes pour faire l'évaluation. Cette remarque est donc *a priori* valable pour le choix de coefficients de pondération. Le risque serait un choix impropre des coefficients de pondération, voir un abandon de la méthode.

Le choix fait pour la méthode **QUESA** porte sur une solution intermédiaire. Une pondération sera proposée à l'utilisateur sous la forme de coefficients de pondération. Les valeurs de ces coefficients tiendront compte des différents facteurs énoncés dans la section V.1 (objectifs et

subjectifs). L'utilisateur aura également la possibilité de choisir manuellement d'autres valeurs pour les coefficients de pondération suivant ses propres préoccupations. En donnant une justification des coefficients de pondération et en laissant la possibilité de les modifier, l'utilisateur verra directement les répercussions sur l'évaluation d'un critère principal.

V.3.3 Compensation entre les critères

La somme pondérée est une méthode totalement compensatoire. Cette caractéristique est d'autant plus critiquable lorsqu'il apparaît des valeurs de performance négatives traduisant un niveau d'indicateur inférieur à la réglementation ou à la pratique courante.

Pour limiter ce caractère compensatoire, certaines méthodes d'évaluation descriptives ou prédictives utilisent une approche basée sur le « veto ». Dans cette approche, le critère principal prend la valeur de performance du sous-critère dont la valeur de performance est sous un seuil « veto ». Cette approche permet de repérer les sous-critères pour lesquels le système présente des lacunes. Néanmoins, cette approche présente l'inconvénient de dévaloriser l'ensemble des composantes d'un critère au risque de ne plus présenter graphiquement de résultats au-dessus du seuil « veto ».

Une autre approche est celle des « red flag » (Dee et al., 1973). Cette méthode consiste à réaliser l'agrégation totale et à avertir l'utilisateur par un signal visuel que le critère agrégé présente une ou des valeurs de performance négative. Graphiquement une couleur rouge peut par exemple être choisie et appliquée lorsque la performance sur le critère principal est un résultat agrégé de performances positives et négatives.

La solution préférée ici est de ne pas agréger les performances des sous-critères si au moins un d'entre eux présente une valeur de performance négative. Ainsi, l'utilisateur est « graphiquement » informé des lacunes du système existant.

V.4 Représentation graphique des résultats

Pour faire un véritable outil cognitif, il est nécessaire d'organiser les résultats dans une présentation offrant une bonne visualisation des performances. C'est la dernière étape de la méthode **QUESA**, **l'élaboration du profil environnemental**, document de synthèse qui doit

présenter l'ensemble des résultats de façon lisible et facilement compréhensible. Il doit être daté et doit présenter les différents indicateurs sous forme de graphiques.

Trois types de représentations graphiques ont été envisagées pour la représentation de l'évaluation multicritère : le radar, la courbe et l'histogramme.

Le radar représente les performances sous forme d'étoile ou chaque axe désigne un critère. L'extrémité de l'axe correspond à la valeur maximale de performance et sa base à la valeur minimale. L'avantage visuel réside dans la lisibilité des objectifs de performance, situés aux extrémités finies des axes. En revanche un biais apparaît : la lecture et l'analyse peuvent être faussées par l'ordre dans lequel les critères sont placés. Il est courant, en première lecture, de considérer la surface couverte par le profil, ce qui représente un artifice de la représentation puisque la liaison entre les points sur les axes n'a pas de signification particulière. La Figure 19 illustre le biais d'une lecture *a priori* superficielle. De plus, les valeurs négatives sont mal représentées sur ce type de représentation.

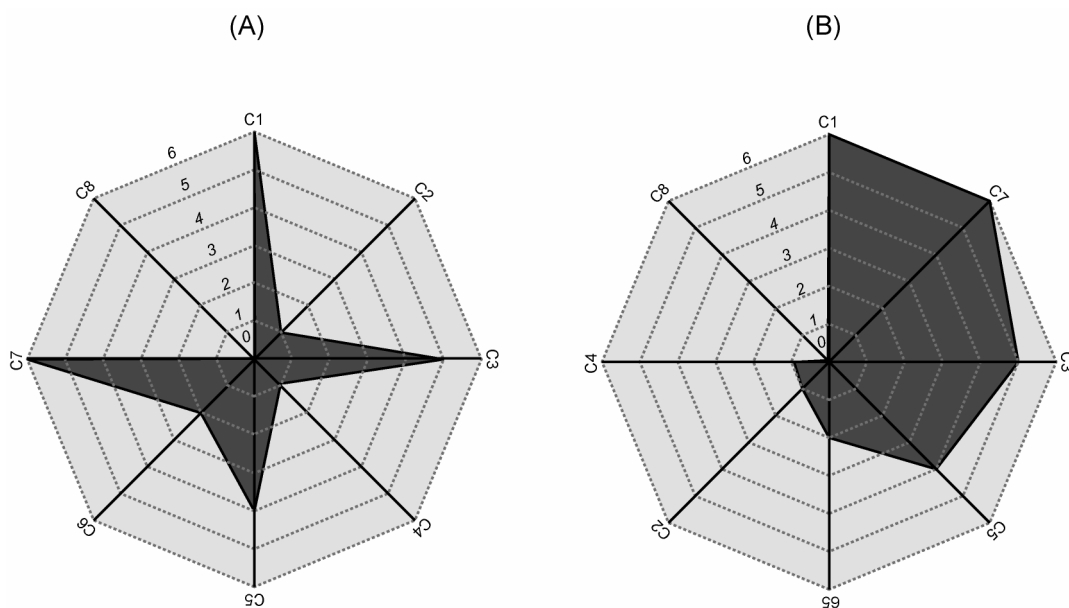


Figure 19 : Exemples de représentations graphiques multicritères de type radar suivant l'ordonnement des critères pour des mêmes valeurs de performance.

La représentation sous forme de diagramme (Figure 20) est identique à la précédente, à l'exception que les axes ne sont plus radiaux mais parallèles. Le même biais de lecture apparaît lié à la surface du profil. D'autre part lorsque le nombre de critères augmente la lisibilité diminue.

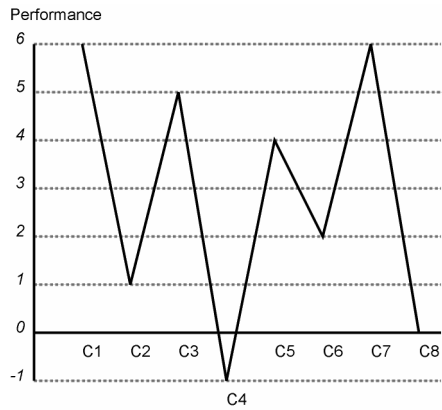


Figure 20 : Représentation graphique sous forme de diagramme

L'absence de liaison entre les différents critères affranchit la représentation en histogramme (Figure 21) de biais de lecture. L'analyse de chaque critère est indépendante des autres et l'ordre des critères influe faiblement sur la lecture des résultats. En revanche comme pour la représentation sous forme de courbe, plus le nombre de critères augmente, plus la lisibilité diminue.

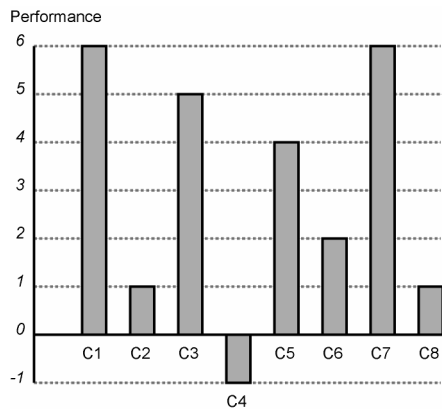


Figure 21 : Représentation graphique sous forme d'histogramme

La représentation en histogramme est préférée. Deux sorties graphiques sont possibles. La première concerne les critères principaux et la seconde les sous-critères.

VI Conclusion

La méthode *QUESA* s'insère dans une démarche globale d'évaluation. La Figure 22 représente l'ensemble de cette démarche avec les phases amont et aval qui encadrent le processus d'évaluation et qui ont permis de remplir la « boîte noire » présentée dans l'introduction de cette partie.

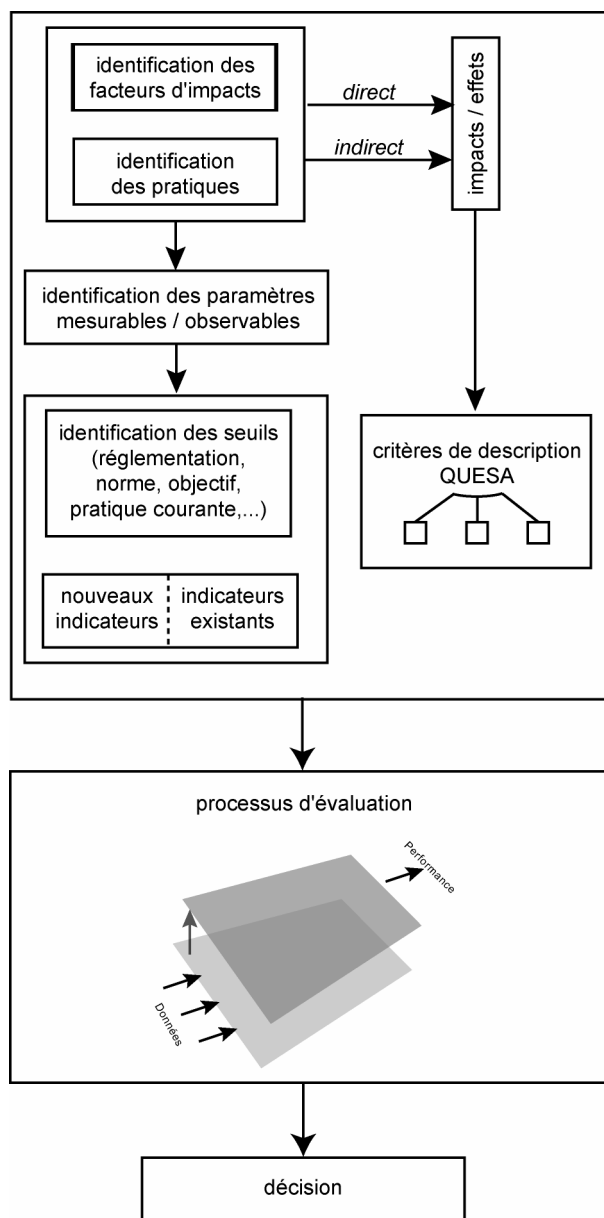


Figure 22 : Bilan de la démarche d'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbain.

Les phases amont au processus d'évaluation consistent à définir les contraintes portant sur la construction de la méthode.

- L'identification des impacts et l'arrangement hiérarchique des critères de description ont structuré la couche de description.
- La construction des indicateurs, à partir des données disponibles, a défini l'entrée de la méthode pour réaliser l'évaluation. Cette étape nécessite de connaître les systèmes de mesure et de surveillance mis en place dans le système.
- L'association de valeurs de références aux indicateurs fournit les clés de la traduction des informations brutes, évaluées par les indicateurs, en performance.

La phase aval, qui correspond à la prise de décision conditionne en partie la représentation de la performance. La catégorie d'acteur par le type de représentation et l'individu par la pondération qu'il choisira sont deux des contraintes qui influent sur la représentation finale de la performance : le profil de performance (Figure 23).

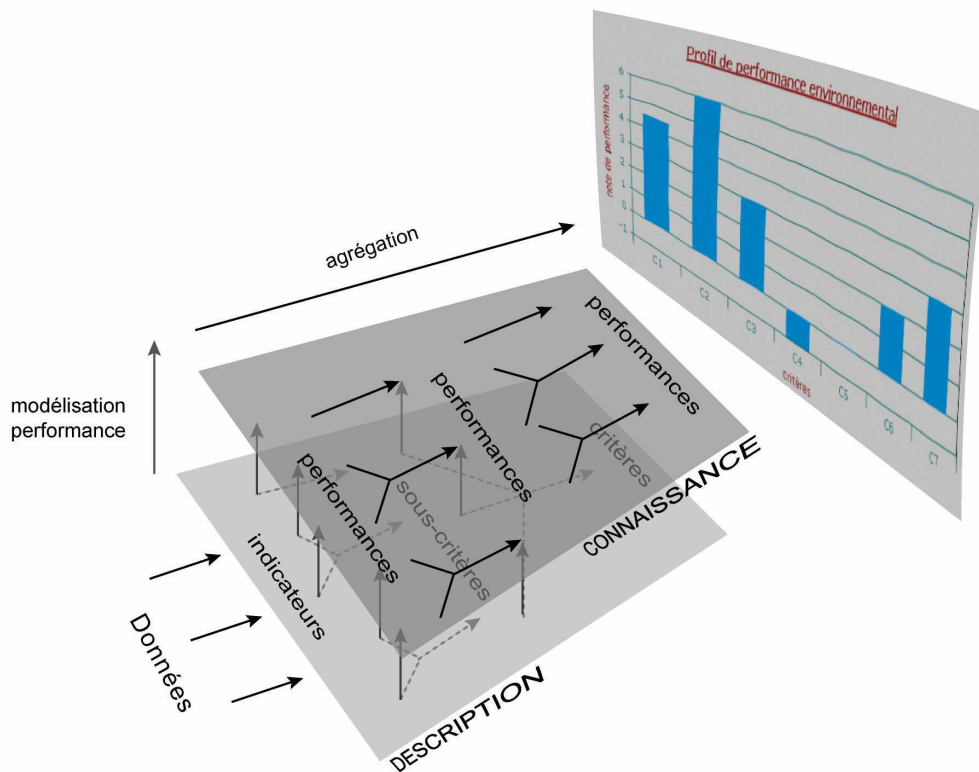


Figure 23 : Schéma conceptuel du passage des données du système d'assainissement urbain au profil de performance.

La méthode *QUESA*, en contribuant à la prise de décision de la gestion du système, participe à l'autonomie du système d'assainissement.

La troisième partie de ce mémoire a pour objet de présenter la problématique de chaque critère et de chaque sous-critère. Cette étape est le préalable à la construction des indicateurs. En effet, il est nécessaire de formuler ce qui doit être évalué pour déterminer la manière de

l'évaluer. La modélisation de la performance a été réalisée sur cinq des sept critères principaux.

- C₁ : Utilisation des ressources énergétiques
- C₂ : Pollution des eaux de surface
- C₄ : Inondations
- C₅ : Intégration urbaine
- C₇ : Management environnemental

Modéliser la performance signifie, proposer des indicateurs pour réaliser l'évaluation, traduire les valeurs des indicateurs en performance pour les sous-critères et proposer des règles d'agrégation de ces performances pour obtenir la performance sur les critères principaux. Voici décrit le contenu de la troisième partie de ce document.

Troisième partie : Modélisation des indicateurs

I Introduction

Le chapitre précédent a présenté les aspects environnementaux identifiés au cours du travail. La démarche était, d'après l'analyse des facteurs d'impacts émis ou prélevés par le système, de proposer un certain nombre de critères de description des impacts du système d'assainissement. Le seul filtre de construction des critères était basé sur la connaissance des facteurs d'impacts.

Pour la construction des indicateurs d'évaluation, d'autres filtres ont été appliqués. L'idée directrice de ces filtres était de construire des indicateurs évaluables.

- La signification avérée de l'aspect environnemental est un des filtres. La protection du milieu récepteur et la lutte contre les inondations sont deux des missions historiques et fondamentales de l'assainissement urbain. Pour ces aspects les données sont souvent mieux collectées et donc *a priori* plus facilement accessibles que pour d'autres aspects.
- L'avancée des travaux sur les aspects environnementaux a également constitué un des filtres. Un travail bibliographique a permis d'identifier les aspects pour lesquels il était envisageable de déterminer des seuils. L'existence de normes ou d'une réglementation facilite l'établissement des échelles de performance.
- Les caractères émergent et novateur de certains aspects, comme l'intégration urbaine ou l'utilisation de l'énergie, ont constitué un troisième filtre.

Ainsi un groupe de critères à été sélectionné pour être développé en priorité. Pour trois des critères principaux, les indicateurs n'ont pas été développés. Pour ces critères, une revue bibliographique de leur problématique est néanmoins proposée, ainsi que des axes recherche. Les cinq critères pour lesquels des indicateurs sont proposés et dont la modélisation de la performance a été réalisée sont les suivants :

- C₁ : Utilisation des ressources énergétiques
- C₂ : Pollution des eaux de surface
- C₄ : Inondations
- C₅ : Intégration urbaine
- C₇ : Management environnemental

Cette troisième partie de la thèse est divisée en deux sous-parties. La première présentera de manière synthétique les indicateurs qui seront développés dans la seconde. La seconde

reprend le concept de développement d'un indicateur. Il est nécessaire de caractériser ce que l'on tente de mesurer pour définir les indicateurs. Pour les cinq critères de description traités, la structure de rédaction sera la suivante :

- définition du contenu du critère et des problématiques du critère et des sous-critères associés,
- analyse bibliographique des indicateurs éventuellement existants et de points de référence,
- présentation des indicateurs et de la modélisation de la performance
- synthèse du critère.

La synthèse située en fin de description de chaque critère présentera sous forme synthétique les indicateurs avec leurs données d'entrée sous la forme d'étiquette.

Etiquette type


C_X nom du critère X	$C_{X,Y}$ Nom du sous-critère Y
$I_{X,Y,a}$:	Nom de l'indicateur éventuellement noté par ordre (a, b, c,...) s'il existe plusieurs indicateurs pour le même sous-critère ou critère
Unité :	Période de mesure :
Description :	
Données d'entrée :	

II Présentation synthétique des indicateurs

Tableau 10 : Table des indicateurs suivant les critères et les sous-critères

Critère	Sous-critère	Indicateur	page
C ₁ : Utilisations des ressources énergétiques	C _{1.1} : Consommation énergétique totale	– I _{1.1} : consommation énergétique annuelle totale par équivalent habitant	114
		– I _{1.2.a} : recouvrement de la consommation en énergie électrique	117
	C _{1.2} : Recouvrement énergétique	– I _{1.2.b} : recouvrement de la consommation en énergie non électrique	119
		– I _{1.3.a} : part de la consommation en énergie électrique d'origine renouvelable	122
	C _{1.3} : Utilisation des énergies renouvelables	– I _{1.3.b} : part de la consommation en énergie non électrique d'origine renouvelable	123
C ₂ : Pollution des eaux de surface	C _{2.1} : Pollution des eaux de surface par temps sec	– I _{2.1.a} : nombre de point de rejet direct	145
		– I _{2.1.b} : taux de bilan conformes	145
		– I _{2.1.c} : respect de l'objectif de qualité au droit du rejet	148
		– I _{2.1.d} : respect de l'objectif de qualité en sortie de tronçon	149
	C _{2.2} : Pollution des eaux de surface par temps de pluie	– I _{2.2.a} : dilution en temps sec	152
		– I _{2.2.b} : dilution en temps de pluie	152
		– I _{2.2.c} : respect de l'objectif de qualité par temps de pluie	154
		– I _{2.2.d} : respect de l'objectif de qualité par temps de pluie en considérant l'autoépuration	155
		– I _{2.2.e} : respect de l'objectif de qualité par temps de pluie suite à des mesures	155
C ₃ : Pollutions du milieu souterrain			160
C ₄ : Inondations	C _{4.1} : Inondations liées au dimensionnement des installations	– I _{4.1.a} : pourcentage de la surface résidentielle dont le risque d'inondation est supérieur à 20 ans	168
		– I _{4.1.b} : pourcentage de la surface de centre ville, zone commerciale et zone industrielle dont le risque d'inondation est supérieur à 30 ans	169
	C _{4.2} : Inondations liées aux obstructions des canalisations	– I _{4.2} : taux d'inondations dues aux obstructions	172
C ₅ : Intégration urbaine	C _{5.1} : Nuisances olfactives	– I _{5.1} : temps de nuisance olfactive sur une année	180
	C _{5.2} : Intégration paysagère	– I _{5.2} : nombre d'action de valorisation du paysage	182
C ₆ : Hygiène et santé			185
C ₇ : Management environnemental	C _{7.1} : Management environnemental du système de collecte / transport	– I _{7.1.a} : présence d'un système de management environnemental	192
		– I _{7.1.b} : nombre d'actions engagées	192
	C _{7.2} : Management environnemental du système de traitement	– I _{7.2.a} : présence d'un système de management environnemental	193
		– I _{7.2.b} : nombre d'actions engagées	193

Le Tableau 10 présente la structure générale des critères, sous-critères et indicateurs qui sont proposés pour la méthode **QUESA**.

Dans la suite de cette partie les indicateurs seront signalés dans la marge par le symbole suivant : 

III Présentation des critères traités

III.1 Critère « consommation de ressources énergétiques »

III.1.1 Définition du contenu du critère et problématique

Comme dans tout système technique, l'assainissement consomme des ressources énergétiques : de l'ordre de 10 tonnes équivalent pétrole (TEP) par an pour 1 000 équivalents habitants. Le principal sous-système consommateur d'énergie est l'usine d'épuration : production d'énergie thermique et mécanique, chauffage des locaux et installations, etc. En ce qui concerne le réseau, le transport des effluents est généralement gravitaire. Toutefois, les conditions topographiques nécessitent parfois des dispositifs de relèvement des effluents pour franchir des obstacles topographiques.

La problématique énergétique peut-être séparée en plusieurs aspects.

- Le premier concerne la réduction des consommations énergétiques. En France, 12 % de la consommation finale¹⁷ d'électricité provient de ressources fossiles et près de 72 % provient d'énergie nucléaire, source également non renouvelable (Observatoire de l'énergie, 2003). La maîtrise de la consommation énergétique représente donc un enjeu pour le développement durable du point de vue de la maîtrise des ressources naturelles.
- Le second porte sur le recouvrement des besoins en énergie. La filière de traitement des eaux usées est potentiellement productrice de biogaz. Cette source d'énergie peut être envisagée pour les besoins internes de la station de traitement. Par la filière cogénération, le biogaz permet de satisfaire à la fois des besoins en énergie thermique et mécanique (chauffage, digestion, conditionnement thermique des boues, moteurs...) et en énergie électrique.
- Le troisième porte sur l'utilisation des énergies renouvelables. D'après la définition de l'agence internationale pour l'énergie, les énergies renouvelables incluent les combustibles et déchets renouvelables (biomasse solide, charbon de bois, déchets solides municipaux renouvelables, gaz issu de la biomasse et biomasse liquide) et les énergies hydrauliques, solaires, éoliennes et marémotrices (IEA, 2003). Le biogaz peut être produit par un autre système urbain (Centre d'enfouissement technique d'ordures ménagères) et

¹⁷ La consommation finale est celle qui parvient après transport et distribution aux compteurs des usagers

importé par le système d'assainissement pour assurer les besoins en énergie électrique, thermique et mécanique.

Le critère « consommation des ressources énergétiques » vise à quantifier la consommation d'énergie et à s'assurer du caractère renouvelable des ressources employées pour fournir cette énergie. L'objectif n'est pas de sélectionner les sources d'énergie les moins polluantes. Les interactions entre le système et la pollution de l'air sont traitées dans le critère « pollution de l'air ».

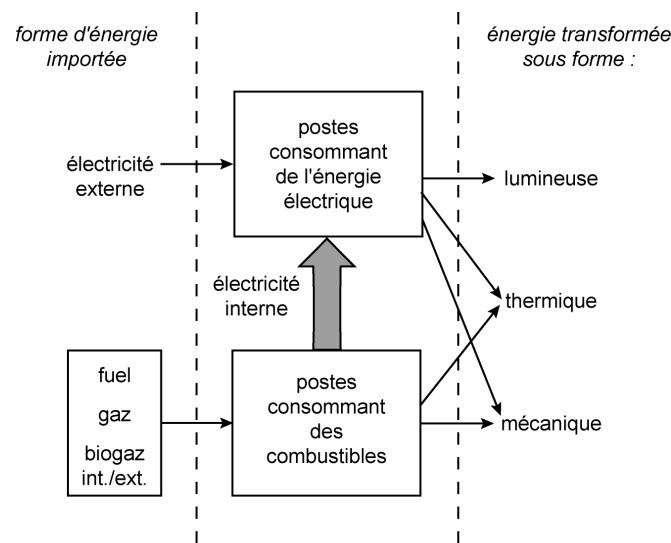


Figure 24 : Bilan des apports énergétiques pour satisfaire aux besoins en énergie finale (lumineuse, thermique et mécanique).

La Figure 24 est décomposée en trois colonnes. La colonne de gauche décrit les différentes formes d'énergie importées dans le système d'assainissement. Il peut s'agir d'énergie électrique ou d'un combustible fossile (fioul, gaz) ou renouvelable (biogaz). La colonne centrale indique comment sont utilisées et transformées les formes d'énergie précédemment citées. L'utilisation de la cogénération permet, à partir d'un combustible, de fournir à la fois de l'électricité « interne » et de la chaleur. L'énergie qualifiée d'interne est principalement fournie par le biogaz provenant de la méthanisation des boues de STEP pour les postes consommant des combustibles et via la cogénération pour les postes utilisant de l'énergie électrique. Le biogaz peut également être importé (e.g. : centre de valorisation des ordures ménagères). L'électricité d'origine interne également représente toutes les sources éoliennes ou photovoltaïques qui appartiennent au système. La dernière colonne, à droite de la figure, présente les différentes formes d'utilisation de l'énergie par le système.

III.1.2 Analyse bibliographique

La demande mondiale en énergie primaire¹⁸ demeure en forte croissance. L'énergie primaire actuellement commercialisée dans le monde représente près de 10 GTEP¹⁹ par an ; elle est constituée à 80 % par des combustibles fossiles, dont le pétrole et le gaz représentent les deux tiers (IEA, 2001). D'après les estimations, la moitié des réserves prouvées en pétrole et un tiers de celles en gaz seront consommés en 2020. Les réserves de charbon sont probablement 5 à 10 fois plus élevées mais sont fortement émettrices de gaz à effet de serre lors de leur combustion (Tissot, 2001). Les projections à plus long terme, en tenant compte de la croissance de la demande, évoquent un épuisement des ressources de gaz et de pétrole à l'horizon 2050-2100.

Face à ces données mondiales, les objectifs de la politique énergétique française sont de poursuivre la réduction de la dépendance vis-à-vis des combustibles fossiles, d'assurer la sécurité, de garantir une énergie à faible coût et de préserver l'environnement (Moisan & Godard, 1998). A contrario, en Europe, les gestionnaires de systèmes d'assainissement ont été amenés à augmenter leur consommation énergétique en raison du renforcement de la législation sur l'eau (Zakkour et al., 2002a). Plusieurs aspects sont responsables d'une augmentation de la consommation énergétique :

- amélioration des rendements épuratoires des stations,
- augmentation du volume de boues à traiter,
- renforcement des standards pour la qualité des résidus destinés à l'épandage agricole,
- augmentation des flux amenés aux stations d'épuration,
- généralisation de la désinfection des effluents par traitement aux UV, ozonation,...

De manière contradictoire à ce constat, maîtriser et réduire la consommation énergétique globale est un enjeu du développement durable (de Perthuis et al., 2002). Des actions sont envisageables à l'échelle de la production d'énergie notamment en améliorant l'efficacité énergétique. Engager l'assainissement dans une stratégie énergétiquement durable est également envisageable. Zakkour et al. (2002b) font une revue des nouvelles technologies et des nouvelles approches pour réduire la consommation énergétique et améliorer le rendement par rapport à l'énergie primaire pour les services d'eau urbains (potable et assainissement).

¹⁸ L'énergie primaire correspond aux ressources non transformées en chaleur ou électricité. Il s'agit donc d'énergie solaire, mécanique (vent, chutes d'eau), chimique (hydrocarbures, bois), nucléaire, etc.

¹⁹ GTEP : giga tonne équivalent pétrole. LA TEP est l'unité de conversion de l'ensemble des énergies primaire.

Parmi les dispositions qui permettent de réduire la consommation énergétique les auteurs citent les suivantes :

- mise en place d'équipements plus efficaces (moteurs et pompes),
- traitement anaérobie des eaux usées domestiques à température ambiante,
- mise en œuvre de biofiltres aérés,
- mise en place de technologies membranaires,...

La récupération énergétique des boues de stations d'épuration est une voie pour satisfaire la demande énergétique des installations. L'incinération est un moyen d'éliminer les déchets organiques et éventuellement de récupérer une part de chaleur ou d'énergie électrique si le pouvoir calorifique inférieur (PCI)²⁰ des boues le permet (boues riches en matière organique). La digestion anaérobie ou « méthanisation » des boues produit un biogaz riche en méthane (CH₄) valorisable comme source d'énergie primaire. Cette énergie est valorisée pour la production d'électricité et de chaleur (Tableau 11).

Tableau 11 : Bilan de la valorisation du biogaz des stations urbaines en Ile-de-France (11 stations) (ARENE, 2002)

	Energie	% du total
Electricité produite (GWh/an)	50	10 %
– turbines	26	5 %
– moteurs	9	2 %
– mécanique par moto-compresseurs	15	3 %
Energie thermique (GWh/an)	314	59 %
– chauffage digesteurs	155	29 %
– chauffage des locaux	22	4 %
– conditionnement des boues	132	25 %
– combustible incinération	5	1 %
Pertes sur rendements moteurs/turbines (GWh/an)	87	16 %
Energie non valorisée (GWh/an)	77	15%
Energie totale (GWh/an) (biogaz de step)	528 (46 tep)	100 %

Le recouvrement des besoins énergétiques par méthanisation est pratiqué en France sur une centaine de STEP de plus de 30 000 équivalents habitants (représentant au total 20 millions d'EH). Si le recouvrement énergétique total des besoins en énergie thermique et mécanique

est possible, en Ile-de-France la valorisation du biogaz couvre 30 % de la consommation électrique des stations (ARENE, 2002). La STEP de l'agglomération de Besançon (200 000 EH) produit 50 % de sa consommation électrique et couvre 100 % des besoins en énergie thermique et mécanique (ADEME, 2004). Le passage des effluents dans des pompes à chaleur permet également de fournir de l'énergie thermique comme à Göteborg (Lundin et al., 1999).

L'utilisation des énergies renouvelables est largement concentrée sur la récupération du biogaz par digestion anaérobie de résidu organique. Le biogaz peut être produit à partir des boues de STEP, mais également à partir des ordures ménagères et des déchets industriels banals (DIB). Dans cette configuration, il ne s'agit plus d'un recouvrement car l'énergie est cette fois importée dans le système. Par exemple, le Syndicat de Vienne et sa Région pour les Ordures Ménagères (SVROM) récupère le biogaz du centre d'enfouissement technique. Le Syndicat Mixte pour l'Exploitation de l'Agglomération Viennoise (SYSTEPUR) achète une partie du biogaz pour couvrir ses besoins énergétiques en électricité et en chaleur (Energie-Cités, 2001). La part des énergies renouvelables peut atteindre 100 % pour les besoins de chaleurs et 50 % pour les besoins électriques. Ces bonnes pratiques permettent déjà de contribuer à atteindre l'objectif affiché par l'Union Européenne pour 2010 de 21 % d'utilisation des énergies renouvelables dans la production d'électricité à l'échelle de chaque Etat membre de l'Union.

III.1.3 Elaboration et contenu des indicateurs.

Le critère consommation d'énergie a été divisé en trois sous-critères (Figure 25) aux vus des trois aspects identifiés précédemment ; la consommation énergétique totale, le recouvrement énergétique et les énergies renouvelables.

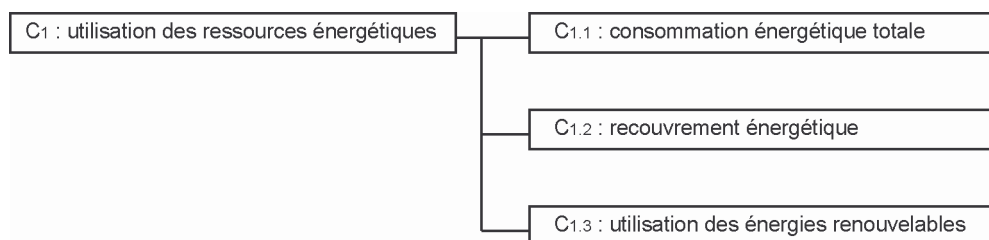


Figure 25 : Division du critère principal C1 « utilisation des ressources énergétiques » en trois sous-critères.

²⁰ Le pouvoir calorifique massique ou volumique représente la quantité d'énergie dégagée par unité de masse ou de volume du carburant lors de la réaction chimique de combustion complète conduisant à la formation de CO₂ et H₂O à l'état gazeux.

Les indicateurs proposent d'évaluer la performance sur ces trois sous-critères en rapport avec les trois aspects évoqués précédemment : l'utilisation de l'énergie, le recouvrement énergétique et l'utilisation des énergies renouvelables

III.1.3.1 Consommation énergétique totale

La consommation d'énergie primaire par équivalent habitant était en 2002 de 4,5 TEP/an/hab²¹. La consommation finale d'énergie en France représente 2,6 TEP/an/hab. La consommation d'énergie primaire de la station Seine-Aval est de 58 300 TEP/an pour le traitement d'environ 8 millions d'équivalents habitants. Le traitement des effluents urbains n'est pas un poste élevé de consommation énergétique par rapport à la consommation totale dans la ville. En revanche, certains choix d'assainissement peuvent conduire à des réductions de la consommation globale d'énergie pour un traitement équivalent. A l'heure actuelle, il n'existe pas de recueil des consommations de l'ensemble des stations d'épuration en France.

La consommation énergétique annuelle totale par équivalent habitant est l'indicateur choisi pour évaluer la performance sur ce sous-critère. C'est la quantité d'énergie totale consommée par le système d'assainissement pendant un an, rapportée à un équivalent habitant. L'unité est la tonne équivalent pétrole (TEP) par équivalent habitant par an (TEP/EH/an). L'énergie est rapportée au nombre d'équivalents habitants collectés par le système et non pas au nombre d'habitants. L'objectif est de comparer l'efficacité énergétique de l'ensemble du système d'assainissement collectif par rapport à une donnée de collecte. Or le nombre d'habitants connectés au système n'est pas toujours représentatif des effluents collectés en terme de quantité et de qualité. Par exemple, la collecte des eaux usées provenant de zones d'activités est un facteur qui augmentera la quantité d'effluents collectés. Cette augmentation du volume conduira certainement à une augmentation de la consommation énergétique globale du système : par exemple, pour le transport non gravitaire des effluents.

Pour les systèmes dont la population varie au cours de l'année, des bilans périodiques sont envisageables, afin de prendre en compte ces variations.

Les valeurs de la consommation énergétique annuelle sont rapportées en tonnes équivalent pétrole (TEP) selon les facteurs de conversions de l'observatoire de l'énergie (MINEFI, 2002) (Tableau 12). Pour la consommation en énergie électrique les parts relatives de production

²¹ La consommation d'énergie primaire corrigée du climat en France en 2002 était de 275,2 millions de tonnes équivalent pétrole (Observatoire de l'énergie, 2003). La population française était en 2002 de 61, 4 millions d'habitants (INSEE, 2003).

d'énergie électrique par les trois filières, thermiques nucléaires, thermiques classiques et hydrauliques (Tableau 13), sont utilisées pour convertir la quantité d'électricité consommée en TEP. En rapportant la consommation d'énergie au nombre d'équivalents habitants, c'est l'efficacité du système qui est mesurée en s'affranchissant de la taille du système.

Tableau 12 : Facteurs de conversion pour les énergies primaires (i) en TEP.

Filière	fioul	gaz naturel (1000 m ³)	thermique nucléaire (1000 kWh)	biogaz (1000 Nm ³) ²² 100 % CH ₄	hydraulique et éolien (1000 kWh)	thermique classique (1000 kWh)
F_{eq_i}	1	0,9	0,261	0,89	0,086	0,086

Tableau 13 : Part relative de production brute d'électricité en France (MINEFI, 2002)

Filière	thermique nucléaire	thermique classique	hydraulique (et autre renouvelable)
Production (TWh)	422	49	79
Part relative	76,7 %	8,9 %	14,4 %



$$I_{1,1} = \frac{E_{TEP}}{N_{eq}} = \frac{\sum_i E_i \times F_{eq_i}}{N_{eq}} \quad (\text{Formule 3})$$

Avec :

$I_{1,1}$: consommation énergétique annuelle totale par habitant

E_i : consommation énergétique annuelle en énergie primaire i

F_{eq_i} : facteur de conversion pour l'énergie primaire i en TEP

N_{eq} : nombre d'équivalents habitants raccordés au système collectif

²² 1 Nm³ est égal à 1 m³ de gaz pris dans les conditions normale de pression (1013,25 hPa) et de température (273,15 K).

Tableau 14 : Identification des processus nécessitant une alimentation énergétique en rapport avec les sources susceptibles d’être présentes dans un système d’assainissement.

	Processus consommateurs d’énergie	Sources ²³
Réseau	– Circulation des effluents dans des conditions non gravitaires ou franchissement d’obstacle	<i>Electropompe, compresseur, aéro-éjecteur, centrale de vide</i>
	– Automatisation	<i>Dispositif de contrôle et de mesure, moteur électrique.</i>
	– Production de lumière	<i>Système d’éclairage</i>
	– Production de chauffage	<i>Convecteur, réseau de chaleur (locaux techniques).</i>
STEP	– Circulation des effluents	<i>Electropompe</i>
	– Production d’air	<i>Compresseur</i>
	– Traitement mécanique des effluents	<i>Racleurs motorisés</i>
	– Désinfection des effluents	<i>Unité UV, unité de production d’ozone</i>
	– Incinération des boues	<i>Four</i>
	– Conditionnement mécanique des boues	<i>Presse</i>
	– Conditionnement thermique des boues	<i>Four</i>
	– Production de lumière	<i>Système d’éclairage</i>
	– Production de chauffage	<i>Convecteur, réseau de chaleur.</i>
	– Aération, ventilation et désodorisation	<i>Dispositif mécanique de ventilation et d’extraction de l’air</i>

Le Tableau 14 présente les différents processus nécessitant une source d’énergie. Ces processus sont assurés par des éléments physiques (sources). La distinction a été faite entre les éléments du réseau et ceux de la station d’épuration (STEP), afin de faciliter l’identification par des gestionnaires différents.

Ce critère considère les processus liés à la circulation des effluents et à leur épuration. La circulation des résidus de l’épuration (boues) est prise en compte à l’exclusion de leur exportation du système. Le transport routier nécessaire à l’acheminement des boues pour la valorisation agricole n’est pas retenu.

La performance augmente avec la diminution de la valeur de l’indicateur. *A priori*, le système le plus performant serait un système avec une consommation nulle. Néanmoins cet objectif ne semble pas réalisable dans la mesure où l’exploitation d’un système d’assainissement est assurée par du personnel qui utilisera de l’énergie pour l’éclairage et le chauffage. D’autre part l’hypothèse peut être faite que la consommation énergétique totale par équivalent habitant diminue globalement avec la taille du système. Cette hypothèse s’appuie sur deux

²³ Les sources correspondent aux éléments physiques qui exercent une influence sur l’environnement pendant leur cycle de vie, comme il l’a été défini page 59

faits. Premièrement, les stations de grandes tailles disposent le plus souvent de technologies plus avancées. Deuxièmement, la concentration des effluents sur une même station permet une mutualisation des ressources, entre autres des ressources énergétiques.

L'absence de recueil des consommations énergétiques des stations d'épuration sur la France ne permet pas de modéliser la performance sur ce sous-critère.

III.1.3.2 Recouvrement énergétique

Le recouvrement de la consommation énergétique est le rapport entre l'énergie d'origine interne consommée par le système et l'énergie totale consommée. La récupération d'énergie exploite la filière de valorisation du biogaz par cogénération. Il convient de distinguer deux indicateurs : un indicateur de recouvrement de la consommation d'énergie électrique et un indicateur de recouvrement de la consommation d'énergie non électrique. Pour satisfaire les besoins finaux en énergie mécanique, thermique ou électrique, les éléments du système utiliseront une des deux catégories d'énergie primaire citées. L'énergie électrique est soit fournie par E.D.F. (ou un autre distributeur) soit provient de processus de conversion d'énergie non électrique. L'énergie non électrique peut être un combustible fossile (fuel, gaz naturel) ou renouvelable (biogaz).

III.1.3.2.1 Indicateur de recouvrement de la consommation d'énergie électrique



$$I_{1.2.a} = \frac{E_{TEP}^{elec,i}}{E_{TEP}^{elec}} = \frac{E_{biogaz,i}^{elec} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{fioul}^{elec} + E_{gaz}^{elec} \times Feq_{gaz}^{TEP} + E_{biogaz,e}^{elec} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E_{TEP}^{elec,i} + E_{TEP}^{elec,e}} \quad (\text{Formule 4})$$

Avec :

- $I_{1.2.a}$: recouvrement de la consommation d'énergie électrique
- $E_{TEP}^{elec,i}$: énergie primaire d'origine interne consommée par an et fournissant de l'énergie électrique (TEP)
- E_{TEP}^{elec} : énergie électrique totale consommée annuellement (TEP)
- $E^{elec,e}$: énergie électrique d'origine externe consommée annuellement (kWh/an)
- $E_{fioul}^{elec,i}$: quantité de fioul importée par an pour produire de l'électricité interne (tonne)
- $E_{gaz}^{elec,i}$: quantité de gaz importée par an pour produire de l'électricité interne (Nm³)
- Feq_{gaz}^{TEP} : facteur d'équivalence gaz/TEP (= 0,0009)
- $E_{biogaz,i}^{elec}$: quantité de biogaz interne utilisée par an pour produire de l'électricité (Nm³)
- $E_{biogaz,e}^{elec}$: quantité de biogaz externe utilisée par an pour produire de l'électricité (Nm³)

Feq_{biogaz}^{TEP} : facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)

L'indicateur rapporte les quantités de combustibles d'origine interne, converties en tonne équivalent pétrole (TEP), utilisées par an pour produire de l'électricité à la quantité totale d'énergie, convertie en TEP, utilisée à des fins de production électriques, par le système.

L'énergie électrique d'origine externe est convertie en TEP par la formule suivante.

$$E_{TEP}^{elec,e} = E^{elec,e} \times 0,233 \times 0,000086 + E^{elec,e} \times 0,767 \times 0,000261 \quad (\text{Formule 5})$$

Dans laquelle l'énergie électrique externe exprimée en kWh ($E^{elec,e}$) est représentée par deux fournisseurs principaux : le thermique nucléaire pour 76,7 % et le thermique classique additionné de l'hydraulique et autre renouvelable pour 23,3 %. Les équivalences énergétiques sont les suivantes :

- 1 kWh de thermique nucléaire correspond à 0,000 261 TEP
- 1 kWh d'une autre source correspond à 0,000 086 TEP

La Figure 26 représente la fonction de performance de l'indicateur et illustre les différents seuils. Le recouvrement des besoins du système en énergie électrique est envisageable à 50 % comme il l'a été montré précédemment. La valorisation du biogaz des boues de STEP tend à se généraliser, mais n'est pas encore une pratique courante comme dans certains pays européens (Allemagne, Suisse, Suède, Royaume-Uni, Pays-Bas) (ARENE, 2002). L'absence de récupération peut donc être considérée comme une performance nulle à l'échelle de la France et de l'Europe. Une valeur nulle de l'indicateur conduit à une performance nulle. La récupération du biogaz pour sa valorisation énergétique permet d'après la littérature d'atteindre des valeurs de recouvrement égales à 30 % en moyenne sur la région Ile de France (ARENE, 2002). La valeur la plus haute rencontrée étant un recouvrement égal à 50% (ADEME, 2004).

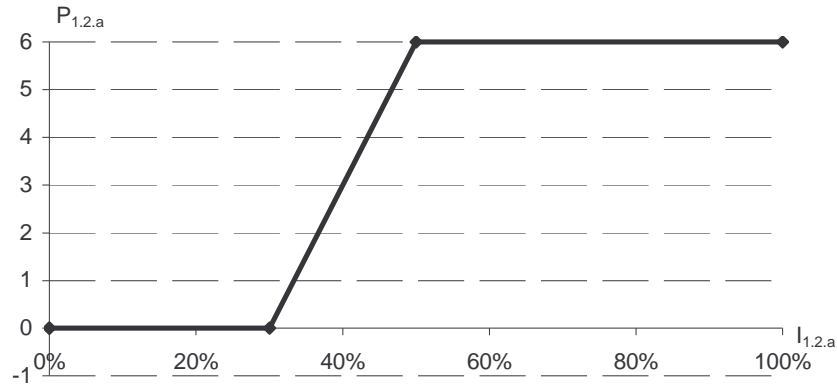


Figure 26 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.2.a}$, recouvrement de la consommation en énergie électrique.

Un recouvrement de 30 % de la consommation en énergie électrique peut être considéré comme un objectif atteignable facilement, moyennant la récupération du biogaz et la mise en œuvre d'un système de cogénération. Pour des valeurs de l'indicateur comprises entre 0 et 30 %, la performance est égale à zéro. Une valeur de 50 % correspond d'après la littérature au meilleur résultat obtenu recensé en France. Entre 30 et 50 %, la performance varie de manière linéaire avec la valeur de l'indicateur. Au-delà de 50 % la performance est maximale et prend la note 6.

III.1.3.2.2 Indicateur de recouvrement de la consommation énergétique non électrique



$$I_{1.2.b} = \frac{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,i}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}} = \frac{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,i}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,i} + E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,e}} \quad (\text{Formule 6})$$

$$I_{1.2.b} = \frac{E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,e} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E_{gaz}^{non.\acute{e}lec,e} \times Feq_{gaz}^{TEP} + E_{fioul}^{non.\acute{e}lec,e}}$$

Avec

$I_{1.2.b}$: Indicateur de recouvrement de la consommation énergétique non électrique

$E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,i}$: énergie non électrique d'origine interne consommée annuellement (TEP)

$E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}$: énergie non électrique totale consommée annuellement (TEP)

$E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,e}$: énergie non électrique d'origine externe consommée annuellement (TEP)

$E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,i}$: quantité de biogaz d'origine interne consommée annuellement pour des usages non électriques (Nm³)

$E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,e}$: quantité de biogaz d'origine externe consommée annuellement pour des usages non électriques (Nm³)

$E_{gaz}^{non.\acute{e}lec.e}$: quantité de gaz consommée annuellement pour des usages non électriques (Nm3)

$E_{fioul}^{non.\acute{e}lec.e}$: quantité de fioul consommée annuellement pour des usages non électriques (tonnes)

Feq_{biogaz}^{TEP} : facteur d'équivalence biogaz/TEP = 0,00089 TEP/Nm3 de biogaz à 100 % de CH₄

L'indicateur rapporte l'énergie d'origine interne destinée à des fins non électriques au total de l'énergie destinée à des fins non énergétiques sur une année. Cette énergie peut provenir de combustibles fossiles ou renouvelables. La Figure 27 représente la fonction de performance pour l'indicateur. Le recouvrement des besoins du système en énergie non électrique est envisageable à 100 % comme il l'a été montré précédemment. Comme pour l'indicateur précédent, l'absence de récupération du biogaz et de sa valorisation en chaleur correspond à une performance environnementale nulle. Cette situation conduit donc à une note égale à zéro. La note maximale 6 est attribuée pour une valeur de l'indicateur égale à 100 %. Le recouvrement total constitue la meilleure pratique. Comme pour le recouvrement des besoins en électricité, un recouvrement des besoins en énergie non électrique inférieur à 50 % n'est envisageable que dans le cas d'un système peu performant car il traduit une réalité dans laquelle la récupération et la valorisation sous forme de chaleur du biogaz est peu efficace comparée aux systèmes les plus performants. En dessous de 50 % de recouvrement, la performance est égale à 0. De 50 % à 100 % la note de performance varie de 0 à 6 et est une fonction linéaire croissante de la valeur de l'indicateur.

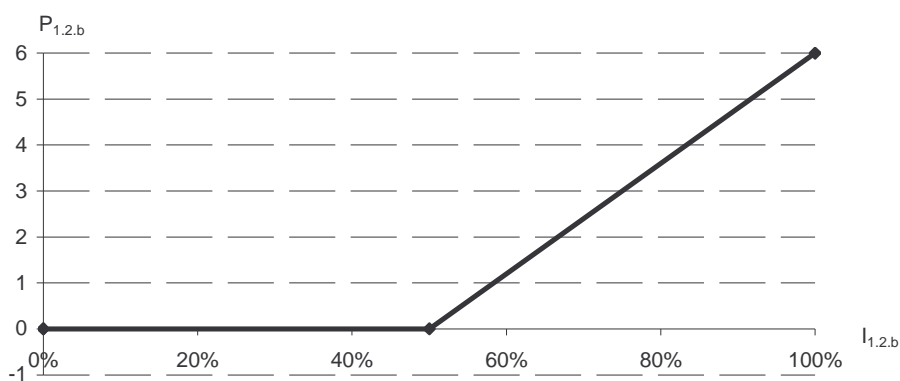


Figure 27 : Fonction de performance de l'indicateur I_{1.2.b}, recouvrement de la consommation en énergie non électrique.

Un recouvrement égal à zéro signifie que la gestion du système n'est pas orientée vers des économies d'énergie. La performance prend la valeur 0.

III.1.3.2.3 Calcul de la performance pour le sous-critère $C_{1,2}$

La performance pour le sous-critère $C_{1,2}$ est la moyenne pondérée des performances suivant les deux indicateurs. La règle d’alerte en cas de performance négative ne s’applique pas pour ce sous-critère, les performances ne pouvant pas être négatives.

$$P_{1,2} = \frac{w_{1,2a} \times P_{1,2a} + w_{1,2b} \times P_{1,2b}}{w_{1,2a} + w_{1,2b}} \quad (\text{Formule 7})$$

Avec :

$P_{1,2}$ Performance pour le sous-critère $C_{1,2}$

$w_{1,2a}$ Poids pour la note de performance $P_{1,2,a}$

$P_{1,2,a}$ Note de performance pour l’indicateur $I_{1,2,a}$

$w_{1,2b}$ Poids pour la note de performance $P_{1,2,b}$

$P_{1,2,b}$ Note de performance pour l’indicateur $I_{1,2,b}$

Les coefficients de pondération $w_{1,2a}$ et $w_{1,2b}$ sont proportionnels à la quantité d’énergie totale consommée par chacune des filières.

$$w_{1,2a} = \frac{E_{TEP}^{elec}}{E_{TEP}^{elec} + E_{TEP}^{non.elec}} = \frac{E_{TEP}^{elec}}{E_{TEP}} \quad (\text{Formule 8})$$

$$w_{1,2b} = 1 - w_{1,2a} \quad (\text{Formule 9})$$

Par exemple si la consommation totale en énergie primaire représente 200 TEP et que seuls 25 TEP servent à l’alimentation en électricité. Le poids $w_{1,2a}$ sera égal à 0,125 et $w_{1,2b}$ sera égal à 0,875. Cela permet de pondérer les performances en fonction des quantités d’énergie consommées par chacune des deux filières : électrique ou non électrique.

III.1.3.3 Utilisation des énergies renouvelables

Cet indicateur propose d’évaluer la part de la consommation de ressources énergétiques renouvelables. La part des énergies renouvelables est la consommation énergétique d’origine renouvelable rapportée à la consommation énergétique totale. La part des énergies renouvelables pour les deux filières énergétiques, électricité et chaleur, sont également différenciées. Deux indicateurs sont donc proposés.

III.1.3.3.1 Part de la consommation d'énergie électrique d'origine renouvelable



$$I_{1.3.a} = \frac{E_{TEP}^{elec,ren}}{E_{TEP}^{elec}} = \frac{E^{elec,e} \times 0,144 \times 0,086 + E_{biogaz,i}^{elec} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E_{biogaz,e}^{elec} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{TEP}^{elec}} \quad (\text{Formule 10})$$

Avec :

- $I_{1.3.a}$: part de la consommation d'énergie électrique d'origine renouvelable
- E_{TEP}^{elec} : consommation totale en énergie électrique (TEP)
- $E_{TEP}^{elec,ren}$: énergie électrique d'origine renouvelable externe consommée annuellement (TEP)
- Feq_{biogaz}^{TEP} : facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)
- $E_{biogaz,i}^{elec}$: quantité de biogaz d'origine interne utilisée par an pour produire de l'électricité (Nm³)
- $E_{biogaz,e}^{elec}$: quantité de biogaz d'origine externe utilisée par an pour produire de l'électricité (Nm³)
- $E^{elec,e}$: énergie électrique d'origine externe consommée annuellement (kWh/an)

L'indicateur rapporte la consommation en énergie électrique d'origine renouvelable à la consommation totale en énergie électrique. Le Tableau 15, indique suivant l'énergie primaire utilisée pour produire l'électricité, la caractérisation interne ou externe de l'électricité d'origine renouvelable.

Tableau 15 : Origine de l'électricité consommée dans le système en fonction de la source d'énergie primaire

Electricité consommée	Energie primaire
Electricité d'origine renouvelable interne	biogaz issu de la méthanisation des boues de STEP
Electricité d'origine renouvelable externe	<ul style="list-style-type: none"> – biogaz issu de la méthanisation de déchets organiques externe au système – Energie solaire, énergie hydraulique, énergie éolienne,... (contrat équilibre E.D.F. ou similaire)

Plus le rapport entre consommation d'énergie renouvelable sur consommation d'énergie totale est grand, plus la performance est grande. D'une manière générale l'énergie électrique distribuée est considérée comme étant produite par E.D.F. et respecte donc la part relative de l'énergie renouvelable de la production nationale (14,4 %). Le gestionnaire du système peut

également souscrire un contrat « équilibre »²⁴ garantissant un approvisionnement total ou partiel en énergie d'origine renouvelable à son client. L'ouverture du marché de l'électricité pour les entreprises depuis le 1^{er} juillet 2004 fera certainement apparaître des offres similaires chez d'autres fournisseurs.

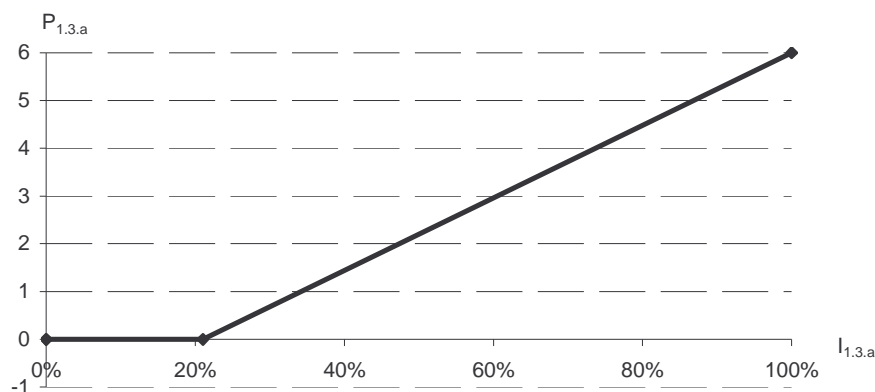


Figure 28 : Fonction de performance de l'indicateur I_{1.3.a}, part de la consommation énergétique d'origine renouvelable pour les besoins en électricité.

Un approvisionnement ayant recours à 100 % d'énergie d'origine renouvelable est donc envisageable et constitue ainsi le seuil supérieur de performance. L'objectif pour 2010 est d'aboutir à une alimentation électrique pour chaque état membre provenant, pour 21 % au moins, de sources primaires renouvelables. Le seuil minimal pour l'indicateur est donc fixé à 21 %. Entre ces deux valeurs la performance augmente de manière linéaire avec la valeur de l'indicateur. En dessous du seuil de 21 % la performance est considérée comme nulle. Si la part des énergies renouvelables est égale à 0, la performance est considérée comme nulle et prend la note 0.

III.1.3.3.2 Part de la consommation d'énergie non électrique d'origine non renouvelable



$$I_{1.3.b} = \frac{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec.ren}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}} = \frac{E_{biogaz,i}^{non.\acute{e}lec} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E_{biogaz,e}^{non.\acute{e}lec} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}} \quad \text{(Formule 11)}$$

²⁴ Le contrat équilibre est un service proposé par électricité de France (E.D.F.). Ce service disponible pour les entreprises, garanti l'introduction dans le réseau de distribution d'une quantité d'électricité d'origine renouvelable identique (ou pour partie) à la quantité consommée.
http://www.edfentreprises.fr/ieceFO/content/fr/offres/equilibre/accueil_offres_equilibre.htm

Avec :

$I_{1.3.a}$: part des énergies renouvelables pour les besoins en électricité

$E_{TEP}^{non.élec}$: énergie non électrique totale consommée annuellement (TEP)

$E_{biogaz,i}^{non.élec}$: quantité de biogaz d'origine interne consommée annuellement pour des usages non électriques (m3)

$E_{biogaz,e}^{non.élec}$: quantité de biogaz d'origine externe consommée annuellement pour des usages non électriques (m3)

Feq_{biogaz}^{TEP} : facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)

L'indicateur rapporte la consommation en énergie non électrique d'origine renouvelable (interne et externe) à la consommation totale en énergie nécessaire aux mêmes besoins.

Il a déjà été montré précédemment que ce taux pouvait être égal à 100 % dans le cas de l'utilisation de biogaz provenant soit du système lui-même soit d'un autre système urbain (Energie-Cités, 2001). La performance maximale est donc atteinte pour une valeur de l'indicateur égale à 100 %. Une valeur de 50 % pour l'indicateur est une valeur minimale pour l'approvisionnement en énergie renouvelable du système. Cette valeur correspond à la récupération du biogaz et à sa valorisation interne. La performance est minimale pour des valeurs de l'indicateur inférieures à 50 %. La note de performance est alors égale à 0 lorsque l'indicateur prend une valeur comprise entre 0 et 50 %. Entre 50 et 100%, la performance varie de manière linéaire entre 0 et 6.

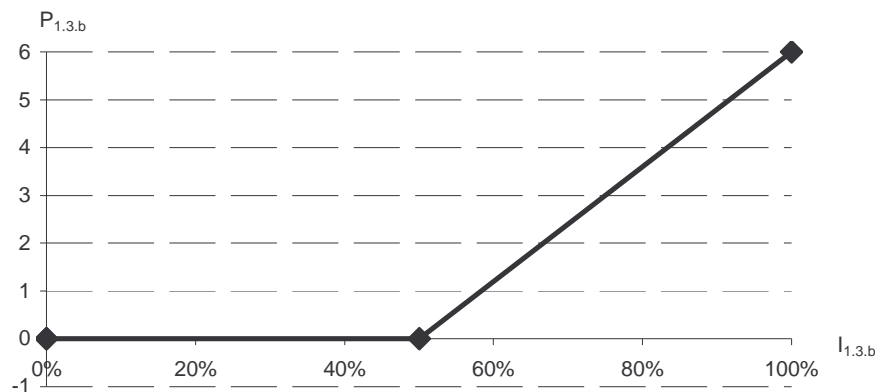


Figure 29 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{1.3.b}$, part de la consommation énergétique d'origine renouvelable pour les besoins en chaleur.

III.1.3.3.3 Performance suivant le sous-critère $C_{1.3}$

La performance pour le sous-critère $C_{1.3}$ est la moyenne pondérée des performances suivant les deux indicateurs. La règle d'alerte en cas de performance négative ne s'applique pas pour ce sous-critère, les performances ne pouvant pas être négatives.

$$P_{1.3} = \frac{w_{1.3a} \times P_{1.3a} + w_{1.3b} \times P_{1.3b}}{w_{1.3a} + w_{1.3b}} \quad (\text{Formule 12})$$

Avec :

- $P_{1.3}$ Performance pour le critère $C_{1.3}$
- $w_{1.3a}$ Poids pour la note de performance $P_{1.3a}$
- $P_{1.3a}$ Note de performance pour l'indicateur $I_{1.3.a}$
- $w_{1.3b}$ Poids pour la note de performance $P_{1.3b}$
- $P_{1.3b}$ Note de performance pour l'indicateur $I_{1.3.b}$

A l'issue du calcul de la performance pour le sous-critère précédent, les poids $w_{1.3a}$ et $w_{1.3b}$ sont proportionnels aux quantités d'énergie respectivement consommées par chacune des filières.

$$w_{1.3a} = \frac{E_{TEP}^{elec}}{E_{TEP}^{elec} + E_{TEP}^{non.elec}} = \frac{E_{TEP}^{elec}}{E_{TEP}} \quad (\text{Formule 13})$$

$$w_{1.3b} = 1 - w_{1.3a} \quad (\text{Formule 14})$$

III.1.4 Synthèse

L'amélioration de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement passe par une maîtrise des consommations énergétiques pour satisfaire les besoins en électricité et en chaleur. Le critère principal « utilisation des ressources énergétiques » n'est pas discriminant, car il ne prend jamais de valeur de performance négative. Les bilans énergétiques disponibles, confirment que les systèmes d'assainissement ne sont pas de « gros » consommateurs d'énergie dans les villes, comparés au secteur résidentiel et tertiaire qui consomme plus de 40 % de l'énergie finale en France. La différence de consommation par équivalent habitant n'a pu être échelonnée pour le premier indicateur. En revanche, il ressort de l'étude des deux indicateurs que le recouvrement des besoins énergétiques et l'utilisation des énergies renouvelables sont envisageables dans de nombreuses situations.

Plusieurs alternatives techniques sont susceptibles de faire varier la consommation énergétique. La désinfection des effluents est réalisable suivant plusieurs voies. Le lagunage naturel est la voie qui consomme le moins d'énergie, mais il nécessite une superficie importante. L'ajout de réactifs (chlore, brome ou acide peracétique) est envisageable. La

désinfection par rayonnement UV ou par l’ozone se développe de plus en plus en France, mais consomme l’une comme l’autre des quantités d’énergie plus importantes, que les deux premières voies. Enfin, les technologies membranaires (microfiltration et ultrafiltration) permettent, en plus, une élimination des matières en suspension mais pour une consommation énergétique élevée, de l’ordre de 500 Wh/m³/an (Satin et Selmi, 1999).

Les trois sous-critères présentés ne sont pas totalement indépendants comme cela est souhaité généralement dans les méthodes multicritères. Une bonne note de performance sur le sous-critère traitant du recouvrement énergétique est la traduction de la récupération du biogaz. Le biogaz étant une énergie renouvelable, le système obtiendra une bonne note de performance sur le sous-critère portant sur l’utilisation des énergies renouvelables. Le calcul de la note de performance globale sur le critère devra donc tenir compte de cette dépendance.

Une consommation d’énergie très réduite par la station d’épuration peut s’accompagner d’une valorisation énergétique des boues de la station par digestion anaérobie. Le biogaz récupéré à la STEP peut être utilisé pour fournir de l’énergie pour d’autres systèmes urbains comme le chauffage urbain ou les transports en commun. Un exemple des meilleures pratiques est fourni par la ville de Rochefort (Charente Maritime). La ville dispose de la plus grande station de traitement par lagunage en Europe. Ce mode de traitement diminue de manière importante la consommation énergétique, celle-ci étant inférieure à 200 000 kWh/an pour 35 000 EH. De plus, la récupération du biogaz et sa valorisation en cogénération permettent à la station de couvrir 100% de ses besoins en énergie électrique et en chaleur.

III.1.5 Calcul de la performance sur le critère C1

La performance sur le critère C1 est la moyenne pondérée des performances sur les trois sous-critères.

$$P_1 = \frac{w_{1.1} \times P_{1.1} + w_{1.2} \times P_{1.2} + w_{1.3} \times P_{1.3}}{w_{1.1} + w_{1.2} + w_{1.3}} \quad (\text{Formule 15})$$

Avec :

- P_1 Note de performance pour le critère C1
- $w_{1.1}$ Poids pour la note de performance du sous-critère C_{1.1}
- $P_{1.1}$ Note de performance pour le sous critère C_{1.1}
- $w_{1.2}$ Poids pour la note de performance du sous-critère C_{1.2}

- $P_{1,2}$ Note de performance pour le sous critère $C_{1,2}$
- $w_{1,3}$ Poids pour la note de performance du sous-critère $C_{1,3}$
- $P_{1,3}$ Note de performance pour le sous critère $C_{1,3}$

La performance ne peut pas être négative dans ce critère. Il n'y a aucun seuil réglementaire.

Comme indiqué précédemment, il est possible que les deux sous-critères $C_{1,2}$ et $C_{1,3}$ se recoupent dans le cas de la valorisation du biogaz interne. De manière à tenir compte de recouvrements éventuels, il est proposé de pondérer les deux sous-critères en fonction du rapport entre l'énergie renouvelable consommée d'origine interne et d'origine externe. La somme des deux coefficients de pondération étant égale au coefficient de pondération pour le premier sous-critère.

$$w_{1,2} = \frac{E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}}{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec} + E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}} = \frac{E_{biogaz,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz,tot} \times Feq_{biogaz}^{TEP}} \quad (\text{Formule 16})$$

$$w_{1,3} = \frac{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec}}{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec} + E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}} = \frac{E_{biogaz,e} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz,tot} \times Feq_{biogaz}^{TEP}} \quad (\text{Formule 17})$$

$$w_{1,1} = w_{1,2} + w_{1,3} \quad (\text{Formule 18})$$

Si l'énergie renouvelable est exclusivement d'origine interne, cette pondération évite de compter deux fois la même énergie dans deux critères différents.

Les ratios entre les coefficients $w_{1,1}$, $w_{1,2}$ et $w_{1,3}$ peuvent être bien sûr modifiés par le gestionnaire.

Les étiquettes suivantes synthétisent chaque indicateur du critère présenté.

C_1 Utilisation des ressources énergétiques	$C_{1,1}$ Consommation énergétique totale
$I_{1,1}$: consommation énergétique annuelle totale par équivalent habitant (EH)	
Unité : TEP/EH/an	Période de mesure : <i>annuelle</i>
Description : C'est la quantité d'énergie totale consommée par le système d'assainissement pendant un an, rapportée à un équivalent habitant.	
Données d'entrée : E_i, F_{eq_i}, N_{eq}	

C ₁ Utilisation des ressources énergétiques	C _{1.2} recouvrement énergétique
I _{1.2.a} : recouvrement de la consommation en énergie électrique	
Unité : %	
Période de mesure : <i>annuelle</i>	
Description : L'indicateur rapporte la quantité d'énergie électrique d'origine interne au système consommée annuellement à la quantité d'énergie électrique totale consommée annuellement.	
Données d'entrée : $E_{TEP}^{elec,i}, E_{TEP}^{elec}, E^{elec,e}, E_{fioul}^{elec,i}, E_{gaz}^{elec,i}, Feq_{gaz}^{TEP}, E_{biogaz,i}^{elec}, E_{biogaz,e}^{elec}, Feq_{biogaz}^{TEP}$	

C ₁ Utilisation des ressources énergétiques	C _{1.2} recouvrement énergétique
I _{1.2.b} : recouvrement de la consommation en énergie non électrique	
Unité : %	
Période de mesure : <i>annuelle</i>	
Description : L'indicateur rapporte la quantité d'énergie non électrique d'origine interne au système consommée annuellement à la quantité d'énergie non électrique totale consommée annuellement.	
Données d'entrée : $E_{TEP}^{non.elec,i}, E_{TEP}^{non.elec}, E_{TEP}^{non.elec,e}, E_{biogaz}^{non.elec,i}, E_{biogaz}^{non.elec,e}, E_{gaz}^{non.elec,e}, E_{fioul}^{non.elec,e}, Feq_{biogaz}^{TEP}$	

C ₁ Utilisation des ressources énergétiques	C _{1.3} Utilisation des énergies renouvelables
I _{1.3.a} : part de la consommation en énergie électrique d'origine renouvelable	
Unité : %	
Période de mesure : <i>annuelle</i>	
Description : L'indicateur rapporte la quantité d'énergie électrique d'origine renouvelable (interne ou externe) consommée annuellement à la quantité d'énergie totale consommée annuellement.	
Données d'entrée : $E_{TEP}^{elec}, E_{TEP}^{elec,ren}, Feq_{biogaz}^{TEP}, E_{biogaz,e}^{elec}, E_{biogaz,i}^{elec}, E^{elec,e}$	

C ₁ Utilisation des ressources énergétiques	C _{1.3} Utilisation des énergies renouvelables
I _{1.3.a} : part de la consommation en énergie non électrique d'origine renouvelable	
Unité : %	
Période de mesure : <i>annuelle</i>	
Description : L'indicateur rapporte la quantité d'énergie non électrique d'origine renouvelable (interne ou externe) consommée annuellement à la quantité d'énergie totale consommée annuellement.	
Données d'entrée : $E_{TEP}^{non.elec}, E_{biogaz,i}^{non.elec}, E_{biogaz,e}^{non.elec}, Feq_{biogaz}^{TEP}$	

III.2 Critère « pollution des eaux de surface »

III.2.1 Définition du contenu du critère et problématique

Une pollution est la conséquence de l'introduction dans un écosystème d'un ou plusieurs éléments contribuant à dégrader sa qualité, à perturber son fonctionnement ou à contraindre ses usages. Une des principales fonctions de l'assainissement est de restituer aux hydrosystèmes l'eau qui a été prélevée en amont pour assurer les besoins en eau de la ville en

évitant toute forme de pollution en aval. L'eau rendue doit être compatible en qualité et en quantité avec la capacité épuratoire du milieu de manière à maintenir un **bon état écologique** comme le préconise la directive cadre sur l'eau (CE, 2000/60).

La protection des eaux superficielles est au cœur de la problématique des rejets urbains. Ces hydrosystèmes de surfaces (lotiques ou lentiques²⁵, continentaux ou côtiers) sont les derniers récepteurs des flux polluants qui coulent et ruissellent dans et sur les villes. En France, les rejets urbains sont une des premières causes de pollution des fleuves et rivières (IFEN, 2002). Chaque année en période estivale, des centaines de kilomètres de côtes françaises sont en proie à des phénomènes de proliférations algales (des blooms). Les flux de phosphates rejetés par les villes, associés à la hausse des températures, favorisent ces manifestations. Lors de violents orages, la population piscicole des rivières réceptrices est souvent victime d'une pollution urbaine aiguë. Le rejet massif des dépôts en réseau contribue à l'anoxie des milieux récepteurs altérant l'aptitude à la vie du milieu aquatique. L'IFEN (2002) estime également que l'eutrophisation est responsable de la mauvaise qualité d'un tiers des rivières françaises. La liste des facteurs d'impacts émis par les rejets urbains dans le milieu récepteur est longue (métaux, pesticides, micropolluants organiques, détergents,...) (cf. liste des facteurs d'impacts en annexe 2).

La pollution des eaux de surface peut être abordée suivant plusieurs aspects. Sur l'échelle spatiale, deux grandes formes de pollution sont classiquement distinguées.

- Les pollutions ponctuelles proviennent de sources bien identifiées spatialement (e.g. rejets de station d'épuration de temps sec).
- Les pollutions diffuses mettent généralement plus de temps à atteindre les milieux aquatiques ; leurs sources ne sont pas précisément caractérisables et localisables (e.g. rejet de temps de pluie)

Les effets induits par les déversements de polluants dans le milieu sont dissociables sur une échelle temporelle :

- Les effets aigus s'expriment suite à des rejets de courte durée mais d'une grande ampleur (e.g. déversement unitaire de temps de pluie).
- Les effets chroniques, au contraire, surviennent lors d'expositions à des rejets de concentration modérée mais répétés dans le temps avec une fréquence courte, voire de manière continue (e.g. rejets urbains de temps sec).

²⁵ Lentique désigne les écosystèmes d'eaux calmes à renouvellement lent (lacs, marécages, étangs, etc.) par opposition aux milieux d'eaux courantes qui correspondent aux écosystèmes lotiques (fleuves, rivières, torrents, etc.)

Le Tableau 16 relie les infrastructures de l'assainissement susceptibles de rejeter des effluents et la temporalité de leurs effets sur l'environnement.

Tableau 16 : Relations entre les infrastructures de rejets et les effets induits sur l'environnement.

Sources/infrastructures	Condition de fonctionnement	Effet
Emissaire de station d'épuration	par temps sec	<i>chronique</i>
Emissaire de station d'épuration	par temps de pluie	<i>aigu</i>
Déversoir d'orage	par temps de pluie	<i>aigu</i>
Emissaire de réseau	par temps de pluie et par temps sec	<i>chronique/aigu</i>

L'examen de ce tableau souligne l'importance de considérer deux séquences de fonctionnement des systèmes d'assainissement : temps sec et temps de pluie. Les problématiques de la pollution des eaux de surface par le système d'assainissement ne sont pas les mêmes suivant que l'on considère le temps sec ou le temps de pluie. Il convient donc de mener deux approches distinctes suivant ces deux conditions de fonctionnement.

- Par temps sec, les rejets sont théoriquement bien identifiés. Il s'agit du rejet de la station d'épuration. L'origine de la pollution provenant de ce rejet est accessible quantitativement et qualitativement de manière assez aisée par mesures. S'il existe d'autres rejets que celui de la station d'épuration, ceux-ci doivent être au préalable traités, comme des effluents industriels. La pollution est principalement organique. Ces rejets d'eaux usées domestiques sont également responsables de la dystrophisation des milieux.
- Les impacts négatifs des déversements des eaux de ruissellement urbain sur les eaux réceptrices sont reconnus. Par temps de pluie, les rejets se diversifient spatialement. En réseau unitaire, les déversoirs d'orage vont garantir l'intégrité de la structure physique du réseau en évitant les mises en charge des canalisations. En parallèle, les eaux déversées apportent une charge polluante au milieu récepteur. En réseau entièrement séparatif, il est recommandé de faire subir au minimum une décantation des eaux pluviales pour faire chuter la concentration des matières en suspension, sur laquelle la majeure partie de la pollution est fixée. Les sources de pollution sont alors plus difficilement identifiables par temps de pluie. Les surfaces drainées par les eaux de ruissellement sont des sources d'apports difficilement quantifiables, qu'il s'agisse de réseaux unitaires ou séparatifs.

La performance d'un système d'assainissement vis à vis de la pollution des eaux de surface peut être définie de manière générale par sa capacité à amener l'ensemble des eaux usées à un ouvrage de traitement avant rejet dans le milieu récepteur, ainsi que par sa capacité à gérer la pollution des eaux pluviales sans nuire au traitement des eaux usées.

III.2.2 Analyse bibliographique

Ce chapitre montrera les différences entre les deux *scenarii* (temps sec et temps de pluie) ce qui justifie un traitement séparé de ces deux situations. Il convient néanmoins de définir les différents termes rencontrés.

- Les eaux usées correspondent à des eaux ayant été utilisées par l’homme. Ces eaux regroupent les eaux d’origine domestiques et les eaux industrielles. Ces dernières sont parfois collectées par les canalisations recueillant les eaux d’origine domestique.
- Les eaux de ruissellement sont les eaux produites par le ruissellement des eaux pluviales sur les surfaces imperméables, voire sur les surfaces non imperméables mais saturées par une pluviométrie de grande ampleur.
- Les eaux pluviales séparatives sont des eaux de ruissellement strictes, collectées dans des canalisations pluviales.
- Les eaux unitaires sont un mélange d’eaux usées et d’eaux de ruissellement

Ce chapitre sera divisé en trois parties. La première présentera les différences qualitatives et quantitatives des différentes catégories d’effluents. La seconde abordera les aspects réglementaires des rejets d’eaux urbaines dans les milieux naturels. Enfin, la troisième présentera des approches pour évaluer la compatibilité entre les rejets de temps sec et de temps de pluie et le milieu récepteur.

III.2.2.1 Caractéristiques des eaux résiduaires

III.2.2.1.1 Analyse des eaux résiduaires

Les paramètres couramment suivis ainsi que leur définition sont indiqués en annexe 5.

III.2.2.1.2 Caractérisation des eaux résiduaires

En terme de concentration, les eaux usées et les eaux de ruissellement ne possèdent pas les mêmes caractéristiques. Le Tableau 17, tiré de l’encyclopédie de l’hydrologie urbaine (Chocat, 1997), présente l’ordre de grandeur de quatre paramètres suivant la nature des effluents.

Tableau 17 : Ordre de grandeur des concentrations en mg/L (Chocat, 1997).

Paramètres	Eaux usées	Eaux de ruissellement	Eaux unitaires
MES	400 à 800	200 à 1 000	200 à 1 000
DCO	600 à 1 000	100 à 500	100 à 1 000
DBO5	400 à 600	40 à 150	100 à 500
Azote ammoniacal	45 à 90		10 à 30

Les eaux usées sont essentiellement chargées en matière organique. Celle-ci est d'origine domestique. Ces eaux représentent également l'apport majoritaire en nitrate et phosphate en milieu urbain. Le volume journalier moyen est de l'ordre de 100 à 180 litres par jour et par habitant. Il varie en fonction de l'équipement sanitaire des habitations, de la saison, et du climat (Chocat, 1997). D'autre part les flux arrivant en station par temps sec varient au cours d'une journée.

Néanmoins, les eaux usées ne sont pas exemptes d'éléments toxiques minéraux (métaux lourds) ou organiques (HAP, PCB, produits pharmaceutiques...). Ces composés appelés micropolluants en raison de leur concentration de l'ordre du microgramme par litre s'avèrent souvent toxiques pour les organismes vivant dans les milieux naturels. Un aperçu de leurs origines et de leur présence dans les effluents urbains est présenté dans le Tableau 18.

Tableau 18 : Principales sources de micropolluants organiques au niveau des stations d'épuration urbaines (ADEME, 1995) +++ très souvent, ++ souvent, + moins souvent présent.

Polluant	Origine	Usage domestique	Eau de ruissellement	STEP urbaines
hydrocarbures aliphatiques	<i>sources énergétiques, réactifs de synthèse</i>	++	++	(+)
hydrocarbures aromatiques monocycliques	<i>solvants, réactifs de synthèse</i>	+	+	0
hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	<i>sous-produits de transformation du pétrole et des insecticides</i>	+	+	0
hydrocarbures aliphatiques halogénés	<i>solvants, plastiques, résines</i>	++	+	(+)
chlorophénols et chlorobenzènes	<i>solvants et pesticides</i>	+	+	(+)
HAP chromés	<i>PCB, fluides hydrauliques, lubrifiants</i>	(+)	+	(+)
pesticides		+	+	0
esters de phtalates	<i>plastifiants</i>	+	+	0
détergents		++	+	(+)
nitrosamines	<i>sous-produits industriels (caoutchouc)</i>	0	+	0

Les traitements actuels des eaux résiduaires urbaines se consacrent à l'élimination globale de la pollution carbonée et, de manière croissante, à celle de la pollution azotée et phosphorée.

Parallèlement à l'élimination de cette pollution globale par biodégradation, précipitation et décantation, la plupart des micropolluants minéraux et organiques se trouvent éliminés des eaux usées par divers mécanismes (ADEME, 1995). Les micropolluants métalliques sont essentiellement éliminés dans les boues alors que les micropolluants organiques peuvent être éliminés suivant trois processus : volatilisation dans l'atmosphère, sorption au niveau des boues et dégradation au cours des différentes phases de traitement.

Les pluies une fois tombées, ruissellent sur les surfaces urbaines et « entraînent avec elles une foule d'impuretés, qui les font considérer comme des eaux nuisibles²⁶ ». Le développement des espaces urbains de plus en plus imperméables concentre les flux d'eau et de polluants. Les sources principales de pollution sont :

- les routes et la pollution automobile,
- la dégradation des matériaux des toits,
- les chantiers de construction,
- les déchets et autres produits des activités humaines,
- l'érosion des surfaces urbaines.

Tableau 19 : Concentration de certains polluants dans les eaux de pluie et les eaux de ruissellement provenant de différentes surfaces en Allemagne (European Union, 2001 d'après Xanthopoulos and Hahn, 1993) (ldd : limite de détection)

Paramètre	Eau de pluie [µg/l]	Eau de ruissellement de toit [µg/l]	Eau de ruissellement de rue [µg/l]
Pb	5	104	311
Cd	1	1	6,4
Zn	5	24	63
Cu	1,5	35	108
Ni	5	<ldd	57

Le Tableau 19 montre bien le phénomène de concentration des polluants lié à l'entraînement de matières sur le parcours de l'eau. Les saisons, la localisation géographique et l'occupation des sols ont été identifiées comme des facteurs de variation de la quantité et de la qualité des eaux de ruissellement (EPA, 1983 ; Chocat, 1997).

²⁶ Paul Wéry, conducteur municipal des travaux de Paris et chef de bureau du service des égouts, parle ici des eaux pluviales qui coulent sur les toits et qui jusqu'au 19^{ème} siècle étaient encore parfois utilisées pour des usages internes dont les besoins alimentaires. (Paul Wéry, Assainissement des villes et égouts de Paris, V^{ve} Ch. Dunod Editeurs, 1898, 651 p).

Tong & Chen (2002) ont également réussi à mettre en évidence une corrélation significative entre l'occupation des sols dans un bassin versant et la qualité des eaux de la rivière. Ces travaux permettront d'étudier l'influence de réaménagements de l'espace urbain (limitation des surfaces imperméables) ou encore de la gestion décentralisée des eaux pluviales dans les villes sur la qualité des cours d'eau. Néanmoins, l'établissement de seuils de rejet pour les eaux pluviales basées sur la modélisation ne paraît pas adapté à l'évaluation de la performance de la protection des eaux de surface par temps de pluie.

Tableau 20 : Comparaison entre eau ruisselée (ER) et eaux usées (EU) avant épuration (A.E.S.N. & A.G.H.T.M., 1996).

Paramètres	Base annuelle	Base journalière	Base horaire
MES	$ER=EU/2$	$ER=EU \times 2$	$ER=EU \times 50$
DBO_5	$ER=EU/27$	$ER=EU/6$	$ER=EU \times 4$
DCO	$ER=EU/9$	$ER=EU/2$	$ER=EU \times 12$
NTK	$ER=EU/27$	$ER=EU/7$	$ER=EU \times 3,5$
Phosphore total	$ER=EU/27$	$ER=EU/10$	$ER=EU \times 2,5$
Pb	$ER=EU \times 27$	$ER=EU \times 80$	$ER=EU \times 2000$
Zn	$ER=EU$	$ER=EU \times 4$	$ER=EU \times 100$
Cu	$ER=EU/4,5$	$ER=EU/2$	$ER=EU \times 100$
Cr	$ER=EU/4$	$ER=EU/1,5$	
Cd	$ER=EU$	$ER=EU \times 5$	

Le Tableau 20, tiré de Valiron & Affholder (1996), montre premièrement la variabilité temporelle qui existe entre les rejets urbains de temps sec et ceux de temps de pluie. A l'échelle d'une année et même d'une journée (sauf pour les matières en suspension) la pollution avant épuration est plus grande pour les eaux usées que pour les eaux ruisselées. En revanche, ce constat s'inverse à l'échelle horaire, ce qui confirme le déversement de forts flux de pollution dans les milieux récepteurs par temps de pluie. Deuxièmement il montre que les apports annuels moyens en métaux lourds des eaux pluviales sont égaux sinon supérieurs à ceux des eaux usées.

En terme de pollution, trois types majeurs d'impacts sont répertoriés dans les eaux.

- Diminution du taux d'oxygène dissous dans le milieu : cette pollution est due à l'introduction de matière organique fermentescible dans le milieu récepteur. La

dégradation de ces matières se fait par voie biologique en consommant l'oxygène dissous indispensable à la vie de la faune aquatique.

- Toxicité aiguë et chronique : associés à la pollution organique, les rejets de produits chimiques, en particulier des métaux toxiques et des composés organiques dits xénobiotiques, présents à l'état de traces, mais de toxicité aiguë ou (et) chronique très élevée.
- Eutrophisation : ce phénomène de prolifération algale résulte d'un enrichissement du milieu en sels minéraux nutritifs (phosphates, nitrates,...). Si les rejets sont importants, il en résulte souvent une dystrophisation (eutrophisation accélérée) qui en fait une zone anoxique par dégradation des matières végétales produites en amont.

En France et en Europe, les stations d'épuration ont vu les normes de rejets renforcées avec la directive ERU (CEE 91/271). Cette directive a notamment mis l'accent sur le renforcement de l'élimination de la pollution carbonée et sur le développement du traitement des nitrates et phosphates dans les zones dites sensibles. La nouvelle directive cadre sur l'eau (CE 2000/60) renouvelle ces recommandations en matière d'assainissement en prônant le maintien d'un bon état écologique pour les milieux aquatiques.

III.2.2.2 Aspects réglementaires

Dans le domaine de l'assainissement, la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 (RF, 1992) dite loi sur l'eau est venue rénover la réglementation. Cette loi et ses décrets d'application ont eu deux apports essentiels :

- Les décrets n°93-742 et n°93-743 relatifs respectivement aux procédures et à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration, ont renforcé le rôle de contrôle de l'état concernant les déversements dans le milieu naturel.
- Depuis la promulgation de la loi sur l'eau, les communes doivent obligatoirement prendre en charge les dépenses liées à l'ensemble de la filière assainissement collectif et au contrôle de l'assainissement individuel. Ainsi, les communes doivent respecter l'échéancier communautaire en terme de niveau de traitement (en vertu de la directive européenne relative aux eaux résiduaires urbaines (CEE 91/271)).

Cette directive regroupera pour la première fois dans un même document les caractéristiques des rejets de temps sec et de temps de pluie (pour les réseaux unitaires). En France deux arrêtés publiés le 22 décembre 1994, le premier relatif aux prescriptions techniques et le

second relatif à la surveillance du système d'assainissement reprennent deux grands principes de cette directive.

- L'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (RF, 1994a), indique des seuils de rejet à ne pas dépasser en moyenne journalière, exprimés en concentration ou en rendement pour plusieurs paramètres (Cf : annexe 4).
- L'arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (RF, 1994b) indique la fréquence de contrôles, appelés bilans 24 heures, portant sur ces paramètres. Ces bilans permettent de vérifier la conformité des rejets avec la réglementation.

Sur une année, le nombre de bilans conformes est comparé au nombre total de bilans réalisés. Un bilan est considéré comme non conforme si au moins un des paramètres dépasse les concentrations maximales en moyenne journalière indiquées dans l'annexe II de l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (cf. Annexe 4). Pour être déclaré conforme, le système d'assainissement doit obtenir un nombre minimum de bilans conformes dans une année. D'autre part la réglementation impose un nombre minimum de bilans à réaliser en fonction de la quantité de pollution organique reçue par le système de traitement (RF, 1994b).

Des niveaux de traitement supplémentaires peuvent être envisagés en fonction des objectifs de dépollution, de la sensibilité du milieu récepteur ou encore suivant les usages envisagés de la ressource en eau. L'arrêté d'autorisation (en vertu du décret n°93-743 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi sur l'eau) mentionne alors les performances du système de traitement. Dans l'éventualité de niveaux de rejets plus contraignants, la conformité des bilans sera vérifiée au regard des seuils définis dans l'arrêté d'autorisation.

Ces normes de rejets et de surveillance sont applicables aux systèmes de collecte unitaire et aux réseaux d'eaux usées des systèmes séparatifs et pseudo-séparatifs. Sont donc exclus les ouvrages recevant exclusivement des eaux pluviales. Comme il l'a été précisé précédemment, la réglementation concernant les rejets d'eaux pluviales est limitée. L'article 641 du code civil indique que « *tout propriétaire a le droit d'user et de disposer des eaux pluviales qui tombent*

sur son fond ». De manière générale, l'article 9 de l'arrêté du 2 février 1998²⁷ (RF, 1998) interdit tout rejet direct d'eaux pluviales dans le milieu récepteur, soit lorsque celui-ci est sensible, soit lorsque les eaux de pluie, après avoir ruisselé, sont susceptibles de présenter un risque pour le milieu récepteur. De manière plus particulière, le règlement sanitaire départemental peut préciser certaines obligations à respecter pour la gestion des eaux pluviales ou encore pour leur réutilisation.

L'article L 2224-10 du code général des collectivités territoriales (C.G.C.T.) indique que les communes sont habilitées à délimiter :

- Les zones où des mesures doivent être prises pour limiter l'imperméabilisation des sols et pour assurer la maîtrise du débit et de l'écoulement des eaux pluviales et de ruissellement.
- Les zones où il est nécessaire de prévoir des installations pour assurer la collecte, le stockage éventuel et, en tant que besoin le traitement des eaux pluviales et de ruissellement lorsque la pollution qu'elles apportent au milieu aquatique risque de nuire gravement à l'efficacité des dispositifs d'assainissement

D'autre part, l'article L211-7 du code de l'environnement habilite les collectivités territoriales à entreprendre l'étude, l'exécution et l'exploitation de tous travaux, ouvrages ou installations présentant un caractère d'intérêt général ou d'urgence visant à la maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement.

Enfin, les recommandations concernant la conception des stations d'épuration et la gestion des eaux pluviales indiquent que les stations doivent pouvoir traiter des débits de l'ordre de trois fois le débit moyen journalier de temps sec.

La prochaine loi sur l'eau et les milieux aquatiques, transcription en droit français de la directive cadre sur l'eau (CE 2000/60/), ne devrait pas modifier les prescriptions énoncées dans la loi sur l'eau de 1992. Les articles se référant à l'assainissement dans l'avant-projet de loi (version du 9 septembre 2004) portent essentiellement sur les notions de responsabilité et de financement.

²⁷ article 9 de l'arrêté du 2 février 1998 relatif « Lorsque le ruissellement des eaux pluviales sur des toitures, aires de stockage, voies de circulation, aires de stationnement et autres surfaces imperméables est susceptible de présenter un risque particulier d'entraînement de pollution par lessivage des toitures, sols, aires de stockage, etc., ou si le milieu naturel est particulièrement sensible, un réseau de collecte des eaux pluviales est aménagé et raccordé à un (ou plusieurs) bassin(s) de confinement capable(s) de recueillir le premier flot des eaux pluviales. Les eaux ainsi collectées ne peuvent être rejetées au milieu récepteur qu'après contrôle de leur qualité et si besoin traitement approprié. Leur rejet est étalé dans le temps en tant que de besoin en vue de respecter les valeurs limites en concentration fixées par le présent arrêté. »

III.2.2.3 Bilan des indicateurs utilisés pour évaluer la performance des ouvrages d'assainissement

En France la performance des établissements de traitement des eaux usées est estimée chaque année par les agences de l'eau pour lesquelles le plan national pour l'environnement (1990) a fixé des objectifs à atteindre en 2000. Ces indicateurs évaluent le devenir de la pollution brute une fois produite.

- Le taux de collecte : rapport de la quantité de matières polluantes captée par le réseau à la quantité de matières polluantes générée dans la zone desservie par le réseau. La quantité de matières polluantes captée est celle parvenant aux ouvrages de traitement à laquelle se rajoutent les boues de curage et de nettoyage des ouvrages de collecte.
- Le rendement de l'épuration : rapport entre la quantité de matières polluantes amenée par le réseau et la quantité de matière polluantes rejetée par la station d'épuration.
- Le taux de dépollution qui évalue la pollution éliminée globalement par le système d'assainissement (taux de collecte \times rendement).

Des indicateurs sont mesurés pour plusieurs paramètres (DCO, DBO5, MES,...) pour lesquels la réglementation a prévu des valeurs seuils. Ces valeurs proviennent soit de l'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (RF, 1994a), soit d'un arrêté préfectoral lorsque ces seuils sont plus stricts. Dans le second cas, les valeurs seuils sont édictées de manière à respecter les objectifs de qualité du milieu récepteur établis dans un autre arrêté préfectoral.

L'IFEN travaille actuellement sur l'élaboration d'indicateurs de performance pour différents secteurs. Pour l'assainissement il reprend la notion de rendement. Le S.P.D.E. mesure depuis 2003 (données 2002) la performance des services et notamment sur le domaine de la préservation de l'environnement (pour le volet assainissement, Tableau 21).

Tableau 21 : Indicateurs de performance et de conformité pour le domaine protection de l'environnement dans le volet assainissement mis en place par le S.P.D.E. (2003).

Préservation de l'environnement			
• Collecte	Taux de raccordement	Nombre de clients effectivement raccordés/nombre de clients raccordables	Pourcentage
• Traitement	Conformité du système de traitement	Nombre de prélèvements physico-chimiques	Note comprise entre 0 et 2 inclus (pondérée au prorata des capacités, si plusieurs unités de traitement)
	– à la directive européenne et au décret de transposition	oui : 1 / non : 0	
	– à l'arrêté préfectoral (s'il existe)	oui : 1 / non : 0	
	Taux de boues évacuées selon filière conforme	TMS boues admises par une filière conforme/TMS total des boues produites	pourcentage

Ces démarches, qu'elles soient à vocation fiscale (agences de l'eau), qu'elles visent à améliorer le dialogue entre les acteurs (S.P.D.E.) ou qu'elles évaluent la performance de la politique environnementale nationale (IFEN, 1996), vont dans le même sens de la traduction des données en connaissance pour des acteurs différents.

Ces indicateurs présentent l'avantage d'être bien documentés, utilisés depuis plusieurs années et reconnus par de nombreux acteurs et donc d'un coût minimum d'un point de vue temporel et économique. Néanmoins ils présentent certaines limites à la vue des objectifs qui ont été fixés pour la méthode *QUESA*.

Le taux de collecte a essentiellement une vocation fiscale. Le taux de collecte a été mis en place avec le 4^{ème} programme de l'A.E.S.N., pour financer le transport des eaux usées. Cet indicateur se rapporte indirectement à la pollution des eaux de surface. L'insuffisance du nombre de raccordés aux stations affecte manifestement le fonctionnement de celles-ci. Ce taux est évalué par les agences de l'eau en estimant la quantité de matière organique théoriquement produite dans la zone agglomérée, en période de pointe, tant par les habitants réguliers que par les habitants saisonniers et les industries raccordées. Ce chiffre est ensuite rapporté à la pollution en matière organique arrivant effectivement en entrée de station, en période de pointe. Cette méthode a pour intérêt de tenir compte de toutes les pertes du système de collecte néanmoins cet indicateur n'est pas représentatif du fonctionnement moyen réel des systèmes d'assainissement.

Le rendement concerne directement la pollution du milieu récepteur car il traite des rejets dans celui-ci. Néanmoins il ne prend en compte qu'indirectement la sensibilité du milieu aquatique. En théorie, l'arrêté préfectoral de réduction des rejets fixant des valeurs seuils plus strictes pour les rejets de la station devrait tenir compte des objectifs de qualité fixés pour le milieu. Or cette démarche, bien qu'active, reste limitée (IFEN, 2002). De plus, cette approche par rendement n'est pas adaptée non plus à une approche globale du fonctionnement du système d'assainissement par temps sec et temps de pluie.

Il a été proposé des classes de performance pour trois paramètres : matières oxydables, azote et phosphore. Néanmoins, au-delà des valeurs seuils, les plages de variations des indicateurs sont relativement faibles. Par exemple, le rendement minimum imposé par l'arrêté de rejet (RF, 1994a) est de 90 % pour les matières en suspension. La valeur maximale étant 100 % et celle-ci étant économiquement et techniquement inatteignable, la plage de variation pour l'échelle de performance est trop sensible, voir inexploitable. Cela reviendrait, dans une modélisation simple, à faire gagner un point de performance (sur une échelle de 6) par pourcent gagné sur la valeur seuil.

Tableau 22 : Classes de performance proposées par les agences de l'eau pour qualifier le taux de collecte, le rendement et le taux de dépollution pour le paramètre matières oxydables (R.N.D.E., 1998)

Classe de performance	Taux de collecte	Rendement	Taux de dépollution
Excellente performance	≥ 85 %	≥ 85 %	≥ 70 %
Performance satisfaisante	70 à 85 %	75 à 85 %	55 à 70 %
Performance insuffisante	50 à 70 %	55 à 75 %	30 à 55 %
Mauvaise performance	< 50 %	< 55 %	< 30 %
Pas de STEP		0 %	0 %

Tableau 23 : Seuils de performance proposés par les agences de l'eau pour qualifier le rendement des STEP pour les paramètres nitrate et phosphore (R.N.D.E., 1998)

Rendement	Azote	Phosphore
Satisfaisant	≥ 70 %	≥ 80 %

Ces indicateurs à vocation d'évaluation de la performance technique sont donc utiles du fait de l'existence de seuils, mais ne peuvent pas être exploités seul pour l'évaluation de la performance. Une approche complémentaire a donc été menée.

III.2.2.4 Compatibilité des rejets avec les objectifs de qualité du milieu récepteur

De ce qui précède, deux points sont à retenir pour le choix d'une approche cohérente pour l'évaluation de la performance vis-à-vis des deux sous-critères.

- Les eaux usées représentent des apports ponctuels et facilement quantifiables, contrairement aux eaux pluviales.
- Les pollutions par temps de pluie sont aléatoires et fonction de plusieurs facteurs difficilement quantifiables, comme l'occupation des sols.

Le centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU, 2003) propose une approche par niveau d'examen basée sur la dilution et éventuellement sur l'autoépuration des rejets dans le milieu naturel. Le but de cette démarche est de comparer les rejets réels de l'agglomération avec les rejets admissibles dans une zone homogène du milieu récepteur. Cette approche nécessite plusieurs étapes amont.

La première étape est la caractérisation du milieu récepteur. Depuis 1971, la qualité des cours d'eau était évaluée en France à partir d'une grille qui associait 5 classes de qualité (1A/1B/2/3/Hors classe) représentées par des couleurs (bleu/vert/jaune/orange/rouge) à des valeurs seuils de paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques.

Le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et les Agences de l'eau ont souhaité, dans les années 90, harmoniser, moderniser et enrichir ce dispositif en proposant une évaluation de la qualité des cours d'eau fondée sur trois volets : la qualité physico-chimique de l'eau (S.E.Q. Eau), l'artificialisation du lit mineur, des berges et du lit majeur (S.E.Q. Physique) et l'état des communautés vivantes (S.E.Q. Bio) des cours d'eau.

Le système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, S.E.Q. Eau, est fondé sur la notion d'altération. Les paramètres de même nature ou de même effet sont groupés en 15 altérations de la qualité de l'eau parmi lesquelles figurent les matières organiques et oxydables, les matières phosphorées, les pesticides,...

Le S.E.Q. Eau fournit des évaluations concernant la qualité physico-chimique de l'eau pour chaque altération d'une part et l'incidence de cette qualité ainsi évaluée sur la biologie et les usages de l'eau d'autre part. La qualité de l'eau est décrite, pour chaque altération, avec un indice sur une échelle de 0 à 100 découpée en 5 classes équivalentes (très bon, bon, passable, mauvais, très mauvais).

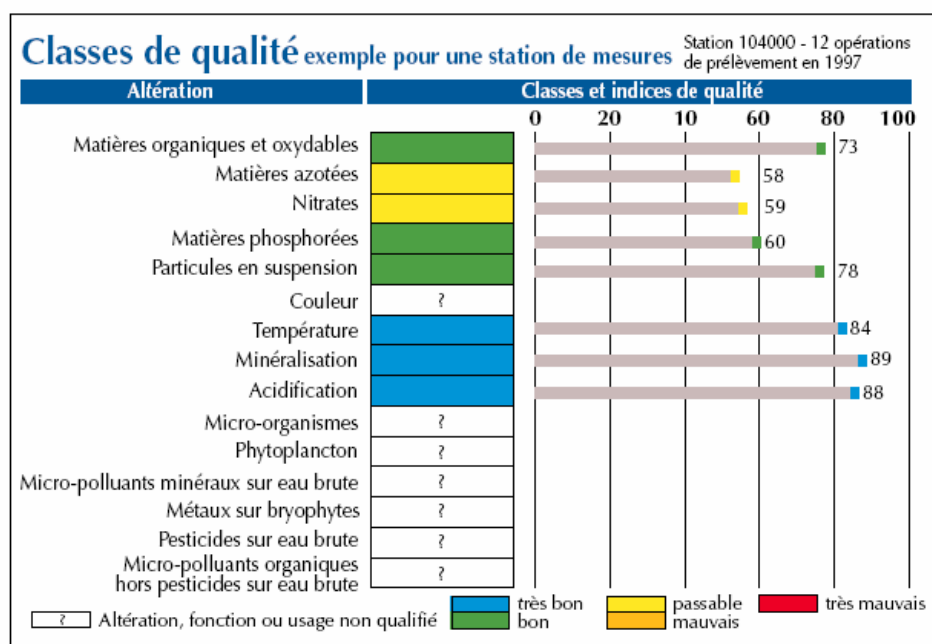


Figure 30 : Planche-type de présentation des résultats SEQ-EAU (Agences de l'eau, 2000)

L'indice de qualité pour chaque paramètre d'une altération est obtenu par transformation de la valeur de concentration de ce paramètre sur une échelle de 0 à 100.

La qualité de l'eau pour chaque altération est déterminée par le paramètre le plus déclassant, c'est-à-dire celui qui définit la classe de qualité la moins bonne, avec l'indice de qualité le plus faible. La Figure 30 illustre les différentes notions concernant le SEQ-EAU.

La qualité des cours d'eau peut être appréciée au niveau national, grâce au réseau national des données sur l'eau (R.N.D.E.). Ce réseau de connaissances fédère les producteurs de données (agences de l'eau, conseil supérieur de la pêche, E.D.F.,...) et les utilisateurs de ces données.

L'objectif de qualité fixé par le préfet coordonnateur de bassin est défini pour assurer un certain niveau d'aptitude et d'usage et permet donc de déterminer pour chaque altération des seuils d'indice et pour chaque paramètre des seuils de concentration maximale à ne pas dépasser (MEDD & Agences de l'eau, 2003).

La deuxième étape consiste à fixer les limites de la zone de référence sur la rivière. Ce tronçon de référence est une zone homogène d'un point de vue dynamique et qualitatif, qui englobe le ou les points de rejet. Le découpage en tronçons peut être défini à partir de

méthodes comme celle du découpage abiotique MEV (« milieu et végétaux »)²⁸. C'est également une zone où les effets aigus sont les plus importants.

La démarche consiste alors à déterminer les niveaux de rejet acceptables qui permettront de respecter les objectifs de qualité ainsi que les classes d'aptitude de l'eau aux fonctions et usages. Les objectifs de qualité sont édités par le préfet coordinateur de bassin de manière à atteindre un bon état écologique conformément à la directive cadre sur l'eau (CE 2000/60). Les flux rejetables au milieu naturel sont définis pour un débit de référence adapté et significatif. Celui-ci est différent par temps sec et temps de pluie.

III.2.2.4.1 Approche par temps sec

Par temps sec, le débit de référence est le plus souvent le débit d'étiage quinquennal ($Q_{MNA1/5}$). Le flux admissible pour une substance est égal au flux maximum permis par l'objectif de qualité au droit du rejet ou en sortie de tronçon soustrait du flux réel en entrée de tronçon. L'évaluation de la qualité des rejets se fait en trois niveaux d'examen. Ces trois niveaux seront détaillés dans la présentation de l'indicateur pour évaluer la performance pour le sous-critère pollution des eaux de surface par temps sec.

III.2.2.4.2 Approche par temps de pluie

Par temps de pluie, le débit de référence est le débit mensuel d'étiage observé une année sur deux. Ce choix est justifié par le fait qu'il correspond approximativement au module des débits observés pendant la période estivale (mai-octobre). En effet la période estivale est la période la plus critique et la plus sensible.

La problématique pour le temps de pluie est que pour des ouvrages d'évacuation dont la capacité est limitée, la distribution de l'intensité et des fréquences des pluies est très large et les objectifs prioritaires ne sont pas les mêmes pour tous les types d'événements. La réponse à cette problématique tient dans la hiérarchisation des objectifs et la définition de niveau de service.

- Niveau 1 : pluies faibles : la qualité des rejets est maintenue, il n'y a pas de surverse sur le réseau.

²⁸ Le découpage abiotique MEV s'effectue chronologiquement selon la région naturelle, la perméabilité des terrains, la pente et la largeur du cours d'eau. Dans un deuxième temps, sont pris en compte la qualité des eaux de surface, les facteurs anthropiques (agglomération, gravières, recalibrage, barrages) et l'occupation du sol (AERM, 1996).

- Niveau 2 : pluies moyennes : les surverses par les déversoirs d’orage sont acceptées ainsi qu’une baisse des performances épuratoires.
- Niveau 3 : pluies fortes : les déversements ne sont plus contrôlés. Une dégradation sensible de la qualité du milieu récepteur est acceptée. L’objectif n’est plus la protection du milieu naturel mais la protection contre les inondations. Des débordements localisés sont admis.
- Niveau 4 : pluies exceptionnelles : les débordements sont généralisés, les objectifs sur la qualité du milieu récepteur sont abandonnés. La priorité est d’éviter la mise en péril des personnes.

Contrairement aux conditions de temps sec, les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) sont considérés comme sources de pollutions diffuses. Une première approche pour estimer le mélange de la charge déversée est la multiplication des volumes mélangés, calculés avec un simple modèle hydraulique.

III.2.3 Evaluation de la performance sur les sous-critères

Conformément à ce qui a été présenté précédemment, le critère « pollution des eaux de surface » a été divisé en deux sous-critères.

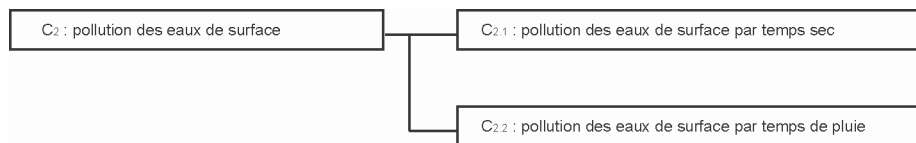


Figure 31 : Division du critère principal C2 « pollution des eaux de surface » en deux sous-critères.

III.2.3.1 Pollution des eaux de surface par temps sec

L’évaluation de la performance $P_{2,1}$ sur le sous-critère $C_{2,1}$ utilise un ensemble de règles à partir des valeurs des indicateurs. Ces règles sont essentiellement fondées sur la réglementation (RF, 1994a ; RF, 1994b) et les travaux du CERTU (2003).

L’objectif minimal par temps sec est de ne pas rejeter d’effluents non traités dans le milieu récepteur et la mise aux normes de la station d’épuration. Cet objectif est valable pour toutes les agglomérations et quel que soit la qualité du milieu récepteur. Cet objectif condamne ainsi tout rejet direct d’eaux usées domestiques ou industrielles sans que celles-ci n’aient subi un traitement approprié pour abattre la charge de pollution et limiter les impacts négatifs sur le milieu naturel.

Les rejets directs sont des rejets d'effluents non traités avant leur rejet dans le milieu récepteur. Ces effluents sont des eaux usées qui proviennent de deux sources correspondant à deux dysfonctionnements du réseau.

- Sur les réseaux séparatifs, des rejets d'eaux usées domestiques sont parfois constatés aux exutoires de réseaux d'eaux pluviales. Des mauvais raccordements sont en cause. La différenciation de ces eaux avec des eaux parasites d'infiltration est réalisée soit par des techniques de traçage colorimétrique soit par des mesures de marqueurs de pollution d'origine humaine (azote).
- Sur les réseaux unitaires, les déversoirs d'orage ou les réseaux en aval ont parfois une capacité insuffisante pour recevoir les effluents de temps sec. La fonction de protection des ouvrages assurée par les déversoirs entraîne ainsi le déversement des effluents excédentaires dans le milieu récepteur sans traitement.

Le premier indicateur a pour mission de déterminer la présence ou l'absence de ce type de rejets.



$$I_{2.1a} = RD \quad (\text{Formule 19})$$

Avec :

RD : nombre de points de rejet direct

Règle 1 : si $I_{2.1a}$ est supérieur à 0 alors $P_{2.1}$ prend la valeur -1 et les règles de performance suivantes ne s'appliquent pas.

L'objectif n'est pas de quantifier les rejets. Tout rejet étant interdit, la présence d'un rejet entraîne automatiquement une note de performance négative correspondant à une situation non réglementaire. La quantification du nombre de rejets n'a qu'une importance opérationnelle pour connaître le nombre de situations où il faudra intervenir. En revanche, d'un point de vue stratégique, le rôle de cet indicateur dans la description environnementale des systèmes d'assainissement est d'agir comme un signal de priorité pour le gestionnaire.

Pour vérifier la conformité du système avec les contraintes de rejet, l'indicateur suivant est le taux de bilans 24 heures conformes sur une année. Cet indicateur proposé par Guérin-Schneider (2001) rapporte le nombre de bilans conformes pour le système sur le nombre total de bilans réalisés sur une année.



$$I_{2.1b} = \frac{NB_c}{NB} \quad (\text{Formule 20})$$

Avec :

- $I_{2.1.b}$ Taux de bilans conformes
 NB_c Nombre de bilans conformes
 NB Nombre de bilans réalisés

Un bilan est une comparaison de mesures de paramètres de pollution, réalisées sur des prélèvements moyens journaliers, à des valeurs seuils fournies par la réglementation.

L'annexe I de l'arrêté relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (RF, 1994b), fournit le nombre minimum de prélèvements à réaliser sur une année en fonction de la quantité de Matière Organique (M.O.) reçue par jour. Parallèlement l'annexe II de l'arrêté fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées donne le nombre maximum d'échantillons non conformes pour différentes fréquences de prélèvement (RF, 1994a). D'après la définition des villes moyennes en terme de population, les stations concernées par cet indicateur traitent plus de 18 000 équivalents habitants. La tolérance est de 25 bilans non conformes avec une prescription de 365 prélèvements annuels. Le seuil *a priori* concernant les installations évaluées par la méthode est donc de 93,15 %.

Cet indicateur présente l'avantage d'être simple. Les bilans sont obligatoires (RF, 1994b). Ils ne représentent pas un surcoût pour le système. En revanche, les échantillons sont prélevés ponctuellement. Certaines grosses stations, qui traitent plusieurs dizaines de milliers d'équivalents habitants par jour, disposent de mesures en continue des paramètres. Par ailleurs, l'agrégation de toutes les non conformités se fait sans distinction de gravité.

Ce second indicateur fournit le seuil réglementaire de la performance pour le sous-critère $C_{2.1}$.

Règle 2 : si $I_{2.1b}$ est inférieur au seuil défini par la réglementation alors la $P_{2.1}$ prend la valeur -1.

Règle 3 : si $I_{2.1b}$ est supérieur ou égal au seuil défini par la réglementation, alors $P_{2.1}$ la règle suivante s'applique.

Pour estimer les performances supérieures à 0, la qualité des rejets doit être comparée à d'autres objectifs. La conformité du nombre de bilans n'offre pas suffisamment de latitude de

variation (inférieur à 7 %) pour imaginer que ce seul indicateur puisse gouverner la performance d'un tel critère. D'autre part, même si le préfet peut imposer des seuils de rejets plus sévères que la réglementation générale, cet indicateur ne prend qu'indirectement en compte la sensibilité du milieu récepteur. Or l'idée, qu'un indicateur intègre dans son évaluation le contexte, est particulièrement intéressante puisqu'il devient moins dépendant de ce contexte et peut donc, en théorie, s'appliquer à un plus grand nombre de cas.

Il a été montré précédemment que pour un tronçon de référence d'une rivière, un objectif de qualité pouvait être déterminé et qu'ainsi des concentrations maximales de substance dans le milieu pouvaient être fixées. Le flux maximum admissible de rejet pour chaque substance correspond alors à la différence entre le flux maximal au droit du rejet ou en sortie de tronçon (concentration maximale admissible \times débit de référence) et le flux réel en entrée de tronçon (concentration observée non dépassée pendant 90% du temps \times débit réel en entrée de tronçon).

L'indicateur choisi doit permettre de vérifier que la concentration après rejet respecte l'objectif de qualité pour le milieu récepteur.

$$C_{aval}^i = \frac{C_{amont}^i \times Q_{amont} + C_{rejet}^i \times Q_{rejet}}{Q_{amont} + Q_{rejet}} \quad (\text{Formule 21})$$

Avec :

C_{aval}^i : Concentration du paramètre i au droit du rejet

C_{amont}^i : Concentration du paramètre i en entrée du tronçon

C_{rejet}^i : Concentration du paramètre i dans le rejet

Q_{amont} : Débit en entrée du tronçon (débit de référence)

Q_{rejet} : Débit du rejet

C_{max}^i est la concentration maximale pour le paramètre i à ne pas dépasser pour assurer la conformité avec l'objectif de qualité du milieu naturel.

Si un des paramètres ne respecte pas cette valeur seuil, alors on considère que ce paramètre est déclassant et ne permet pas d'assurer l'objectif de qualité souhaité.

L'indicateur prend la forme suivante :



$I_{1.2c}$: respect de l'objectif de qualité au droit du rejet (Formule 22)

Le but de l'indicateur est de vérifier que l'objectif de qualité est bien respecté. L'indicateur peut prendre deux valeurs,

- si toutes les C_{aval}^i sont inférieures à leur C_{max}^i respective alors $I_{1.2c} = 1$
- si au moins une des C_{aval}^i est supérieure à sa C_{max}^i alors $I_{1.2c} = 0$

Règle 4 : si $I_{1.2c}$ est égal à 1 alors la performance est maximale et prend la valeur 6. Sinon les règles suivantes s'appliquent.

Si la concentration maximale au droit du rejet n'est pas respectée, il est néanmoins possible qu'en sortie de tronçon celle-ci le soit. En effet, l'autoépuration du milieu récepteur permet de diminuer les concentrations des paramètres de pollution.

Le calcul de la concentration C_{aval}^i ne correspond plus à la position au droit du rejet, mais à la position en fin de tronçon et devient :

$$C_{sortie}^i = \left(\frac{C_{amont}^i \times Q_{amont} + C_{rejet}^i \times Q_{rejet}}{Q_{aval}} \right) \times K_{TS}^i \quad (\text{Formule 23})$$

Avec :

C_{sortie}^i : Concentration du paramètre i en sortie de tronçon

C_{amont}^i : Concentration du paramètre i en entrée du tronçon

C_{rejet}^i : Concentration du paramètre i dans le rejet

Q_{amont} : débit en entrée du tronçon (débit de référence)

Q_{rejet} : débit du rejet

K_{TS}^i : Coefficient d'abattement pour la substance i due à l'autoépuration par temps sec



$I_{2.1.d}$: respect de l'objectif de qualité en sortie de tronçon (Formule 24)

Le but de l'indicateur est de vérifier si l'objectif de qualité est bien respecté en sortie de tronçon. L'indicateur peut prendre deux valeurs :

- si toutes les C_{sortie}^i sont inférieures à leur C_{max}^i respective alors $I_{2.1.d} = 1$
- si au moins une des C_{sortie}^i est supérieure à sa C_{max}^i alors $I_{2.1.d} = 0$

Règle 5 : si $I_{2.1.d}$ est égal à 1 alors la performance est moyenne et prend la valeur 3. Sinon la performance est minimale et prend la note prend la valeur 0.

Néanmoins, lorsque l'objectif de qualité pour la rivière n'est pas respecté, il se peut que la cause ne soit pas le système d'assainissement mais un autre point de rejet aval situé dans le même tronçon. L'évaluation de la performance ne pourra être validée qu'à partir du moment où cette hypothèse est vérifiée.

Toute performance qui n'est pas maximale, voire mauvaise, doit amener le gestionnaire à interroger le système via son système d'information. Un mauvais résultat peut être le syndrome de plusieurs dysfonctionnements ou d'une mauvaise conception.

- Infiltration d’eaux parasites : le réseau est prévu pour être étanche aux fluides. Les eaux de nappes entourant les canalisations où les eaux de ruissellement ne sont donc pas censées pénétrer à l’intérieur des conduites d’eaux usées. Néanmoins le phénomène d’infiltration des eaux dites parasites est bien connue et étudié. Il a pour conséquence première d’augmenter le volume des effluents à traiter. De cela découlent les déversements de temps sec qui sont interdits et qui dans l’évaluation de la performance, conduisent à une note négative. L’augmentation du volume et la dilution de la charge à traiter sont préjudiciables pour l’efficacité du traitement. Une baisse de la concentration pouvant entraîner une baisse du rendement.
- Surcharge organique : près de 20 % des stations en service ont plus de 30 ans (Berland & Juerly, 2002). L’augmentation de l’urbanisation en périphérie des grandes villes a parfois conduit à une augmentation des volumes collectés qui ne pouvaient être pris en charge par les anciennes stations. La directive ERU (CEE 91/271) avait établi un échéancier de la mise aux normes des stations d’épuration dont le terme est le 31 janvier 2005. La révision de la capacité d’épuration de la station est alors nécessaire pour respecter d’une part les normes de rejet et d’autre part l’objectif de qualité du milieu récepteur.
- Les effluents industriels : lorsque leur rejet intervient dans les conduites d’eaux usées, ces effluents doivent respecter certains niveaux qui sont fixés par la collectivité. Si ces niveaux ne sont pas respectés ou s’ils sont insuffisants, les déversements à l’égout des effluents industriels doivent être révisés.
- Le nombre de raccordés : si la station reçoit une charge polluante inférieure à la capacité, les rendements peuvent ne plus être respectés indépendamment des rejets. Ce facteur devient minoritaire du fait de l’utilisation de station d’épuration évolutive (traitement par boues activées) et du fait également de l’augmentation du taux de raccordement.

La performance maximale intervient lorsque le traitement est suffisamment poussé pour respecter les objectifs de qualité de la rivière.

Les moyens financiers et techniques sont souvent des contraintes pour assurer de haut niveau d’épuration. Une des limites de l’évaluation de la performance réside dans le fait que ces contraintes ne sont pas prises en compte dans l’évaluation de la performance. Cette limite est à compenser par la possibilité d’obtenir des aides pour la lutte contre la pollution. Ces aides sont financées par les agences de l’eau et permettent de mettre en place des technologies innovantes.

III.2.3.2 Pollution des eaux de surface par temps de pluie

Le système unitaire doit être exploité comme une unité technique homogène. L’objectif est toujours de minimiser la charge polluante déversée. Jusqu’à un débit de référence, supérieur au débit de pointe de temps sec, la station d’épuration doit respecter ses normes de rejet de temps sec. Les recommandations techniques des agences de l’eau indiquent que les STEP ne peuvent recevoir que le double ou le triple des débits moyens de temps sec (Agences de l’eau,

1996). Dans ces conditions l'épuration n'a plus le même rendement et peut parfois descendre sous les seuils réglementaires.

L'approche de l'assainissement par temps de pluie ne peut être envisagée en terme de normes de rejets (CERTU, 2003).

Le CERTU (2003) reconnaît deux principes fondamentaux pour la gestion des eaux de ruissellement.

- Limiter au strict nécessaire l'imperméabilisation du sol (quitte à appliquer si besoin l'alinéa 3 de l'article L 2224-10 du C.G.C.T..
- Eviter de concentrer les rejets dans les collecteurs, mais au contraire rechercher toute autre solution de proximité : réutilisation, dispersion en surface en favorisant l'infiltration, ou ruissellement dans un réseau hydrographique à ciel ouvert... le stockage préalable pouvant être utilisé dans tous les cas.

Comme pour le temps sec, l'évaluation de la performance $P_{2.2}$ sur le sous-critère « pollution des eaux de surface par temps de pluie » utilise un certain nombre de règles en fonction de valeurs seuils des indicateurs qui seront présentées ci-après.

Le temps de pluie dans cette partie concernera uniquement des pluies de niveau 2, c'est-à-dire des pluies pour lesquels un objectif de protection du milieu récepteur est encore envisageable.

- En niveau 1, seuls les rejets strictement pluviaux et les rejets de la station d'épuration (en respect des valeurs des paramètres définies pour le temps sec) sont présents.
- Pour l'objectif de protection du milieu récepteur par temps de pluie, il faut donc considérer le niveau 2 qui correspond au sens de la réglementation à des pluies dites non exceptionnelles.

La première condition à respecter est que le système ne présente pas de rejet direct de temps sec. Si ceux-ci existent par temps sec, ils seront également présents par temps de pluie. Or ces rejets correspondent à des eaux qui échappent au contrôle et au traitement par le système.

Règle 1 : si $I_{2.1a}$ est supérieur à 0 alors $P_{2.2}$ prend la valeur -1 et les règles de performance suivantes ne s'appliquent pas.

En première approche les effets sur le milieu récepteur ainsi que la compatibilité des rejets de temps de pluie avec ce même milieu sont vérifiés de manière qualitative par un rapport de

dilution. Le rapport de dilution compare le débit de la rivière à celui des rejets. Trois cas sont alors envisageables :

- Un rapport très favorable entre les débits déversés et le débit du milieu récepteur,
- Un rapport de dilution moyen,
- Un rapport de dilution médiocre.

Les deux premiers indicateurs consisteront à vérifier d'une part le rapport de dilution des débits d'une part de temps sec et d'autre part de temps de pluie.



$$I_{2.2.a} = \frac{Q_{ref}^{rivière, TS}}{Q_{rejet, TS}} \quad (\text{Formule 25})$$

$$I_{2.2.b} = \frac{Q_{ref}^{rivière, TP}}{Q_{rejet, TP}} \quad (\text{Formule 26})$$

Avec :

$I_{2.2.a}$ Dilution en temps sec

$Q_{ref}^{rivière, TS}$ Débit de référence dans la rivière en temps sec (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNA1/5}$) (m^3/s)

$Q_{rejet, TS}$ Débit journalier moyen des rejets de la station d'épuration par temps sec (m^3/s)

$I_{2.2.b}$ Dilution en temps de pluie

$Q_{ref}^{rivière, TP}$ Débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNA1/2}$) (m^3/s)

$Q_{rejet, TP}$ Débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie (m^3/s)

Par temps de pluie, les déversements concernés sont les rejets de la STEP (Q_{STEP}^{TP}) laquelle doit, en théorie, pouvoir accepter des débits de l'ordre de 2 à 3 fois le débit maximal de temps sec ainsi que l'ensemble des déversements provenant des déversoirs (d) de protection des ouvrages ($Q_i^{rejet, TP}$).

$$Q_{rejet, TP} = Q_{STEP}^{TP} + \sum_{di} Q_d^{rejet, TP} \quad (\text{Formule 27})$$

Règle 2 : si $I_{2.2.a}$ est strictement supérieur à 50 et si $I_{2.2.b}$ est strictement supérieur à 20 alors la performance est maximale et la note $P_{2.2}$ est égale à 6, sinon la règle suivante s'applique.

Les apports sont considérés comme négligeables par rapport aux caractéristiques hydrologiques du milieu récepteur.

Si l'un des deux indicateurs $I_{2.2.a}$ ou $I_{2.2.b}$ ne respecte pas la règle 1, alors la règle suivante s'applique. Dans le cas d'un rapport de dilution moyen, l'approche quantitative volumique n'est plus suffisante. Il est alors nécessaire d'évaluer les flux polluants produits par l'agglomération. Ensuite, comme par temps sec, la démarche consiste à vérifier qu'il n'y a pas de perturbation des usages de l'eau à l'aval et pas de déclassement de plus d'une classe de qualité par rapport à l'objectif de qualité pour le milieu récepteur à l'aval du rejet.

La première étape consiste à évaluer si les concentrations des paramètres dans le milieu après déversement permettent de maintenir la classe de qualité.

$$C_{aval,TP}^i = \frac{C_{amont}^i \times Q_{ref}^{TP} + C_{STEP}^i \times Q_{STEP}^{TP} + C_{dev}^i \times Q_{dev}^{TP}}{Q_{ref}^{TP} + Q_{STEP}^{TP} + Q_{dev}^{TP}} \quad (\text{Formule 28})$$

Avec :

$C_{aval,TP}^i$ Concentration théorique du paramètre i en aval des déversements et rejet par temps de pluie

C_{amont}^i Concentration moyenne du paramètre i en amont de l'agglomération

Q_{ref}^{TP} Débit de référence de la rivière par temps de pluie

C_{STEP}^i Concentration moyenne du paramètre i dans le rejet de la STEP par temps de pluie

Q_{STEP}^{TP} Débit de la STEP par temps de pluie

C_{dev}^i Concentration moyenne du paramètre i dans les déversements

Q_{dev}^{TP} Débit moyen des déversements

La comparaison de la concentration théorique à l'aval de l'agglomération avec d'une part la concentration maximale admissible pour respecter la classe de qualité et, d'autre part la concentration maximale admissible pour ne pas observer un déclassement de plus d'une classe constitue la base des deux règles suivantes.

Le CERTU (2003) recommande de s'intéresser à trois paramètres : DCO, DBO₅ et NH₄

L'indicateur doit donc vérifier la compatibilité des flux de polluants déversés dans le milieu naturel pour respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur ou éventuellement autoriser un déclassement d'une classe de qualité. Le postulat est que le dépassement d'une classe intervient moins de 10 % du temps.

$C_{adm}^{i,max}$ Concentration maximale admissible pour le paramètre i pour respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur

$C_{adm-1}^{i,max}$ Concentration maximale admissible pour le paramètre i pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur



$I_{2.2.c}$ = respect de l'objectif de qualité par temps de pluie (Formule 29)

- si toutes les $C_{aval,TP}^i$ sont inférieures à leur $C_{adm}^{i,max}$ alors $I_{2.2.c} = 1$
- si au moins une des $C_{aval,TP}^i$ est inférieure à sa $C_{adm}^{i,max}$, mais toutes inférieures à leur $C_{adm-1}^{i,max}$ alors $I_{2.2.c} = 0$
- si au moins une des C_{aval}^i est inférieure à sa $C_{adm-1}^{i,max}$ alors l'indicateur n'est plus valide et les règles suivantes s'appliqueront

Règle 3 : si l'indicateur $I_{2.2.c}$ est égal à 1 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à 5

Règle 4 : si l'indicateur $I_{2.2.c}$ est égal à 0 alors la performance $P_{2.2}$ est moyenne et est égale à 0

Enfin, dans le dernier cas, et si après évaluation des flux polluants telle que décrite dans le cas précédent, le déclassement de plus d'un rang par rapport à l'objectif de qualité est constaté, alors une estimation de la capacité épuratoire est nécessaire. Dans ce cas l'objectif à atteindre concerne la sortie du tronçon homogène de référence dans le milieu récepteur.

A défaut de données locales sur l'autoépuration, le CERTU recommande l'usage de valeur d'abattement de la pollution définie par l'agence de l'eau Rhin-Meuse et la DIREN Lorraine.

L'autoépuration apparente pour une rivière en plaine est de 30 % pour la DBO_5 et de 60 % pour le flux de DCO et de NH_4 pour 10 km.

La concentration aval pour le paramètre i devient alors :

$$C_{épur,TP}^i = \left(\frac{C_{amont}^i \times Q_{ref}^{rivière, TP} + C_{STEP}^i \times Q_{STEP}^{TP} + C_{dev}^i \times Q_{dev}^{TP}}{Q_{ref}^{rivière, TP} + Q_{STEP}^{TP} + Q_{dev}^{TP}} \right) \times K_{TP}^i \quad (\text{Formule 30})$$

Avec

$C_{\text{épur},TP}^i$ Concentration aval pour le paramètre i en tenant compte de l'autoépuration

K_{TP}^i Coefficient d'abattement pour la substance i due à l'autoépuration par temps de pluie

ΔC^i est calculée à la sortie du tronçon avec les valeurs données ci-dessus pour l'autoépuration. Le débit aval est la somme du débit de la rivière et de tous les déversements et rejets dans le tronçon.

Les mêmes règles que précédemment s'appliquent pour le calcul de l'indicateur.



$I_{2.2.d}$ = respect de l'objectif de qualité en considérant l'autoépuration (Formule 31)

- si toutes les $C_{\text{épur}}^i$ sont inférieures à leur $C_{\text{adm}}^{i,\text{max}}$ alors $I_{2.2.d} = 1$
- si au moins une des $C_{\text{épur}}^i$ est inférieure à sa $C_{\text{adm}}^{i,\text{max}}$, mais toutes inférieures à leur $C_{\text{adm-1}}^{i,\text{max}}$ alors $I_{2.2.d} = 0$
- si au moins une des $C_{\text{épur}}^i$ est inférieure à sa $C_{\text{adm-1}}^{i,\text{max}}$ alors l'indicateur n'est plus valide et les règles suivantes s'appliqueront

Règle 5 : si l'indicateur $I_{2.2.d}$ est égal à 1 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à 4

Règle 6 : si l'indicateur $I_{2.2.d}$ est égal à 0 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à 0

Dans le cas extrême où l'indicateur précédent n'est plus valide et donc qu'il est probable que pour une pluie moyenne de niveau 2, un déclassement de plus d'une classe de qualité survienne, il est recommandé une analyse poussée des flux de polluants par temps de pluie avec des mesures *in situ*. Les calculs des concentrations ne seront pas repris ici.



$I_{2.2.e}$ = respect de l'objectif de qualité avec une analyse poussée (Formule 32)

- si toutes des C_{mes}^i sont inférieures à leur $C_{\text{adm}}^{i,\text{max}}$ alors $I_{2.2.e} = 1$
- si au moins une des C_{mes}^i est inférieure à sa $C_{\text{adm}}^{i,\text{max}}$, mais toutes inférieures à leur $C_{\text{adm-1}}^{i,\text{max}}$ alors $I_{2.2.e} = 0$
- si au moins une des C_{mes}^i est inférieure à sa $C_{\text{adm-1}}^{i,\text{max}}$ alors $I_{2.2.e} = -1$

Règle 7 : si l'indicateur $I_{2.2.e}$ est égal à 1 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à 3

Règle 8 : si l'indicateur $I_{2.2.e}$ est égal à 0 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à 0

Règle 9 : si l'indicateur $I_{2.2.e}$ est égal à -1 alors la performance $P_{2.2}$ est égale à -1

Partant du principe qu'au-delà de cette dernière analyse, l'évaluation ne peut être plus précise, la dernière règle fixe la performance négative.

L'hypothèse est faite que plus le degré d'analyse des rejets de temps pluie est élevée pour vérifier le respect de l'objectif de qualité, plus la tolérance diminue. C'est cette hypothèse qui justifie que lorsque l'objectif est respecté mais que cette condition a nécessité de tenir compte par exemple de l'autoépuration dans le milieu, la performance n'est pas maximale. L'idée retenue est donc d'introduire une certaine marge de sécurité dans l'évaluation de la performance. En effet, les pluies de référence utilisées pour réaliser les modélisations doivent être représentatives du niveau 2. Mais qu'arrivera-t-il si une des pluies les plus fortes de ce niveau intervient pendant une période d'étiage sévère ?

D'une manière générale, il est préconisé de gérer les eaux de pluie au plus proche de l'endroit où elles sont produites. Le développement des techniques dites alternatives aux réseaux d'eaux pluviales s'inscrit dans cette démarche et contribue à la réduction des flux polluants de temps de pluie. La réduction des surfaces imperméables et du ruissellement des eaux, le stockage des eaux, l'infiltration des eaux de pluies limitent premièrement la concentration des matières polluantes dans les eaux de ruissellement, mais limitent aussi les volumes rejetés dans les milieux aquatiques.

A l'inverse, la collecte unitaire des eaux usées et des eaux de ruissellement dans des villes où les surfaces sont de plus en plus urbanisées risque de dégrader la qualité du milieu récepteur par des rejets trop fréquents. Une mauvaise conception ou une mauvaise maîtrise de l'urbanisation peut ainsi conduire à des rejets pour des pluies de niveau 1.

III.2.4 Synthèse du critère.

Le critère pollution des eaux de surface est sans doute, le critère prépondérant dans cette évaluation. De l'ensemble des critères, celui-ci se distingue par une forte contribution sur l'ensemble des activités anthropiques.

La problématique du critère est de vérifier la conformité des rejets avec une réglementation. Le système d'indicateur doit en plus apporter une différenciation de la connaissance sur le degré de certitude du respect des rejets par rapport aux objectifs de qualité du milieu récepteur. Si le respect de la conformité des rejets avec les objectifs de qualité est avéré, avec des valeurs présentant un grand intervalle de confiance, alors il est possible d'en déduire que le degré de certitude du respect de l'objectif est fort.

La performance globale sur ce critère est la somme pondérée des performances $P_{2.1}$ et $P_{2.2}$ des deux sous-critères.

$$P_2 = \frac{w_{2.1} \times P_{2.1} + w_{2.2} \times P_{2.2}}{w_{2.1} + w_{2.2}} \quad (\text{Formule 33})$$

Avec :

P_2 Performance pour le critère C_2

$P_{2.1}$ Performance sur le sous-critère $C_{2.1}$

$w_{2.1}$ Poids pour la performance $P_{2.1}$

$P_{2.2}$ Performance sur le sous-critère $C_{2.2}$

$w_{2.2}$ Poids pour la performance $P_{2.2}$

Une fois encore la question du poids réciproque des deux performances se pose ici. Il existe plusieurs possibilités :

- Lorsque le calcul des flux polluants est entrepris, le rapport des charges des différents paramètres considérés indistinctement constitue une pondération en fonction de l'intensité du facteur d'impacts.

$$P_{2.1} = \frac{M_{MES}^{TS} + M_{DCO}^{TS} + \dots + M_{DBO_5}^{TS}}{(M_{MES}^{TS} + M_{DCO}^{TS} + \dots + M_{DBO_5}^{TS}) + (M_{MES}^{TP} + M_{DCO}^{TP} + \dots + M_{DBO_5}^{TP})} \quad (\text{Formule 34})$$

$$P_{2.2} = 1 - P_{2.1} \quad (\text{Formule 35})$$

Où M_Y^X représente la masse rejetée annuellement du paramètre Y dans les conditions X (TS : temps sec ou TP : temps de pluie).

- Si le calcul des flux polluants n'est pas entrepris, la pondération peut être envisagée en fonction des volumes introduits dans le milieu récepteur.

$$p_{2.1} = \frac{V^{TS}}{V^{TS} + V^{TP}} \quad (\text{Formule 36})$$

$$p_{2.2} = 1 - p_{2.1} \quad (\text{Formule 37})$$

Où V^X représente le volume rejeté annuellement dans les conditions X (TS : temps sec ou TP : temps de pluie)

- Enfin une dernière possibilité serait de faire une pondération en fonction du temps passé dans les deux conditions, temps de pluie et temps sec.

Les étiquettes suivantes synthétisent les indicateurs proposés pour ce critère.

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps sec
I _{2.1.a} Nombre de points de rejet direct	
Unité : sans	Période de mesure : <i>ponctuel</i>
Description : L'indicateur détermine la présence et le nombre de rejet d'eaux usées sans traitement dans le milieu récepteur	
Données d'entrée : R_d	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps sec
I _{2.1.b} Taux de bilans conformes	
Unité : %	Période de mesure : <i>annuelle</i>
Description : L'indicateur rapporte le nombre de bilans conformes réalisés sur le nombre total de bilans réalisés au cours d'une année	
Données d'entrée : NB, NB _c	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps sec
I _{2.1.c} Respect de l'objectif de qualité au droit du rejet	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur qualitatif permet de vérifier si les concentrations des paramètres de pollution sont inférieures aux concentrations respectives maximales admissibles. Il s'agit de vérifier si les rejets de la station d'épuration permettent de respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur au droit du rejet.	
Données d'entrée : $C_{\text{aval}}^i, C_{\text{max}}^i$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps sec
I _{2.1.d} Respect de l'objectif de qualité en sortie de tronçon	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur qualitatif permet de vérifier si les concentrations des paramètres de pollution sont inférieures aux concentrations respectives maximales admissibles. Il s'agit de vérifier si les rejets de la station d'épuration permettent de respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur en sortie de tronçon.	
Cet indicateur n'est utilisé que si $I_{2.1.c} = 0$	
Données d'entrée : $C_{\text{sortie}}^i, C_{\text{max}}^i$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps de pluie
I _{2.2.a} Dilution en temps sec	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur rapporte le débit de référence dans la rivière en temps sec au débit journalier moyen des rejets de la station d'épuration par temps sec.	
Données d'entrée : $Q_{\text{ref}}^{\text{rivière, TS}}, Q^{\text{rejet, TS}}$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps de pluie
I _{2.2.b} Dilution en temps de pluie	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur rapporte le débit de référence dans la rivière en temps de pluie au débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie.	
Données d'entrée : $Q_{\text{ref}}^{\text{rivière, TP}}, Q^{\text{rejet, TP}}$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps de pluie
I _{2.2.c} Respect de l'objectif de qualité par temps de pluie	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : L'indicateur permet de vérifier si les concentrations des paramètres polluants sont inférieures aux concentrations respectives maximales admissibles de ces paramètres pour respecter l'objectif de qualité ou pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur.	
Données d'entrée : $C_{aval,TP}^i, C_{adm}^{i,max}, C_{adm-1}^{i,max}$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps de pluie
I _{2.2.d} Respect de l'objectif de qualité par temps de pluie en considérant l'autoépuration	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : L'indicateur permet de vérifier si les concentrations des paramètres polluants fournies en tenant compte de l'autoépuration sont inférieures aux concentrations respectives maximales admissibles de ces paramètres pour respecter l'objectif de qualité ou pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur.	
Données d'entrée : $C_{épur,TP}^i, C_{adm}^{i,max}, C_{adm-1}^{i,max}$	

C ₂ Pollution des eaux de surface	C _{2.1} pollution des eaux de surface par temps de pluie
I _{2.2.e} Respect de l'objectif de qualité par temps de pluie suite à des mesures	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : L'indicateur permet de vérifier si les concentrations des paramètres polluants fournies par des mesures et une analyse poussée sont inférieures aux concentrations respectives maximales admissibles de ces paramètres pour respecter l'objectif de qualité ou pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur.	
Données d'entrée : $C_{mes,TP}^i, C_{adm}^{i,max}, C_{adm-1}^{i,max}$	

III.3 Critère « pollution du milieu souterrain »

Ce critère ne fera pas l'objet d'une description d'indicateur. Un travail conséquent sur les performances environnementales, techniques et économiques des ouvrages d'infiltration des eaux de pluie dans le sol est présenté dans Barrault et al. (2001), Dechesne (2002).

III.3.1 Définition du contenu du critère et problématique

L'introduction volontaire ou non d'effluents dans le milieu souterrain est un processus potentiellement source de pollution du milieu souterrain. Le milieu souterrain sera considéré comme étant constitué du sol et de la nappe sous-jacente à l'infrastructure à l'origine de ce processus. Deux types de processus, concernant deux catégories d'infrastructures, sont distingués ; suivant que le processus est volontaire ou non.

- L'infiltration des effluents par les bassins d'infiltration est une démarche volontaire. Les bassins d'infiltrations sont des ouvrages qui participent à la gestion des eaux de ruissellement pluvial. Ces eaux peuvent subir une ou plusieurs étapes de prétraitement (dégrillage, dessablage, débouage, déshuilage, séparation des hydrocarbures, décantation,...) avant d'être infiltrées. Le but des ouvrages de prétraitement est d'abattre la charge polluante avant l'infiltration. Cette étape préliminaire à l'infiltration préserve le fonctionnement de l'ouvrage d'infiltration en réduisant les risques de colmatage. D'autre part, cela permet de protéger le sol et la nappe contre des contaminations provenant des effluents infiltrés.
- Le processus non volontaire est l'exfiltration des effluents qui circulent dans les réseaux d'assainissement. Ceux-ci sont théoriquement conçus pour transporter les eaux usées, domestiques et pluviales, vers des ouvrages de traitement. Néanmoins ces réseaux, aussi bien unitaires que séparatifs, sont le siège de processus d'exfiltration des effluents vers le milieu environnant.

Une évaluation sur deux sous-critères est envisagée. La structure hiérarchique du critère pollution du milieu souterrain prendrait donc la forme suivante (Figure 32) :

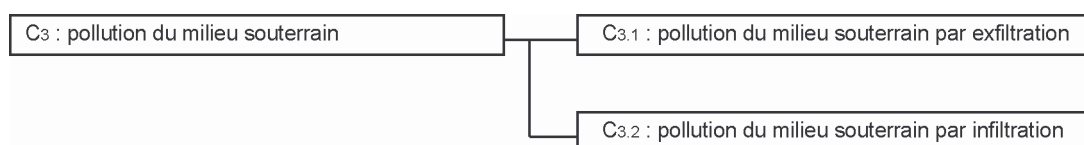


Figure 32 : Division du critère principal « pollution du milieu souterrain en deux sous-critères.

III.3.2 Analyse bibliographique

Ce chapitre présentera dans un premier temps la vulnérabilité du milieu souterrain et les raisons de la nécessité de sa protection. Dans un deuxième temps, seront abordés les phénomènes en jeu dans les deux processus identifiés précédemment.

La nappe d'eau souterraine est le compartiment récepteur du flux de pollution via le sol. La nappe d'eau peut être utilisée pour l'alimentation en eau potable. En France, on compte 36 681 captages pour la production d'eau destinée à la consommation humaine²⁹ (Commissariat général du Plan, 2001). Exprimés en nombre, 95 % de ces captages exploitent des eaux souterraines. Toutefois en terme de quantité d'eau produite, la répartition diffère puisque les 34 852 captages souterrains qui représentent ces 95% en nombre, ne produisent que 63 % du volume distribué annuellement. Le transfert dans le sol puis dans la nappe de substances non désirables représente donc un danger pour la santé humaine. Les pollutions par les matières organiques, les matières azotées et phosphorées, les pesticides ou encore par des organismes pathogènes peuvent rendre l'eau de la nappe impropre à la consommation, voir à sa potabilisation.

III.3.2.1 Exfiltration des effluents

III.3.2.1.1 Les causes de l'exfiltration

L'exfiltration intervient à travers les défauts d'étanchéités des tuyaux. Suivant la hauteur de la nappe il y a compétition entre les processus d'infiltration et d'exfiltration. Plusieurs facteurs interviennent dans l'apparition de défauts d'étanchéité (Amick & Burgess, 2000) :

- le diamètre des conduites
- l'âge des conduites
- les matériaux de construction (conduites, joints,...)
- le type et la qualité de construction (joints, remblais,...)
- la hauteur d'eau (dans la conduite)

Les exfiltrations peuvent intervenir à plusieurs endroits sur le réseau. Celles-ci peuvent être localisées sur les conduites, les branchements, au niveau des joints ou encore sur les regards. La Figure 33 représente les différentes localisations sources d'exfiltration sur un réseau. C'est principalement la hauteur de la nappe qui conditionnera le volume exfiltré.

²⁹ Ces 36 500 captages alimentent 26 680 unités publiques de distribution d'eau. Ce nombre ne comprend pas les captages privés.

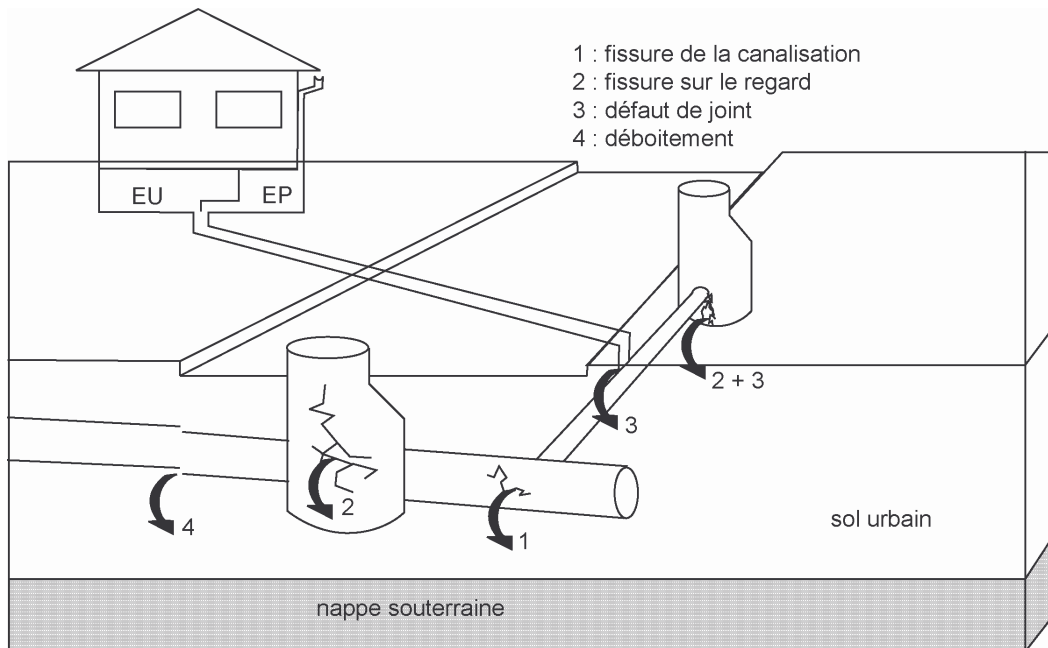


Figure 33 : Exemple d'exfiltrations dans un réseau de type unitaire.

III.3.2.1.2 Mesurer et évaluer l'exfiltration

Il existe certains paramètres particuliers qui permettent de révéler une contamination d'origine sanitaire. Les phosphates et le bore sont, par exemple, de bons indicateurs, car ces éléments ne sont pas présents naturellement dans le milieu souterrain (Barret et al., 1999).

Une méthode directe pour estimer les exfiltrations consiste à comparer les volumes théoriques rejetés dans les réseaux et les volumes réels mesurés aux exutoires. Pour les réseaux d'eaux usées, la consommation d'eau potable des usagers connectés aux réseaux d'eaux usées est comparée aux eaux usées reçues à la station d'épuration. Pour les réseaux d'eaux pluviales, les volumes théoriques issus des modélisations pluie-débit sont comparés aux mesures réalisées aux exutoires. Certains phénomènes, comme l'infiltration biaisent les résultats différentiels. Pour cette raison les mesures sont généralement réalisées en période de nappe basse pour limiter l'infiltration.

L'indicateur peut ne représenter que le volume total exfiltré à l'échelle du système. L'indicateur donne alors une idée du dysfonctionnement. En revanche, l'évaluation de la performance nécessite la prise en compte du milieu souterrain et de ses caractéristiques. A l'échelle du système, de part l'étalement urbain, le milieu souterrain peut présenter une hétérogénéité. Suivant la connaissance de cette hétérogénéité, la performance pourrait être évaluée par zone homogène avant d'être agrégée à l'échelle globale.

III.3.2.2 L'infiltration des effluents

III.3.2.2.1 Les bassins d'infiltration

Les bassins d'infiltration sont des ouvrages de gestion des eaux de ruissellement pluvial. Ils permettent de les évacuer tout en limitant la surcharge du réseau d'assainissement. Les eaux sont stockées temporairement dans les bassins et infiltrées dans le sol sous-jacent à une vitesse dépendant de la capacité d'infiltration du système. Ces ouvrages participent à rétablir un cycle naturel de l'eau en ville en rechargeant la nappe.

III.3.2.2.2 Evaluer l'impact de l'infiltration

Barraud et al. (2001), proposent un indicateur de performance visant à évaluer la performance des ouvrages d'infiltration sur un critère appelé « critère de performance d'un ouvrage d'infiltration ne polluant pas la ressource en eau ».

Le principe du critère repose sur le fait qu'un ouvrage est d'autant moins susceptible de polluer la nappe phréatique que l'eau à infiltrer est d'une qualité proche de celle nécessaire à sa potabilisation et que la nappe est peu vulnérable.

Cet indicateur croise deux descripteurs :

- Un descripteur d'atteinte potentiel à la nappe, représenté par un sous-indicateur global I_{att} résultant de sous-indicateurs d'atteinte I_{att}^k relatifs à p polluants k ,
- Un descripteur de vulnérabilité de la nappe, représenté par un sous-indicateur I_{vul}

Le sous-indicateur d'atteinte compare la masse estimée de chaque polluant apportée durant la vie de l'ouvrage à la masse de polluants apportée si la concentration du polluant était égale à celle de la norme de potabilisation³⁰.

Le sous-indicateur de vulnérabilité tient compte de plusieurs paramètres de l'aquifère (la potentialité de recharge naturelle, la transmissivité, la porosité et l'épaisseur moyenne de la zone non-saturée).

La performance est formulée suivant trois classes (mauvaise, moyenne et bonne) suivant trois risques de pollution (important, moyen, et faible). Une grille d'évaluation experte relie les valeurs des deux indicateurs aux valeurs de performance.

³⁰ Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001, Décret relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. Ce décret fixe les limites de concentration de certains paramètres chimiques de l'eau au delà desquels l'eau ne peut plus être utilisée pour produire de l'eau potable.

Cet indicateur présente l'avantage de prendre en compte le contexte du système, c'est-à-dire les caractéristiques du milieu. Cet aspect rend l'évaluation de la performance moins dépendante du système évalué. En revanche, il nécessite un grand nombre de données et suppose une instrumentation importante des ouvrages d'infiltration.

III.4 Critère « inondations »

III.4.1 Définition du contenu du critère et problématique

Les inondations sont les conséquences du débordement d'un système hydrographique naturel (rivière, fleuve, etc.) ou artificiel (réseau d'assainissement) (Chocat, 1997). Il convient de distinguer les inondations dues au débordement d'un cours d'eau permanent traversant une agglomération, des inondations par ruissellement superficiel urbain. Ces dernières résultent de l'insuffisance du système ayant en charge la collecte, le transport et éventuellement le stockage des eaux pluviales.

Les inondations par ruissellement pluvial urbain résultent de deux dysfonctionnements majeurs. Le premier est une insuffisance de la capacité de collecte. Un événement exceptionnellement violent ou une insuffisance des ouvrages d'engouffrement peut être la cause. Le deuxième est une insuffisance de la capacité de transport (et de stockage) qui conduit à un débordement des effluents du réseau. La norme française NF EN 752-1, relative aux réseaux d'évacuation et d'assainissement à l'extérieur des bâtiments (NF, 1996a), définit une inondation comme une « *situation dans laquelle les eaux usées et/ou les eaux de surface s'échappent d'un réseau d'évacuation et d'assainissement ou ne peuvent y pénétrer, et se répandent en surface ou pénètrent dans les bâtiments* ».

III.4.2 Analyse bibliographique

L'*Office of Water Services* (OFWAT) a publié un rapport de consultation des organismes anglais et gallois d'eau et d'assainissement, de l'agence de l'environnement, de Water UK et d'autres groupes ayant des intérêts dans le domaine de l'eau (OFWAT, 2002b). Les auteurs rapportent que les inondations internes³¹, provenant d'obstruction de réseaux ou de réseaux dont la capacité n'est pas suffisante, ne touchent que deux ou trois usagers sur une dizaine de milliers par an en Angleterre et au Pays de Galles. Entre 2000 et 2001, 7 100 propriétés ont

³¹ L'OFWAT définit une inondation interne comme une inondation faisant pénétrer des effluents dans les locaux résidentiels, publics, commerciaux, industriels ou d'affaires.

été victimes d'inondation interne, dont 3 200 en raison de la capacité insuffisante des réseaux. En France, ce type d'étude n'a pas été identifié.

Les réseaux sont en théorie conçus pour protéger les biens et les personnes. La norme française NF EN 752-2 (NF, 1996b), relative aux réseaux d'évacuation et d'assainissement en dehors des bâtiments, propose à l'article 6 des prescriptions de performance à atteindre, notamment en terme de fréquence d'inondation (Tableau 24).

Tableau 24 : Prescriptions fondamentales de fréquence d'inondation (NF, 1996b)

Lieu	Fréquence d'inondation 1 fois tous les « n » ans
Zones rurales	1 tous les 10 ans
Zones résidentielles	1 tous les 20 ans
Centres villes	
Zones industriels ou commerciales	
– risque d'inondation vérifié	1 tous les 30 ans
– risque d'inondation non vérifié	
Passages souterrains routiers ou ferrés	1 tous les 50 ans

L'évaluation des risques de retour d'inondation dans une ville nécessite l'utilisation de modèles prévisionnels détaillés. Ces modèles permettent, à partir de la définition d'un contexte donné (paramètres d'entrée), d'une représentation de la relation entrée/sortie et de la connaissance des variables d'entrée, de déterminer les valeurs des variables de sorties. Les modèles détaillés décomposent la zone d'étude en sous éléments, dont la finesse peut être variable. Ils reposent sur une double décomposition : décomposition du bassin versant en sous-éléments de natures différentes et décomposition du phénomène de transformation pluie-débit-pollution en sous-phénomènes s'appliquant sur chacun des sous-éléments (CERTU, 2003).

Pour modéliser la propagation des écoulements en réseau d'assainissement, deux grandes familles de modèles sont distinguées :

- Les modèles issus de la mécanique des fluides et de l'hydraulique, appelés modèles hydrodynamiques, dérivés du modèle complet de Barré de Saint-Venant,
- Les modèles issus de la dynamique des systèmes, appelés souvent modèles globaux ou conceptuels, du type Muskingum ou réservoir linéaire par exemple.

Une revue de ces deux familles de modèles utilisés en hydrologie urbaine est détaillée dans le chapitre 8 de l'ouvrage « la ville et son assainissement » (CERTU, 2003). D'autre part, l'annexe D (informatrice) de la norme NF EN 752-2 (NF, 1997) donne des indications sur les possibilités d'utilisation de méthodes en fonction de l'application.

III.4.3 Elaboration et contenu des indicateurs

En accord avec la problématique du critère inondation, celui-ci a été décomposé en deux aspects (Figure 34).

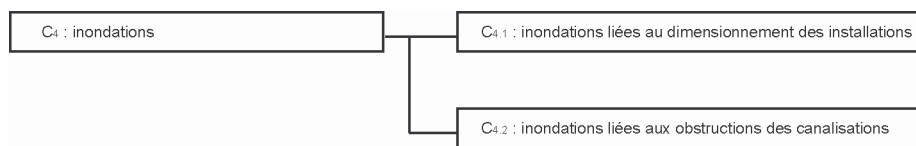


Figure 34 : Division du critère C4 « inondations » en deux sous-critères

III.4.3.1 Inondations dues au dimensionnement des installations

L'objectif de l'évaluation est de traduire le risque d'inondation et l'impact sur l'environnement urbain face à la norme NF EN 752-2 (NF, 1996b).

L'*International Water Association* (IWA) propose plusieurs indicateurs utilisant le nombre de propriétés inondées rapporté à une quantité fixe de propriétés. Ce type d'indicateur n'a pas été retenu pour l'évaluation de la performance pour deux raisons. Premièrement, dans le cas des zones commerciales et industrielles, le nombre de propriétés n'est plus représentatif d'un impact et devient incomparable avec des propriétés résidentielles. Deuxièmement, recenser les inondations internes sur une année pour l'ensemble de la ville présente un intérêt en terme de modélisation du risque. En revanche, pour l'évaluation cela reviendrait à n'interroger qu'une fraction de la période à observer (pour des périodes de retour d'événement de 10 à 30 ans). Le recensement des inondations survenues depuis 20 ou 30 ans ne reflète pas la réalité du réseau actuel. Le réseau et son environnement, en particulier la ville, évoluent. La norme NF EN 752-2 recommande l'utilisation de modèles de simulation d'orages pour vérifier le niveau de protection contre l'inondation procuré par le réseau d'assainissement. Ces modèles donnent un « instantané » du risque d'inondation en tenant compte de la capacité des réseaux, des flux actuels véhiculés et éventuellement du changement climatique. Ces modèles, couplés à un système d'information géographique disposant d'une couche cadastrale, fournissent la cartographie du risque d'inondation sur le territoire de la ville.

Les inondations ne doivent pas être le résultat de mauvais raccordements des particuliers. Ce dysfonctionnement ne relève plus de la responsabilité de la commune car le raccordement au réseau d'assainissement collectif est à la charge des riverains.

Les zones non urbanisées ne sont pas évaluées. Au contraire ces zones sont souvent des opportunités de stockage, d'infiltration ou tout simplement servent à limiter le ruissellement. D'autre part, ces zones représentent rarement des enjeux économiques pour la ville.

L'évaluation de la performance résulte du croisement de deux indicateurs. Le premier évalue la performance pour les zones résidentielles et le second la performance sur les zones de centre ville, zones commerciales et industrielles.

Avant de mesurer ces deux indicateurs, deux conditions doivent être respectées sur l'une et l'autre des deux catégories de zone urbaine. Afin de respecter les prescriptions édictées dans la norme NF EN 752-2 (NF, 1996b), ces deux conditions sont formulées suivant les deux règles énoncées ci-après.

Règle 1 : s'il existe une parcelle située en zone résidentielle dont le risque d'inondation est supérieur à une fois tous les vingt ans, alors la performance $P_{4.1.a}$ est égale à -1.

Règle 2 : s'il existe une parcelle située en zone de centre ville, commerciale ou industrielle dont le risque d'inondation est supérieur à une fois tous les trente ans, alors la performance $P_{4.1.b}$ est égale à -1

Si ces deux règles ne sont pas respectées alors le calcul des deux indicateurs $I_{4.1.a}$ et $I_{4.1.b}$ peut être réalisé. Les performances associées, $P_{4.1.a}$ et $P_{4.1.b}$, sont des fonctions linéaires pour lesquelles, lorsque 0 % de la surface d'une zone possède un risque d'inondation strictement inférieur à son seuil (une fois tous les vingt ou trente ans, suivant la zone), la performance est alors minimale puisqu'elle correspond aux prescriptions de la norme. La performance augmente avec cette surface pour atteindre la note maximale de 6 lorsque 100 % de la zone urbaine considérée par l'indicateur présente un risque d'inondation strictement inférieur à son seuil (une fois tous les vingt ans ou trente ans, suivant la zone) (Figure 35 et Figure 36).



$$I_{4.1.a} = \frac{S_{inon>20}^r}{S_{tot}^r} \quad (\text{Formule 38})$$

Avec :

$I_{4.1.a}$ Pourcentage de la surface résidentielle dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les vingt ans.

$S_{inon>20}^r$ Surface des zones résidentielles dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les vingt ans.

S_{tot}^r Surface totale des zones résidentielles.



$$I_{4.1.b} = \frac{S_{inon>30}^{cv}}{S_{tot}^{cv}} \quad (\text{Formule 39})$$

Avec :

$I_{4.1.b}$ Pourcentage de la surface de centre ville, zones commerciales et zones industrielles dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les 30 ans.

$S_{inon>30}^{cv}$ Surface des zones de centre ville, commerciales et industrielles dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les trente ans.

S_{tot}^{cv} Surface totale des zones de centre ville, commerciales et industrielles.

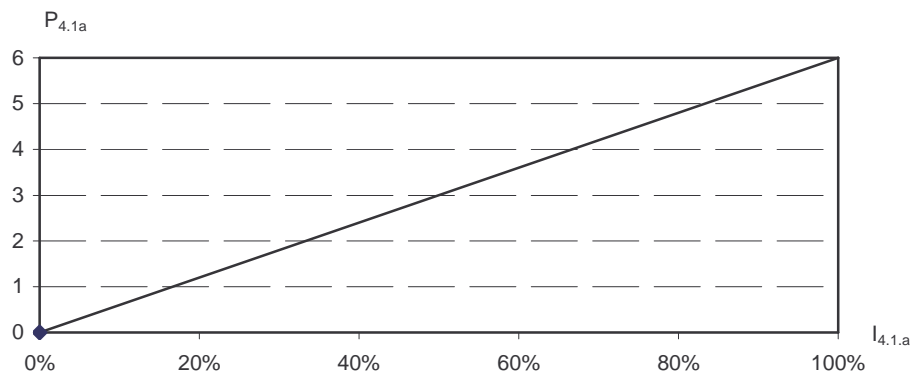


Figure 35 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{4.1.a}$

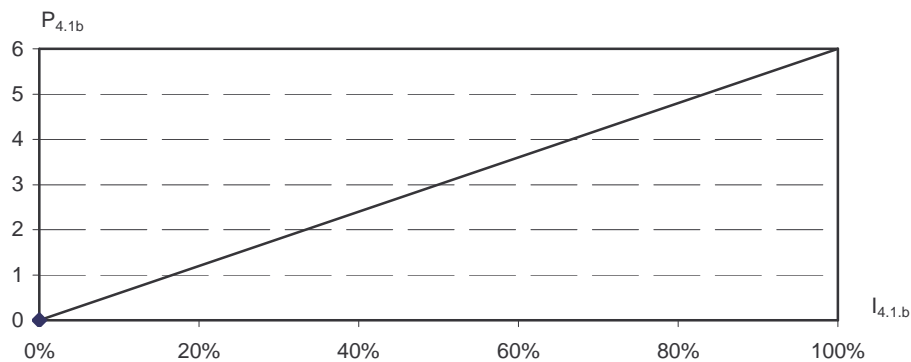


Figure 36 : Fonction de performance de l'indicateur $I_{4.1.b}$

La note de performance globale sur ce sous-critère est la moyenne pondérée des performances des deux indicateurs d'évaluation. Cette moyenne est pondérée en fonction du rapport de surface entre les deux catégories de zones, résidentielles et centre ville, commerciales et industrielles. Il est nécessaire de rappeler que cette moyenne ne peut être calculée que si les deux règles initiales ne sont pas respectées, c'est-à-dire que les prescriptions relatives aux débordements des réseaux d'assainissement sont vérifiées. Dans le cas où l'une des deux règles ou les deux règles sont réputée correcte, la performance sur le sous-critère devient alors négative et la note de performance égale à -1.

$$P_{4.1} = \frac{w_{4.1.a} \times P_{4.1.a} + w_{4.1.b} \times P_{4.1.b}}{w_{4.1.a} + w_{4.1.b}} \quad (\text{Formule 40})$$

Avec :

$P_{4.1.a}$ Note de performance du risque d'inondation dans les zones résidentielles

$w_{4.1.a}$ Coefficient de pondération applicable à la note de performance $P_{4.1.a}$

$P_{4.1.b}$ Note de performance du risque d'inondation dans les zones de centre ville, commerciales et industrielles

$w_{4.1.b}$ Coefficient de pondération applicable à la note de performance $P_{4.1.b}$

Considérons une ville fictive présentant les caractéristiques suivantes :

60 000 habitants, 15 km² dont 1 km² de centre ville, 1 km² de zone commerciale, 2 km² de zone industrielle et 8 km² de zone résidentielle. 3 km² ne sont pas urbanisés.

Tableau 25 : Détails des zones de la ville fictive

Zone	Fréquence d'inondation	Surface (km ²)	% de la zone présentant un risque inférieur au seuil	Note
Centre ville	> à 1 fois tous les 30 ans	1	75 %	4,5
Zone commerciale		1		
Zone industrielle		1		
Zone industrielle	= à 1 fois tous les 30 ans	1		
Zone résidentielle	> à 1 fois tous les 20 ans	4	50 %	3
Zone résidentielle	= à 1 fois tous les 20 ans	4	50 %	
			P_{4.1}	3,5

La surface urbanisée en centre ville, zone commerciale et industrielle dont la période de retour d'inondation est supérieure à une fois tous les 30 ans est de 75 %. La performance partielle pour cette zone $P_{4.1.b}$ pour cette situation est égale à 4,5. De la même manière, 50% de la zone résidentielle est dans une zone dont la période de retour d'inondation est supérieure aux prescriptions fondamentales. La note performance partielle pour la zone résidentielle $P_{4.1.a}$ est égale à 3. Aucune zone n'est dans une situation en dessous des prescriptions fondamentales. La zone résidentielle représente deux tiers de la surface urbanisée. Les zones de centre ville, commerciales et industrielles représentent le dernier tiers.

La performance globale sur le sous-critère s'exprime sous la forme suivante :

$$P_{4.1} = \frac{1}{3} \times 4,5 + \frac{2}{3} \times 3 = 3,5$$

La performance globale est donc minorée par la note de performance pour les zones résidentielles.

Les seuils de performance sont fins et une zone dont la fréquence d'inondation est égale à une fois tous les 19 ans pénalisera l'ensemble du système. Une très petite zone par rapport à l'ensemble du territoire de la ville pourra également pénaliser le système. Mais dans sa fonction d'alerte, l'indicateur doit justement avertir de l'apparition d'un risque même sur une zone peu étendue. Un nouveau risque peut être le symptôme d'un aménagement urbain mal conçu en terme de protection contre les inondations. L'incertitude portée par le calcul prévisionnel de risque, si elle était estimée, permettrait peut-être d'exclure certains litiges. Outre le fait que l'utilisation de méthodes de calcul d'incertitudes alourdirait l'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement, elle rendrait l'évaluation indubitable. Pour revenir à une performance positive, le gestionnaire devra soit réviser la capacité de collecte et de transport des effluents, soit augmenter la capacité de stockage en amont des zones incriminées.

Une pondération en fonction des surfaces n'est certainement pas l'évaluation la plus pertinente en terme de risque. Pondérer en fonction du nombre d'habitants est envisageable pour les zones habitées mais les zones commerciales et industrielles seraient alors sous-représentées. Il n'a pas non plus été choisi de quantifier la performance en fonction des dégâts financiers engendrés par des fréquences d'inondations trop courtes. Néanmoins, cette voie serait certainement à explorer pour orienter l'évaluation vers des notions plus transversales du développement durable.

Le territoire métropolitain est particulièrement concerné par les inondations liées à l'assainissement pluvial urbain. Dues à des pluies d'orage, ces inondations sont très fréquentes et bien localisées dans l'espace. Leur impact est généralement de faible ampleur, mais le caractère répétitif du phénomène peut à terme entraîner des coûts de dommages non négligeables (Hubert & Ledoux, 1999). Une recherche sur ce thème, effectuée par le CERGRENE³² entre 1993 et 1996 sur trois sites (6 villes du département de Seine-Saint-Denis, l'agglomération lyonnaise et la ville de Marseille) ont permis d'estimer le montant des dommages à l'habitat (biens mobiliers et immobiliers). Il apparaît ainsi, quelle que soit la hauteur d'eau que la moyenne du coût des dommages était de 15 000 francs (2 300 euros) par maison individuelle avec sous-sol et de 30 000 francs (4 600 euros) pour les maisons individuelles sans sous-sol (Hubbert, 1997).

III.4.3.2 Inondations liées aux obstructions des canalisations

L'annexe G (informative) de la norme française NF P 15 900-2 (NF, 2001) préconise la distinction entre les incidents dus d'une part à des obstructions et ceux dus d'autre part au dimensionnement des installations. Le fonctionnement normal du réseau est non obstrué. L'indicateur proposé précédemment, ne permet pas de déterminer le risque de débordement puis d'inondation lié à ce type de dysfonctionnement. Certains modèles tentent d'identifier les points d'obstruction des réseaux en fonction de plusieurs paramètres (pentes, qualités des effluents, contraintes de cisaillement,...). Le calage des modèles implique le recueil des dysfonctionnements sur plusieurs années. La fréquence d'occurrence de ces dysfonctionnements est plus courte que celle observée pour évaluer le phénomène précédent. Ainsi, l'évaluation sur une année prend un sens.

La norme NF P 15 900-2 (NF, 2001) indique que les indicateurs ont pour objet notamment d'identifier la fréquence et l'amplitude de l'incident.

L'indicateur proposé pour l'évaluation des débordements dus aux obstructions, rapporte le nombre de riverains touchés par les débordements à mille habitants.



$$I_{4.2} = \frac{NI_o}{N} \times 1000 \quad (\text{Formule 41})$$

³² Le CERGRENE a fusionné avec le LABAM pour devenir le CEREVE

Avec :

$I_{4,2}$	Taux d'inondations dues aux obstructions
NI_o	Nombre de riverains victimes des débordements sur une année
N	Nombre d'habitants

Le nombre de riverains victimes des débordements est calculé à partir du recueil des débordements et du nombre d'habitants dans chaque propriété touchée par le débordement. Lors du recueil des plaintes ou des constatations, il est souhaitable de distinguer les débordements liés au dimensionnement des ouvrages et ceux dus aux obstructions. Si plusieurs riverains sont victimes du même débordement, alors on compte un débordement pour chaque riverain.

La performance pour cet indicateur est une fonction du taux d'inondations dues aux obstructions. Plus le taux est élevé plus la performance diminue. Si on se réfère aux études de l'OFWAT (2002 a ; 2002b), les inondations internes provenant d'obstructions de réseaux ou de réseaux dont la capacité n'est pas suffisante, ne touchent que deux ou trois usagers sur une dizaine de milliers par an. Il n'est pas précisé si ces usagers sont victimes une ou plusieurs fois sur une année, mais on peut en déduire raisonnablement que le taux de victimes ne dépasse pas 0,1 % de la population. D'autre part, les prescriptions minimales pour les réseaux d'assainissement sont de ne pas faire subir ce type d'inondations aux riverains. Il convient donc d'attribuer une note négative dès l'apparition d'une inondation pour débordement lié à l'obstruction du réseau.

La performance maximale est atteinte pour un taux égal à zéro. L'absence de débordement traduit une gestion efficace du réseau. Cela signifie d'une part une bonne connaissance du réseau et de ses « points noirs » mais aussi un entretien régulier des canalisations pour prévenir tout phénomène de bouchon et d'obstruction responsable des débordements. Dans ce cas, la note de performance prend donc la valeur 6. Un taux de débordement supérieur à zéro traduit un non respect des prescriptions minimales attribuées au réseau d'assainissement. Dans cette situation la performance est alors négative et la note prend la valeur -1.

Aucune valeur intermédiaire n'est proposée ici. La note de performance prend donc les valeurs 6 ou -1

III.4.4 Synthèse

Les inondations urbaines par ruissellement constituent une menace réelle pour la collectivité. La capacité des réseaux souterrains est en général suffisante pour évacuer les débits générés par des événements pluvieux rares (se produisant en moyenne tout les 10 ans). Par contre, les réseaux ne sont pas conçus pour protéger la ville contre des catastrophes, du type de celle de Nîmes en octobre 1988 ou Marseille en septembre 2000³³. D'autre part, le coût des réseaux traditionnels devient difficilement supportable pour la collectivité. Entre autre chose, pour les deux raisons invoquées précédemment, se sont développées depuis quelques dizaines d'années des solutions alternatives aux réseaux d'eaux pluviales. Le principe fondateur de toutes ces techniques est d'essayer de se rapprocher le plus possible du cycle naturel de l'eau, soit en retardant le transfert de l'eau vers les exutoires naturels soit en facilitant son infiltration. Pour améliorer la performance sur le sous-critère « nuisances liées aux inondations » les gestionnaires devront, s'ils sont confrontés à cet aspect, mettre en œuvre ces solutions alternatives pour gérer les eaux pluviales. Le Tableau 26 présente les différentes techniques existantes, avec leurs avantages et leurs inconvénients.

³³ Le 3 octobre 1988, entre 15 et 20 millions de m³ d'eau de pluie sont tombés sur les environs de Nîmes. Les torrents de boue qui se sont formés ont fait dix victimes et ont provoqué près de 4 milliards de francs (6,1 millions d'euros) de dégâts.

Tableau 26 : Synthèse des différentes techniques alternatives en assainissement pluvial

Technique	Fonctionnement	Avantages/inconvénients
Bassins de retenue en surface	Stockage provisoire de l'eau pendant la pointe de crue, pour restitution avec un débit contrôlé.	Réduisent les débits de pointes Ouvrages de dépollution
– en eau	Stockage en fonction du marnage acceptable.	Dimensionnement défini par l'instruction technique de 1977
– à sec	Volume disponible = capacité totale du bassin.	Nuisances : moustiques, boues, odeurs Acquisition foncière coûteuse
Bassins d'infiltration	Stockage temporaire avant infiltration dans le sol.	Création de zones humides susceptibles d'accueillir une biocénose intéressante Recharge de la nappe Acquisition foncière coûteuse Contamination des nappes phréatiques
Bassins enterrés	Stockage provisoire souterrain pour restitution avec un débit compatible avec l'ouvrage en aval.	Réduisent les pointes de débit Ouvrages de dépollution Ouvrages très techniques posant souvent des problèmes d'exploitation (sécurité, curage,...) Adaptés aux centres urbains proches des exutoires naturels
Tranchées et puits d'infiltration	Infiltration à proximité immédiate de l'endroit où les eaux sont recueillies. L'alimentation peut se faire par ruissellement direct ou par des drains.	Réalimentation de la nappe Peu d'espace au sol Intégration dans le paysage urbain Risque de pollution de la nappe Colmatage de l'ouvrage
Chaussées à structure réservoir	Stockage provisoire de l'eau dans les couches profondes de la voirie. L'alimentation peut se faire au travers du matériau de surface soit par des drains. La vidange se fait soit par infiltration, soit en restituant l'eau au réseau d'assainissement avec un débit contrôlé.	Ecrêtement des pointes de débit Dépollution des effluents Diminution du bruit routier et augmentation de l'adhérence par temps de pluie (enrobé drainant) Risque de colmatage Sensibilité hivernale au gel
Micro-stockages	Ralentissement de l'écoulement par des ouvrages réparti dans l'espace et stockage le plus près possible de la surface captatrice.	Pas de consommation d'espace Facilité d'intégration dans les tissus urbains Difficultés d'entretien car ouvrages dispersés
Fossés et noues	Ralentissement de l'eau et régulation du débit à l'exutoire. La même structure permet l'alimentation, le stockage et l'évacuation.	Participation à la création de paysage Aménagement très peu coûteux Décantation et filtration de l'eau Nuisances dues à la stagnation Entretien

L'intégration de cette nouvelle approche est essentielle pour assurer la protection des villes. Elle doit contribuer à la politique de prévention des collectivités pour atteindre des objectifs de développement durable. Le plan local d'urbanisme (PLU) et anciennement le plan d'occupation des sols sont des documents fondamentaux pour atteindre ces objectifs. L'article 4 du règlement³⁴ du PLU relatif à la desserte des terrains par les réseaux peut préconiser la mise en œuvre de solution afin d'éviter le surdimensionnement lié au seul phénomène d'inondation (cf. encadré ci-dessous).

Exemple du contenu du règlement de plan d'occupation des sols (POS) pour la commune de la Tour d'Aigues (4 130 hectares)

- Article 4 (la desserte des terrains par les réseaux) : Réserve de 10% de la surface du terrain des opérations groupées pour la réalisation de techniques alternatives, réalisation de bassins de rétention pour les équipements collectifs, assainissement des parcelles par des techniques alternatives respectant un débit de fuite de 3 litres par seconde et par hectare.
- Articles 13 (plantations et espaces verts) : Préservation des plantations existantes, plantation systématique des surfaces libres de constructions et délaissées, réalisation d'espaces boisés sur une surface minimale de 10 % des terrains à lotir, limitation de l'imperméabilisation à 30 %, limitation des défrichements aux seuls besoins agricoles et sur des terrains de pente inférieure à 15 %.

Les inondations liées à des débordements par obstructions ont généralement des conséquences moins graves que celles occasionnées par les ruissellements urbains. Il est également possible que les deux phénomènes soient concomitants. L'obstruction d'une canalisation lors d'un orage peut conduire à un débordement qui, avec un entretien adéquat des canalisations, n'aurait pas créé de nouvelle occurrence. Le critère a néanmoins été séparé en deux car il s'agit de deux aspects distincts dans la notion d'inondation et de protection des biens et personnes.

L'agrégation des deux notes de performance doit tenir compte d'une part de l'importance relative des deux phénomènes en terme de dégâts et d'autre part du fait qu'il n'y a pas de note intermédiaire entre 6 et -1 dans le deuxième sous-critère.

La note de performance globale reste la moyenne pondérée des deux notes des sous-critères.

³⁴ Le règlement du PLU (et du POS) fixe les règles générales et les servitudes d'utilisation des sols permettant d'atteindre les objectifs mentionnés à l'article L. 121-1 du code de l'urbanisme, qui peuvent notamment comporter l'interdiction de construire.

$$P_4 = \frac{P_{4.1} \times w_{4.1} + P_{4.2} \times w_{4.2}}{w_{4.1} + w_{4.2}} \quad (\text{Formule 42})$$

Avec :

- P_4 Note de performance pour le critère C_4
- $P_{4.1}$ Note de performance pour le sous-critère $C_{4.1}$
- $w_{4.1}$ Coefficient de pondération pour le sous-critère $C_{4.1}$
- $P_{4.2}$ Note de performance pour le sous-critère $C_{4.2}$
- $w_{4.2}$ Coefficient de pondération pour le sous-critère $C_{4.2}$

Il est proposé une pondération équilibrée des deux sous-critères. Si $P_{4.2}$ prend une valeur négative (-1), alors, d'après la règle définie pour l'agrégation des sous-critères en cas de note négative, la note de performance P_4 est également négative (-1). Si $P_{4.2}$ prend la valeur maximale (6), la note de performance globale pour le critère principal est la moyenne pondérée de manière égale des notes des deux sous-critères.

Les étiquettes suivantes reprennent les indicateurs développés pour ce critère ainsi que les données d'entrée pour le calcul des indicateurs.

C ₄ Inondations	C _{4.1} : inondations liées au dimensionnement des installations
I _{4.1.a} Pourcentage de la surface résidentielle dont le risque d'inondation est supérieur à 20 ans	
Unité : %	Période de mesure : ponctuelle
Description : L'indicateur calcule la surface des zones résidentielles dont le risque d'inondation est inférieur à vingt ans et à la compare la surface totale des zones résidentielles.	
Données d'entrée : $S_{inon>20}^r, S_{tot}^r$	

C ₄ Inondations	C _{4.1} : inondations liées au dimensionnement des installations
I _{4.1.b} Pourcentage de la surface de centre ville, zone commerciale et zone industrielle dont le risque d'inondation est supérieur à 30 ans	
Unité : %	Période de mesure : ponctuelle
Description : L'indicateur calcule la surface des zones de centre ville, commerciales et industrielles dont le risque d'inondation est inférieur à trente ans et la compare à la surface totale des zones de centre ville, commerciales et industrielles.	
Données d'entrée : $S_{inon>30}^{cv}, S_{tot}^{cv}$	

C ₄ Inondations	C _{4.2} : inondations liées aux obstructions des canalisations
I _{4.2} Taux d'inondations dues aux obstructions	
Unité : sans	Période de mesure : annuelle
Description : L'indicateur rapporte le nombre d'inondations de riverains dues à des débordements eux-mêmes liés à des obstructions de canalisations sur le nombre total d'habitants.	
Données d'entrée : NI _o , N	

III.5 Critère « intégration urbaine »

III.5.1 Définition du contenu du critère et problématique

L'intégration urbaine regroupe l'ensemble des notions qui permettent à un système socio-technique urbain de remplir les fonctions techniques pour lesquelles il a été conçu tout en limitant les impacts négatifs sur la population urbaine et sur d'autres systèmes techniques. Deux impacts ont été identifiés.

- **Nuisances olfactives** : les effluents urbains, quelle que soit leur origine, sont soumis à des processus de fermentation. Pendant le transport, lorsque les conditions d'écoulement ne sont pas suffisantes ; les matières organiques en l'absence d'oxygène seront fermentées et des gaz (H₂S, CH₄,...), à l'origine de nuisances olfactives, seront produits.
- **Intégration paysagère** : l'intégration paysagère de la station est de plus en plus demandée. La gestion en surface des eaux pluviales amène les aménageurs à concevoir des solutions paysagères intégrant des milieux aquatiques.

Ces deux aspects composent les deux sous-critères de description du critère principal « intégration urbaine » (Figure 37).

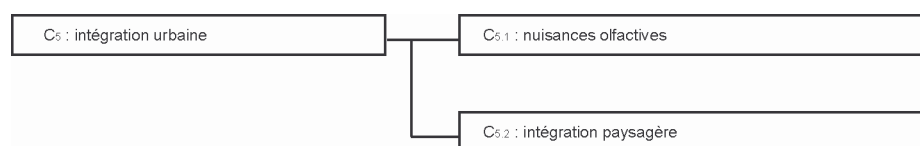


Figure 37 : Division du critère principal C₅ « intégration urbaine » en deux sous-critères.

III.5.2 Nuisances olfactives

III.5.2.1 Description du sous-critère

Les odeurs révèlent le plus souvent les émanations gazeuses provenant de la dégradation anaérobie des effluents. Ces désagréments sont souvent perçus à proximité d'un ouvrage d'assainissement (station d'épuration, bassin de retenue, égout, etc.). Elles peuvent révéler d'éventuels dysfonctionnements du réseau comme l'obturation des conduites, etc.

Les principaux composés malodorants rencontrés dans l'atmosphère des stations d'épuration peuvent être classés en quatre familles (FNDAE, 1993) :

- les composés soufrés : hydrogène sulfure, mercaptans, sulfures organiques sont à l'origine des odeurs les plus répandues ; ils possèdent des seuils olfactifs très faibles et développent une odeur repoussante ;
- les composés azotés : ammoniac, amines organiques et dans une moindre mesure indole et scatole ; les seuils olfactifs des amines sont du même ordre de grandeur ou supérieurs à ceux des polluants soufrés ;
- les composés acides, essentiellement des acides gras légers tels que les acides acétique, valérique, butyrique ; les molécules à faible poids moléculaire C2 à C6 dégagent une odeur vinaigrée tandis que les chaînes carbonées plus longues développent une odeur rance ;
- les aldéhydes, cétones et esters (formaldéhyde, acétone,...) offrent une gamme d'odeurs très vaste, s'étendant du suffocant au fruité écœurant à mesure que leur poids moléculaire augmente ; leurs seuils olfactifs sont supérieurs à ceux des composés azotés et soufrés.

Ce sous-critère ne porte que sur les nuisances pour les riverains et ne considère pas la réglementation applicable aux conditions de travail dans l'environnement de la station. Cet aspect relève du critère sur l'hygiène et la santé du personnel exploitant.

Les composés sont pour la plupart mesurables en concentration dans l'atmosphère. Néanmoins, il n'est pas réaliste d'équiper le périmètre des installations de transport ou de traitement avec un appareillage de mesures en continu. Un tel réseau de surveillance matériel se révélerait trop onéreux pour une ville moyenne. Pourtant, les villes disposent d'un autre type de réseau de surveillance, potentiellement disponible et étendu sur l'ensemble de leur territoire. En effet ce type de nuisance est mesurable par les riverains des installations. Les plaintes enregistrées par les services techniques constituent, après vérification, un indicateur utile pour évaluer la performance. L'évaluation est continue et permet d'agir comme signal d'alerte pour d'éventuels dysfonctionnements. Il est même envisageable de disposer d'un réseau de riverains chargés d'alerter le service en charge des plaintes (système mis en place autour de l'usine d'épuration du SIAAP Seine-Aval).

III.5.2.2 Construction d'un indicateur

La forme de l'indicateur doit permettre une modélisation du risque. Le taux de riverains victimes ne paraît pas adapté à l'évaluation des nuisances olfactives :

- le nombre de riverains victimes de nuisances dépend entre autre du site d'implantation de la station ;

- la nuisance est difficilement quantifiable (forte, moyenne, faible) ;
- une plainte correspond à un foyer. Lorsqu'un foyer est victime de nuisances olfactives, seule une personne adressera la plainte pour l'ensemble du foyer. Le nombre de plaintes n'est donc pas forcément représentatif du nombre de victimes.

En revanche il est possible d'imaginer un indicateur basé sur le nombre de jours où des nuisances sont relevées.

L'indicateur proposé est ici le nombre de jours où une nuisance est avérée sur une année.

L'indicateur s'exprime alors sous la forme suivante :



$$I_{5,1} = J_{no} \quad (\text{Formule 43})$$

Avec :

$I_{5,1}$	Temps de nuisance olfactive sur une année
J_{no}	Nombre de jours où une nuisance est avérée sur une année

Cet indicateur présente plusieurs avantages :

- La population de certaines villes varie fortement sur la période d'une année (e.g. villes balnéaires). Le calcul du nombre de jours de nuisances permet de conserver le pas de temps annuel.
- L'ensemble des riverains victimes est intégré dans l'évaluation de la performance. Celle-ci ne dépend plus, par exemple, de la plus ou moins grande présence de riverains dans la zone d'impact (période de vacances pendant laquelle la zone sera partiellement dépeuplée). L'évaluation ne dépend pas non plus du nombre de personnes vivant dans le foyer plaignant.

En revanche, il présente l'inconvénient de ne pas quantifier l'ampleur de la nuisance. Mais il a été précisé que cette quantification se révélait délicate. L'indicateur ne permet pas non plus de prendre en compte la continuité de la nuisance. Une nuisance sur plusieurs jours d'affilée n'a pas le même impact qu'une fois par mois.

Néanmoins, le calcul de cet indicateur ne doit pas dispenser le gestionnaire d'un inventaire des plaintes et des constatations. La gestion informatisée de ces informations permettrait en sus la localisation de « points noirs » prioritaires. Elles peuvent révéler d'éventuels dysfonctionnements du réseau comme l'obturation des conduites, etc. Ces informations sont essentielles au niveau opérationnel.

L'objectif maximal est un nombre de jours de nuisance égal à zéro. L'existence d'un tel résultat ne révèle pas pour autant l'absence de dysfonctionnement. Une fréquence de

nuisances de l'ordre de une à deux fois par mois semble être une limite acceptable. Ce seuil est représenté par une fourchette correspondant à un nombre de jours de nuisances compris entre 12 et 24 jours. Cette fourchette donne la performance minimale c'est-à-dire les valeurs de l'indicateur pour lesquels la note est égale à zéro. La fonction de performance proposée est discrète et la performance diminue avec l'augmentation du taux, suivant les valeurs indiquées dans le Tableau 27.

Tableau 27 : Note de performance attribuée en fonction de la classe du nombre de jours de nuisance.

Nombre de jours de nuisance	Note de performance
[0;2]	6
]2;4]	5
]4;6]	4
]6;8]	3
]8;10]	2
]10;12]	1
]12;24]	0
]24;365]	-1

Lorsque le nombre de jours de nuisances dépasse 24, ce qui correspond à une fois toutes les deux semaines, les nuisances sont considérées comme inacceptables et la note de performance est égale -1.

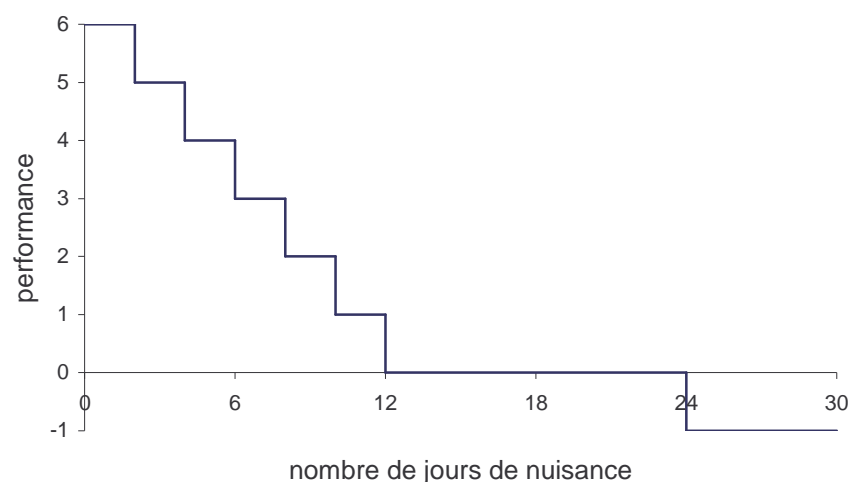


Figure 38 : Fonction de performance pour l'indicateur $I_{5,2}$ « temps de nuisance olfactive sur une année »

La Figure 38 représente la fonction de performance pour l'indicateur évaluant le taux annuel pour nuisances olfactives.

III.5.3 Intégration paysagère

III.5.3.1 Description du sous-critère

Ce sous-critère traite de l'intégration de la complexité paysagère dans les opérations d'aménagement.

Il est nécessaire de ne pas porter atteinte le paysage urbain, lorsqu'il s'agit des valeurs positives de celui-ci. Quant à leurs valeurs négatives, ce n'est plus la protection mais l'amélioration et l'adaptation aux conditions nouvelles qui s'imposent. Afin de pouvoir discerner les valeurs positives des éléments négatifs du paysage urbain, il est nécessaire de connaître les paramètres de son évaluation. C'est un problème scientifique et pratique qui n'a pas été résolu (Loiseau et al., 1993).

Le système d'assainissement présente la particularité d'être en grande partie non visible pour les habitants de la ville. L'essentiel du réseau de collecte est souterrain, seuls émergent certains ouvrages (relèvement, stockage, STEP,...).

Tableau 28 : Eléments du système pouvant avoir un impact visuel négatif (de - à ---), positif (de + à +++) ou nul (0).

Type d'ouvrage	Potentialité d'impact visuel
Station d'épuration	---
Stockage souterrain	0
Poste de relèvement	--
Déversoir d'orage	0
Bassin de retenue	+++
Noue, fossé	++
Bassin sec	+

L'intégration des éléments de surface dans un espace urbain peut avoir un impact visuel négatif ou positif (Tableau 28). Le paysage peut donc être valorisé par les éléments du système. Plusieurs démarches sont susceptibles d'inclure l'insertion paysagère des différents éléments.

Le « projet de paysage » est une démarche pertinente. Le concepteur (paysagiste ou urbaniste) peut agir de deux manières sur le paysage suivant le contexte de l'intervention. Sur des terrains appartenant à un propriétaire bien défini, le concepteur agit pour un maître d'ouvrage bien identifié, privé ou public, qui définit le programme et choisit le projet. Sur un site, une vallée, une entrée de ville, etc. l'espace appartient à de multiples propriétaires (agriculteurs, commerçants, industriels, élus locaux, services publics,...). Dans un tel contexte, la mise en œuvre du projet sera essentiellement fondée sur la négociation.

La construction des différents éléments est soumise à la délivrance d'un permis de construire. La demande de ce permis comprend notamment :

1. un plan d'implantation de la construction par rapport au terrain naturel et au traitement des espaces extérieurs ;
2. deux documents photographiques pour situer le terrain dans le paysage proche et lointain ;
3. un document graphique pour apprécier l'insertion des constructions dans l'environnement, leur impact visuel, le traitement des accès et des abords, avec report des arbres de hautes tiges, le projet architectural, avec les couleurs ;
4. une notice pour apprécier l'impact visuel du projet, comportant une description du paysage et de l'environnement, et une justification des dispositions en matière d'insertion du projet ;
5. une étude d'impact lorsqu'elle est exigée (en principe dans les communes non dotées d'un plan local d'urbanisme (PLU), pour des projets prévoyant une surface hors œuvre nette supérieure à 5 000 m² ou d'un coût dépassant 1 900 000 €), ou lorsque la demande concerne une installation classée pour la protection de l'environnement soumise à autorisation.

En principe, les pièces 3 et 4 ne doivent pas être exigées lorsque le projet est situé en zone urbaine d'un PLU, lorsqu'il n'existe pas de protection particulière au titre des monuments historiques, des sites ou d'une zone de protection du patrimoine architectural, urbain et paysager et lorsque le recours à un architecte n'est pas obligatoire. Si la commune a signé un PLU, ces aspects ont du être abordés dans le rapport et les documents graphiques.

Les plans et chartes pour l'environnement sont un troisième outil à l'usage des collectivités. Une charte, document contractuel entre une collectivité et le ministère de l'environnement,

accompagne la collectivité dans l'action au-delà de la démarche de réflexion impulsée par un plan. Douze domaines prioritaires d'action ont été définis, dont le paysage.

L'intégration paysagère de la station est de plus en plus demandée. Les particularités locales jouent un rôle majeur. A titre d'exemple, le talutage en bordure des bassins hors sol peut-être mis en œuvre. De même, la clôture de la station d'épuration (obligatoire dans tous les cas) pourra avantageusement être doublée d'une haie arborescente. L'aménagement, l'entretien général des abords de la station ont une répercussion indirecte sur le bon fonctionnement de la station et du cadre dans lequel l'exploitant officie (FNDAE, 1992).

Pour l'instant il n'est pas proposé d'indicateur. L'évaluation de la performance sur ce sous-critère devra prendre en compte les aspects positifs de valorisation et négatifs de dégradation du paysage.

III.5.4 Calcul de la note de performance sur le critère entier

La note de performance est calculée comme pour les autres critères décomposés en plusieurs sous-critères. La note de performance P_5 pour le critère C_5 est égale à la moyenne pondérée des notes de performance $P_{5,1}$ et $P_{5,2}$ des deux sous-critères $C_{5,1}$ et $C_{5,2}$.

$$P_5 = \frac{P_{5,1} \times w_{5,1} + P_{5,2} \times w_{5,2}}{w_{5,1} + w_{5,2}} \quad (\text{Formule 44})$$

Avec :

P_5	Note de performance pour le critère intégration urbaine
$P_{5,1}$	Note de performance pour le sous-critère nuisances olfactives
$w_{5,1}$	Coefficient de pondération du sous-critère nuisances olfactives
$P_{5,2}$	Note de performance pour le sous-critère intégration paysagère
$w_{5,2}$	Coefficient de pondération pour le sous-critère intégration paysagère

La pondération est *a priori* égale pour les deux sous-critères.

L'étiquette suivante reprend l'indicateur proposé pour l'évaluation de la performance sur le sous-critère traitant des nuisances olfactives.

C ₅ Intégration urbaine	C _{5,1} : nuisances olfactives
I _{5,1} Temps de nuisance olfactive sur une année	
Unité : jours	Période de mesure : annuelle
Description : L'indicateur représente le nombre de jours ou au moins une nuisance est avérée	
Données d'entrée : J_{no}	

III.6 Critère « hygiène et santé »

Ce critère ne fera pas l'objet d'un développement d'indicateur comme il l'a été mentionné en introduction de cette partie. Néanmoins, il sera proposé une description du critère ainsi que des éléments pour un travail ultérieur sur cet aspect particulier de l'environnement.

Les égoutiers et les agents de station d'épuration sont deux métiers particulièrement pénibles, compte tenu du caractère insalubre du travail.

Ambroise & Massin (2004) ont mené une étude visant à déterminer la prévalence des symptômes présentés par une population d'égoutiers et à la comparer à celle d'une population de référence choisie parmi des salariés de même catégorie socioprofessionnelle. Cette étude descriptive confirme des excès statistiquement significatif de symptômes respiratoires, digestifs, cutanés et généraux.

Le rôle essentiel des égoutiers est d'assurer en permanence l'écoulement correct des eaux usées le long du réseau. Pour cela ils réalisent des opérations de curage, d'entretien et de maintenance des différents éléments constitutifs du réseau. Il s'agit d'un travail avec une charge physique importante qui est effectué dans un milieu hostile (faible lumière, température, humidité) avec de nombreuses nuisances bactériologiques et chimiques. La pénibilité est accrue par un équipement de protection lourd et encombrant. Venjean (1984) note également que ce travail essentiellement manuel, présente une charge psychologique et mentale élevée. La législation (RF, 1942) a introduit certaines mesures parmi lesquelles :

- la journée de travail est limitée à 6 heures,
- des vêtements de travail seront mis à la disposition des égoutiers,
- des vestiaires seront présents sur le lieu de travail,
- des visites médicales régulières (2 mois après l'embauche et une fois par an ensuite).

Tableau 29 : Listes des nuisances auxquelles sont exposées les égoutiers (d'après Venjean, 1984)

Nuisances	Catégories	Description
Chimiques	gaz	<ul style="list-style-type: none"> – gaz combustibles : gaz naturel, GPL,... – vapeurs de liquides combustibles et de solvants – gaz de fermentation : CH₄, H₂S, CO₂ – gaz de rejets industriels
	liquide	tous les toxiques utilisés par les ménages ou les industries sont représentés mais souvent très dilués sauf cas de pollution accidentelle
Physiques	lumière	pas d'éclairage, lampe individuelle
	température et humidité	température constante de l'ordre de 15 °C et humidité très élevée
	nuisances olfactives	gaz de fermentation, autres gaz : composés azotés et sulfurés
nuisances infectieuses	bactéries pathogènes	<ul style="list-style-type: none"> – entérobactéries : Echérichia Coli, Salmonelles,... – micrococcacées : staphylocoques, streptocoques,... – germes anaérobies : leptospires,...
	virus	poliomyélite, hépatite A et B
	parasites	taenias, trichomonas,...
autres nuisances biologiques	insectes	cafards, araignées, cloportes,...
	rats	responsables de morsures porteurs et vecteurs de leptospires

Les agents de stations d'épuration sont exposés sensiblement aux mêmes nuisances, mais pas dans les mêmes conditions.

De plus, ce personnel doit effectuer plusieurs vaccins (hépatites, leptospirose,...). Il dispose également d'un équipement de travail particulier propre à assurer la sécurité du personnel (détecteur de gaz : CO, H₂S, lampe frontale, casque, jambières,...). Enfin ce personnel doit être formé à la pratique du métier d'égoutier.

Pour évaluer la performance vis-à-vis de ce critère, deux pistes sont envisageables.

La première comparerait le nombre d'accidents du travail à la moyenne nationale dans ce secteur. *A priori*, deux aspects méthodologiques s'opposent à cette piste. Le premier concerne la faible population de personnel dans les villes moyennes. La comparaison annuelle du nombre d'accidents du travail par rapport à une moyenne nationale ne paraît *a priori* pas suffisamment sensible pour distinguer plusieurs niveaux de performance. Deuxièmement, les données d'accidents du travail ne sont disponibles auprès des CNAM que par secteurs

d'activités. Par exemple les égoutiers sont rangés dans la catégorie bâtiment et travaux publics. Or la prévalence de certains symptômes a été vérifiée dans l'étude de Ambroise & Massin (2004). De plus, une évaluation de ce type ne remplirait pas le rôle d'alerte souhaité pour les indicateurs puisque l'évaluation interviendrait *a posteriori*.

La seconde piste porterait sur les actions mises en œuvre pour assurer la sécurité du personnel. Ces actions portent sur les aspects réglementaires (vaccination, durée du travail, condition de travail, matériel disponible,...) et sur des aspects préventifs non réglementaires (contrôles d'atmosphère avant descente, mesure d'exposition au H₂S,...) et de formation (à la sécurité, au secourisme). Une évaluation de ce type permettrait notamment de s'assurer du bon respect de la réglementation vis-à-vis des conditions de travail et de prendre en compte des mesures visant à garantir une meilleure protection du personnel. Cette évaluation interviendrait de manière ponctuelle et non sur une échelle annuelle. Ainsi elle remplirait la fonction d'alerte souhaitée pour mener l'évaluation de la performance.

La deuxième piste semble donc plus intéressante pour conduire l'évaluation de la performance environnementale des systèmes d'assainissement urbains.

III.7 Critère « management environnemental »

III.7.1 Définition du contenu du critère et problématique

Tout comme les démarches « qualité » formalisées dans les années 80, le management de l'environnement apparaît comme une démarche difficile à contourner pour les organismes³⁵. Le management environnemental désigne les méthodes de gestion et d'organisation de l'entreprise, visant à prendre en compte de façon systématique l'impact des activités de l'entreprise sur l'environnement, à évaluer cet impact et à le réduire (ISO, 1996). Une démarche de management environnemental peut être menée jusqu'à la mise en place éventuelle d'un système de management environnemental (S.M.E.) et sa reconnaissance par un organisme externe. Deux référentiels décrivent les exigences applicables aux S.M.E. : les normes NF EN ISO 14000 (ISO, 1996) et le règlement communautaire EMAS (Environmental Management and Audit System).

³⁵ Compagnie, société, firme, entreprise, autorité ou institution, ou partie ou combinaison de celles-ci, à responsabilité limitée ou d'un autre statut, de droit public ou privé, qui a sa propre structure fonctionnelle et administrative. (ISO, 1996).

Le système d'assainissement et plus spécifiquement le système de traitement est reconnu, au titre de la réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement, comme un système technique ayant des impacts négatifs sur l'environnement. La mise en place d'une organisation interne permettant de gérer les questions d'environnement est un atout pour la prévention des pollutions et des risques industriels. Néanmoins, les instruments de management environnemental (e.g. analyse du cycle de vie, indicateurs de performance environnementale,...) ne se substituent pas aux obligations réglementaires. La méthode *QUESA* a pour vocation d'évaluer la performance sur une échelle regroupant à la fois des seuils réglementaires et des objectifs de qualité. La méthode *QUESA* est donc une approche complémentaire. Ce critère se justifie par la prise en compte dans les démarches de type S.M.E d'aspects indirectement environnementaux et des sous-produits de l'assainissement, qui ne sont pas pris en compte dans la méthode *QUESA*. Celle-ci s'intéresse plus particulièrement à la gestion des effluents et aux processus de transformation de ces fluides.

Comme pour la démarche qualité, les entreprises qui s'engagent dans le management environnemental espèrent des gains³⁶. Deux exemples peuvent être mentionnés.

- Le guide d'application de la norme ISO 14001 à l'assainissement (AFNOR, 2003) recommande un enregistrement des prélèvements et des mesures réalisées sur les rejets. Barraqué (2003) indique par ailleurs qu'une meilleure gestion des prélèvements et des rejets du système contribue au retour sur investissement voulu par la nouvelle directive cadre sur l'eau (CE 2000/60). Une meilleure gestion du système permet d'ajuster les ressources mises en œuvre aux besoins du système, l'optimum étant un système de mesure en continu. La mise en place d'un S.M.E. dans un système d'assainissement est donc bénéfique d'un point de vue financier pour l'exploitant.
- Agir pour une meilleure intégration d'un système socio-technique comme le système d'assainissement, dans l'environnement concourt également à améliorer l'image du système auprès des citoyens. Les résultats de procédure d'évaluation (audit) peuvent devenir des vecteurs de d'information pour les citoyens.

Le critère « management environnemental » pour les systèmes d'assainissement urbains concerne l'ensemble des processus. Néanmoins, l'héritage d'un mode de gestion par délégation a conduit en France à des systèmes disjoints en terme de gestion. Ainsi il est

³⁶ Le terme gain n'est pas utilisé ici dans sa seule dimension économique. Un gain est un avantage obtenu par une action.

possible de rencontrer des systèmes d'assainissement dont certaines fonctions sont gérées en délégation et d'autres fonctions en régie directe (Cours des comptes, 1997). La relance de l'intercommunalité depuis la loi n°99-533 (RF, 99-533) a également conduit à des gestions disjointes des systèmes opérants, par exemple la commune est chargée de la collecte des eaux usées et du transport jusqu'à une unité de traitement gérée par un syndicat intercommunal. L'évaluation devra donc tenir compte de la séparation éventuelle des fonctions en terme de gestion. D'une manière générale on retiendra la distinction entre deux fonctions principales : collecte / transport d'une part et traitement d'autre part.

III.7.2 Analyse bibliographique

La parution de la norme internationale ISO 14001 (ISO, 1996) a fortement contribué à la mise en œuvre de démarches de management de l'environnement afin de démontrer la "bonne santé environnementale" d'une entreprise (Ullmann & Jonquière, 1999).

La norme ISO 14001 propose une démarche en six étapes pour implanter un système de management environnemental dans un organisme (Figure 39). Cette démarche doit conduire à l'amélioration continue de l'organisme.

La direction de l'organisme doit définir la **politique environnementale**. Il s'agit d'engagements et de principes (maîtrise des rejets dans le milieu récepteur, automatisation de la gestion du réseau,...) qui fournissent un cadre pour l'établissement des objectifs et des cibles.

La **planification** consiste dans un premier temps à identifier les aspects environnementaux (*e.g.* présence de branchements d'eaux usées sur une conduite eaux de pluie) associés aux activités (collecte, transport,...), produits (sables, boues,...) et services (intervention en cas de débordement) et à hiérarchiser les impacts (pollution des eaux superficielle, consommation de ressources naturelles,...) qui leur sont liés. L'organisme doit alors vérifier les exigences réglementaires et transcrire la politique environnementale en objectifs et cibles. Enfin les règles de planification seront éditées pour permettre à l'organisme d'atteindre ses objectifs et ses cibles.

La **mise en œuvre** commence par la structuration des ressources (humaines, matérielles et financières). Fixer les exigences d'ordre organisationnel permet de former le personnel, d'assurer la communication (interne et externe) et de produire et maîtriser la documentation. Celle-ci regroupe les procédures destinées à maîtriser les impacts environnementaux.

Les étapes de **contrôle** et d'analyse des **non-conformités** (réglementaires, dépassement de seuil, pollution accidentelle,...) permettent d'initier des actions correctives et préventives. Des audits internes et externes permettent de vérifier la conformité du S.M.E. aux exigences de l'ISO 14001 et de fournir les éléments utiles à son amélioration.

Enfin, la **revue de direction** aborde l'efficacité du S.M.E. et les éventuels besoins de changement au niveau de la politique environnementale en vue de permettre une **amélioration continue**.

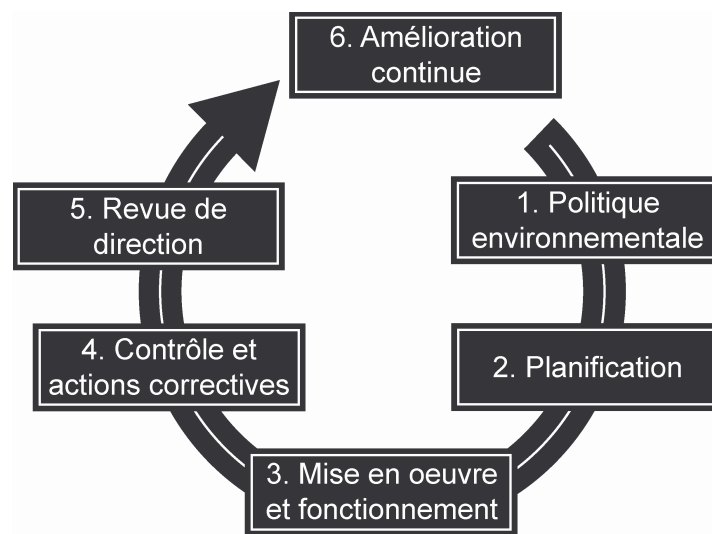


Figure 39 : Schéma d'implantation d'un système de management environnemental selon le modèle ISO 14 001

L'AFNOR, en collaboration avec l'association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement (ASTEE³⁷), a pris en charge l'élaboration de guides sectoriels pour l'application de l'ISO 14001 aux domaines de l'eau potable, de l'assainissement et du stockage des déchets afin d'aider les acteurs à transcrire les exigences de la norme pour leurs propres activités. Ces guides sont utiles à tout organisme acteur de ces domaines (collectivités publiques compétentes, établissements publics, entreprises privées) qui souhaite mettre en œuvre un S.M.E. structuré selon la norme ISO 14001.

Le guide d'application de l'ISO 14001 pour l'assainissement présente des recommandations et des conseils pour la lecture et la mise en œuvre d'un S.M.E. appliqué au domaine de l'assainissement. Il s'applique aux activités de collecte, de transport et de traitement des effluents et des sous-produits issus de ces activités. D'autre part ce guide s'appuie sur les

³⁷ ASTEE anciennement association générale des hygiénistes et techniciens municipaux (A.G.H.T.M.)

difficultés liées aux modes de gestion (régies ou délégations) dans le domaine de l'assainissement.

Le système de management environnemental est souhaitable, mais il ne constitue pas la situation la plus courante. Néanmoins, il est possible d'observer la mise en place de certaines actions ou de procédures de gestion ayant pour objectif la maîtrise des impacts sur l'environnement des activités du système. Le Tableau 30 identifie les actions de management environnemental envisageables pour les activités de traitement, de collecte et de transport des effluents urbains. Cette liste a été établie à partir de plusieurs documents :

- Le guide d'application de l'ISO 14001 pour l'assainissement (AFNOR, 2003)
- La norme ISO 14001 (ISO, 1996)

Tableau 30 : Liste des actions envisageables pour assurer un management environnemental des activités des systèmes d'assainissement.

Actions de management environnemental pour les systèmes d'assainissement

- Désignation d'un responsable management environnemental pour le système (A1).
 - Rédaction d'objectifs et détermination des valeurs cibles sur ces objectifs (A2).
 - Rédaction d'un inventaire d'identification des aspects environnementaux en relation avec les activités du système (A3).
 - Production et organisation d'une documentation interne nécessaire au contrôle (A4).
 - Réalisation d'une communication interne et externe (A5).
 - Sensibilisation et formation du personnel dont l'activité peut avoir une incidence sur la performance environnementale du système (A6).
-

III.7.3 Elaboration et contenu des indicateurs.

Comme indiqué précédemment, pour tenir compte d'une éventuelle gestion différenciée des deux fonctions principales, collecte / transport et traitement, ce critère principal est décliné en deux sous-critères (Figure 40).

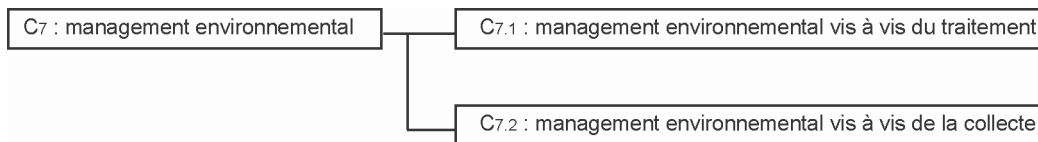


Figure 40 : Division du critère principal « management environnemental » en deux sous-critères

Pour chaque sous-critère, deux indicateurs sont proposés. Les indicateurs sont tous qualitatifs.

III.7.3.1 Management environnemental vis-à-vis du système de collecte

Deux indicateurs sont distingués.

Le premier sert à vérifier l'engagement du système d'assainissement dans une démarche de type S.M.E.



$$I_{7.1.a} : SME_{coll} \quad (\text{Formule 45})$$

Avec :

SME_{coll} : présence d'un système de management environnemental pour le système de collecte

$I_{7.1.a}$ peut alors prendre deux valeurs 0 ou 1 suivant la présence ou l'absence d'un système de management environnemental.

Le second permet de déterminer quelles sont les actions de management environnemental mises en œuvre s'il n'y a pas de S.M.E. au sens de la norme ou de démarche similaire engagée.



$$I_{7.1.b} = NA_x^{coll} \quad (\text{Formule 46})$$

Avec :

NA_x^{coll} : nombre d'actions A_x engagées pour le système de collecte

A_x correspond aux 6 actions recensées dans le Tableau 30, x allant de 1 à 6. $I_{7.1.b}$ peut prendre une valeur de 1 à 6.

Les deux indicateurs sont exclusifs.

Si $I_{7.1.a}$ prend la valeur 1, c'est à dire que le système d'assainissement possède un S.M.E., alors $I_{7.1.b}$ n'est pas évalué. La performance pour le système de collecte / transport est évaluée directement à partir de ce seul indicateur.

En revanche, si $I_{7.1.a}$ prend la valeur 0, alors $I_{7.1.b}$ est évalué et la performance pour le système de collecte / transport ne sera modélisée qu'à partir de cet indicateur.

Les règles de modélisation de la performance sont donc les suivantes :

Si $I_{7.1.a} = 1$ la performance est maximale, la note de performance $P_{7.1}$ est égale à 6 et les règles suivantes ne s'appliquent pas.

Si $I_{7.1.a} = 0$ alors la règle suivante s'applique.

Si $I_{7.1.b} = y$ alors la performance $P_{7.1}$ est égale à y .

III.7.3.2 Management environnemental vis-à-vis du système de traitement

Comme pour la performance vis-à-vis du système de collecte / transport, deux indicateurs sont distingués.

Le premier sert à vérifier l'engagement du système de traitement dans une démarche de type S.M.E.



$$I_{7.2.a} = SME_{trait} \quad (\text{Formule 47})$$

Avec :

SME_{trait} : présence d'un système de management environnemental pour le système de traitement.

$I_{7.2.a}$ peut alors prendre deux valeurs 0 ou 1 suivant la présence ou l'absence d'un système de management environnemental.

Le second permet de déterminer quelles sont les actions de management environnemental mises en œuvre s'il n'y a pas de S.M.E. au sens de la norme ou de démarche similaire engagée.



$$I_{7.2.b} = NA_x^{trait} \quad (\text{Formule 48})$$

Avec :

NA_x^{trait} : nombre d'actions A_x engagées pour dans le système de traitement

A_x correspond aux 6 actions recensées dans le Tableau 30, x allant de 1 à 6. $I_{7.2.b}$ peut prendre une valeur de 1 à 6.

Les deux indicateurs sont exclusifs.

Si $I_{7.2.a}$ prend la valeur 1, c'est-à-dire que le système d'assainissement possède un S.M.E., alors $I_{7.2.b}$ n'est pas évalué. La performance pour le système de traitement est évaluée directement à partir de ce seul indicateur.

En revanche si $I_{7.2.a}$ prend la valeur 0, alors $I_{7.2.b}$ est évalué et la performance pour le système de traitement ne sera modélisée qu'à partir de cet indicateur.

Les règles de modélisation de la performance vis-à-vis du système de traitement sont les suivantes :

Si $I_{7.2.a} = 1$ la performance est maximale, la note de performance $P_{7.2}$ est égale à 6 et les règles suivantes ne s'appliquent pas.

Si $I_{7.2.a} = 0$ alors la règle suivante s'applique.

Si $I_{7.2.b} = y$ alors la performance $P_{7.2}$ est égale à y.

III.7.3.3 Performance globale pour le critère « management environnemental »

Chaque sous-critère établit la présence d'une démarche de management environnemental ou la mise en place des actions spécifiées à la section précédente dans le Tableau 30 pour chacune des fonctions principales des systèmes d'assainissement.

La note de performance P_7 pour le critère « management environnemental » est la somme pondérée des deux notes de performance des deux fonctions.

$$P_7 = \frac{P_{7.1} \times w_{7.1} + P_{7.2} \times w_{7.2}}{w_{7.1} + w_{7.2}} \quad (\text{Formule 49})$$

Avec :

P_7	Note de performance pour le critère C_7
$P_{7.1}$	Note de performance pour le sous-critère management environnemental vis-à-vis de l'activité de collecte
$w_{7.1}$	Coefficient de pondération pour l'activité de collecte
$P_{7.2}$	Note de performance pour le sous-critère management environnemental vis-à-vis de l'activité de traitement
$w_{7.2}$	Coefficient de pondération pour l'activité de traitement

La démarche S.M.E. n'étant pas une exigence réglementaire et l'absence de S.M.E. étant la pratique courante, le fait qu'aucune activité ne soit engagée dans cette démarche ne constitue pas une performance non réglementaire. Le système est considéré comme peu performant dans la situation où aucune activité n'est engagée dans un S.M.E. ou si aucune action de management environnemental n'est mise en place, la note attribuée est 0.

Il est proposé d'utiliser des coefficients de pondération ayant le même poids.

En effet, du point de vue de la gestion des effluents, il a été montré pour le critère de pollution des eaux de surface que le système de transport des effluents pouvait tout autant être la source de facteurs d'impacts négatifs pour le milieu récepteur. De ce fait une bonne gestion environnementale de ce sous-système physique semble aussi importante que celle du système de traitement.

Une remarque doit être faite concernant le mode d'évaluation et la gestion différenciée des fonctions. La formulation du critère management environnemental ne tient pas compte de l'amélioration éventuelle pour la performance environnementale d'une gestion commune par un même organisme de l'ensemble du système.

Est-il plus performant de mener une démarche de management environnemental sur l'ensemble du système d'assainissement que de manière disjointe sur le système de collecte et le système de traitement ? La question posée concerne la différence de résultats, en terme de performance, de deux démarches pour deux systèmes fortement inter-reliés par rapport à une démarche globale pour le système dans sa globalité. La réponse *a priori* est positive. Néanmoins, le critère ne tient pas compte de ce point. La gestion de manière disjointe du système de collecte (par exemple en régie directe) et du système de traitement (par exemple en délégation de service public de type concession) peut supposer des lacunes dans la vision systémique qui accompagne les démarches de type S.M.E. néanmoins cela n'exclut pas la

possibilité pour deux organismes de mener conjointement une démarche de type S.M.E. pour un système dont ils auraient chacun pour partie la responsabilité. D'autre part, tenir compte d'un gain de performance sur le critère management environnemental par une gestion commune des deux systèmes pourrait prêter à confusion et signifier que le critère privilégie un mode de gestion pour l'assainissement.

Les quatre indicateurs sont repris dans les étiquettes suivantes.

C ₇ Management environnemental	C _{7,1} : management environnemental du système de collecte / transport
I _{7.1.a} Présence d'un système de management environnemental	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur vérifie l'engagement du système de collecte / transport dans une démarche de type système de management environnemental.	
Données d'entrée :	

C ₇ Management environnemental	C _{7,1} : management environnemental du système de collecte / transport
I _{7.1.b} Nombre d'actions engagées	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur quantifie le nombre d'actions envisageables pour assurer un management environnemental d'une organisation comme le système de collecte – transport des eaux usées urbaines	
Données d'entrée :	

C ₇ Management environnemental	C _{7,2} : management environnemental du système de traitement
I _{7.2.a} Présence d'un système de management environnemental	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur vérifie l'engagement du système de traitement dans une démarche de type système de management environnemental.	
Données d'entrée :	

C ₇ Management environnemental	C _{7,2} : management environnemental du système de traitement
I _{7.2.b} Nombre d'actions engagées	
Unité : sans	Période de mesure : ponctuelle
Description : Cet indicateur quantifie le nombre d'actions envisageables pour assurer un management environnemental d'une organisation comme le système de traitement des eaux usées urbaines	
Données d'entrée :	

IV Conclusion

Cette partie a présenté vingt trois indicateurs qui permettent la modélisation de la performance sur cinq critères principaux (sur un total de sept) et neuf sous-critères (sur un total de quinze). Ces propositions d'indicateurs ont suivi la démarche de construction décrite dans la deuxième partie de ce document et qui est rappelée dans les points suivants.

- L'exposé de la problématique a pour objectif de déterminer l'aspect environnemental qui doit être considéré. Cette analyse guide la construction du ou des indicateurs en définissant ce qui doit être évalué.
- L'analyse de la bibliographie sur l'aspect environnemental présente les travaux et les indicateurs existant pour réaliser une évaluation. Ces indicateurs sont potentiellement utilisables pour être intégrés dans la méthode *QUESA*. D'autres peuvent être conçus à partir de ces connaissances.
- A partir des résultats de l'étape précédente, des indicateurs sont proposés avec un nom, une définition, un mode de calcul, une unité de mesure, les données nécessaires à leur utilisation et le contexte dans lequel ils peuvent être utilisés.
- Les valeurs seuils de ces indicateurs sont les clés de la modélisation de la performance. Cette modélisation, sous forme de règles ou de fonction de performance, représente la traduction de la réalité en connaissance.

Le bilan du nombre de critères modélisés, annoncé au début de cette conclusion, démontre qu'une traduction, telle qu'elle a été proposée dans la seconde partie, est possible. Cette traduction est conditionnée par deux facteurs.

- la proposition d'indicateurs quantitatifs ou qualitatifs ;
- l'identification de valeurs seuils pour ces indicateurs.

Les aspects environnementaux qui ne sont pas soumis à la réglementation ou à une norme, sont difficilement modélisables. Il est nécessaire dans ce cas de pouvoir recourir à des règles de l'art ou à des données statistiques qui permettent le cas échéant de fixer des seuils pour les indicateurs. Cela a été notamment le cas pour traiter le critère relatif à « l'utilisation de l'énergie ». Au sein de ce critère, si la performance pour le sous-critère relatif à la « consommation énergétique totale » n'a pu être entièrement modélisée, l'analyse des problématiques respectives des deux autres sous-critères ont fait apparaître des valeurs cibles identifiées comme utiles pour réaliser la modélisation de la performance.

Parfois, il n'a pas été possible de proposer des indicateurs pour l'évaluation. Dans la mesure des connaissances engagées dans ce travail de thèse, des orientations possibles, des pistes de

recherche ou des renvois vers des travaux déjà existant ont été indiqués pour une étude ultérieure.

La suite du document sera l'objet d'une mise en application de la méthode *QUESA*. Premièrement, il a été énoncé que cette méthode devait trouver une application auprès de gestionnaires de systèmes d'assainissement. Or, sous cette forme, l'applicabilité n'est pas une évidence. La transcription de la méthode sous une forme informatique, avec toutes les possibilités de computation, est indispensable pour offrir un caractère ergonomique. Le prototype informatique est donc présenté dans la prochaine partie. Deuxièmement, la construction de cet outil informatique était le préalable à son application au travers d'une analyse de sensibilité de deux critères principaux : « l'utilisation de l'énergie » et « la pollution des eaux de surface »

**Quatrième partie :
Développement informatique et
application**

I Introduction

Dans la partie précédente, un certain nombre d'indicateurs ont été présentés. Leur rôle est de permettre une évaluation, au travers de critères hiérarchisés et sur une échelle de performance, de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains. Ces indicateurs ont été décrits avec leur mode d'évaluation et leurs limites.

Pour être utilisables plus aisément, les éléments de méthode présentés précédemment ne peuvent pas rester sous une forme « papier ». Le calcul des indicateurs et des performances apparaîtrait long et fastidieux pour l'utilisateur. Le passage sur un support informatique s'est donc révélé nécessaire non seulement dans l'objectif de la diffusion ultérieure d'un outil mais également pour faciliter le travail qui a suivi le développement de la méthode : la validation.

Cette dernière partie sera structurée en deux chapitres.

Le premier chapitre présentera la première version du prototype informatique de la méthode d'évaluation. Ce prototype porte le nom de *QUESA*. Il permet le calcul des notes de performances des sous-critères et des critères pour lesquels la modélisation de la performance a été réalisée. Ce prototype informatique présente les résultats de performance sous forme de profils environnementaux

Le deuxième chapitre montrera l'utilisation du prototype informatique dans le cadre d'une étude de sensibilité des indicateurs et des notes de performance. Pour chaque sous-critère et critère, l'influence de la variation des paramètres de calcul sera étudiée.

II Présentation de l'outil informatique

Le prototype *QUESA* est la transcription informatique de la méthode portant le même nom. Cet outil est une aide à l'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains.

II.1 Langage de programmation

L'application informatique a été programmée en Visual Basic. Le logiciel Microsoft Visual Basic 6.0 a été utilisé pour écrire la programmation de l'application. Ce langage a été choisi pour la simplicité de programmation et surtout pour la nature visuelle des applications réalisables.

Visual Basic est un langage orienté objet, c'est-à-dire qu'un projet Visual Basic est constitué « *de procédures événementielles attachées aux objets de l'application* ». Par exemple, lorsqu'un objet (bouton, champs de texte,...) est activé (clic de souris ou frappe de clavier), une portion du code correspondant à l'événement d'activation va s'exécuter. Un programme en Visual Basic est donc constitué d'un ensemble de petits programmes indépendants (procédures), qui sont activés lorsque certains événements interviennent.

L'application *QUESA* est exécutable sous un environnement Microsoft Windows.

II.2 L'outil QUESA

Le chapitre suivant présentera les différentes étapes qui permettent d'évaluer la performance environnementale d'un système.

L'application est constitué d'un seul fichier exécutable « QUESA.exe », auxquels seront attachés des fichiers texte (*.txt) portant le nom des différents projets réalisés avec l'application. Le prototype est une application multifenêtres. Une fenêtre principale est ouverte en permanence et permet de naviguer dans le logiciel et de modifier les informations enregistrées. Contrairement à un outil linéaire, pour lesquels les fenêtres s'ouvrent les unes après les autres, les applications multifenêtres, pour lesquelles il est possible de revenir à des fenêtres déjà fermées, offrent une fonction itérative. Cette fonction est particulièrement intéressante pour visualiser instantanément les répercussions sur la performance du système d'une variation d'un ou plusieurs paramètres. L'utilisateur connaît aussitôt les bénéfices sur la

performance du système dont il s'occupe par exemple d'une valorisation du biogaz dans le système.

II.2.1 Démarrage de **QUESA**

La première étape consiste à créer un nouveau projet dans lequel l'utilisateur saisira les informations nécessaires pour réaliser l'évaluation (consommation énergétique, débit des rejets, valeurs des paramètres de pollution : DBO₅, DCO,...). La liste des paramètres utilisés est donnée dans l'annexe 6. L'option « Nouveau projet » de la barre de menu de la partie supérieure de l'écran permet la création d'un nouveau projet (Figure 41).

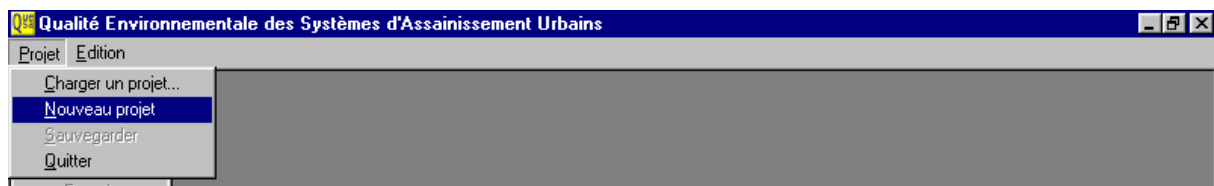


Figure 41 : Capture d'écran pour créer un nouveau projet

Une nouvelle fenêtre apparaît et permet d'attribuer un nom d'enregistrement (limité à 8 caractères) (Figure 42). Ce nom sera également le nom du fichier au format texte. Dans l'exemple pris ici, le nom du fichier est QUEASdem.txt est enregistré sous la racine du dossier où se situe l'application.

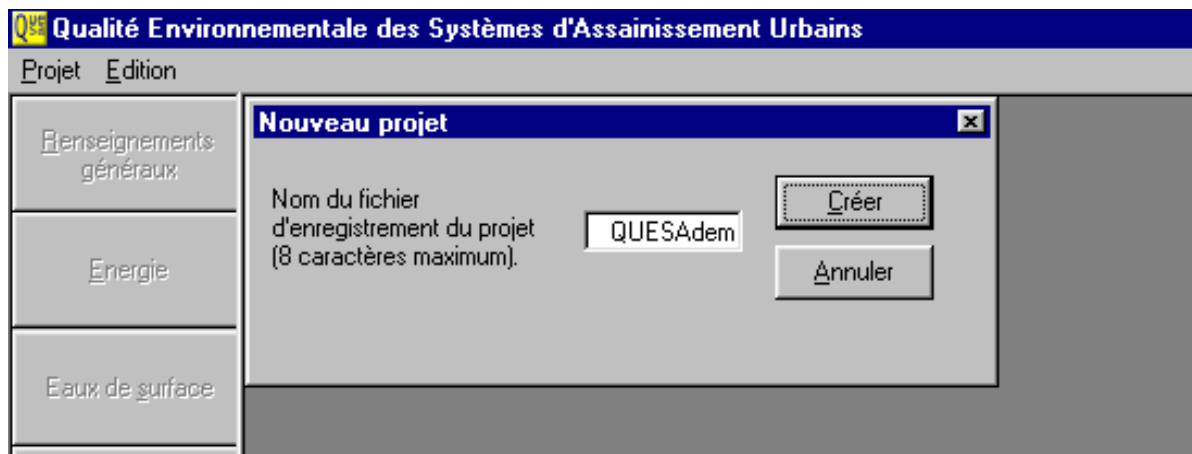
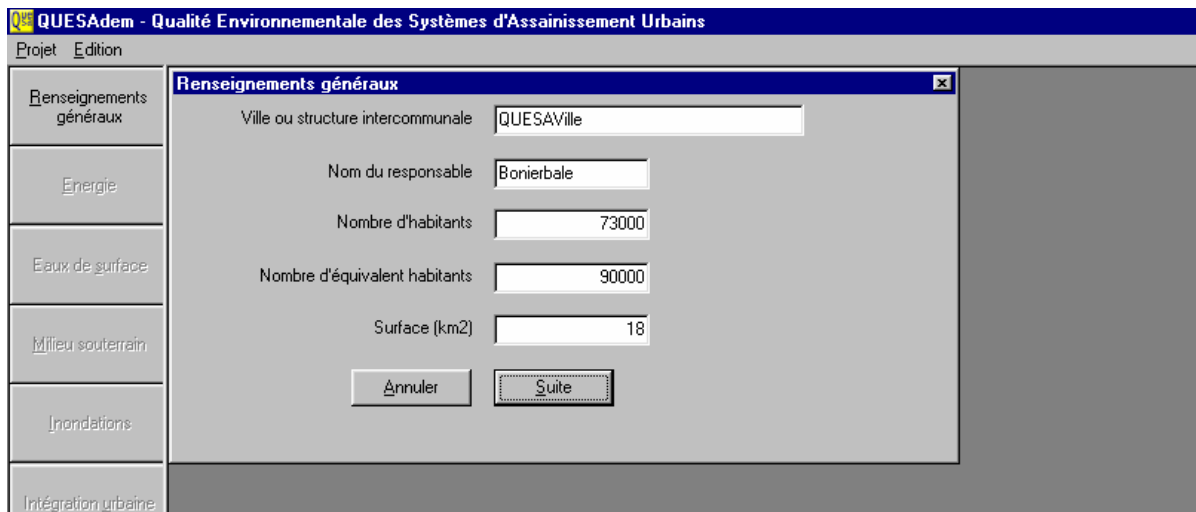


Figure 42 : Capture d'écran de la création d'un nouveau projet.

L'activation du bouton « Créer », ouvre une nouvelle fenêtre qui enregistre les renseignements d'identification sur le système comme le nom de la ville ou de la structure intercommunale, le nom du responsable du système, la population totale, le nombre d'équivalents habitants traités par le système et la surface sur laquelle s'étend la ville (Figure

43). Une autre procédure ajoute le nom du projet en en-tête de la fenêtre de l'application *QUESA*, à droite du logo.



The screenshot shows the QUESAdem application window with the title bar 'QUESAdem - Qualité Environnementale des Systèmes d'Assainissement Urbains'. The main window has a menu bar with 'Projet' and 'Edition'. On the left, there is a vertical sidebar with buttons for 'Renseignements généraux', 'Energie', 'Eaux de surface', 'Milieu souterrain', 'Inondations', and 'Intégration urbaine'. The 'Renseignements généraux' dialog box is open, displaying the following information:

Ville ou structure intercommunale	QUESAVille
Nom du responsable	Bonierbale
Nombre d'habitants	73000
Nombre d'équivalent habitants	90000
Surface (km2)	18

At the bottom of the dialog box, there are two buttons: 'Annuler' and 'Suite'.

Figure 43 : Capture d'écran de la fenêtre « Renseignements d'identification »

Une fois les champs renseignés, l'activation du bouton « Suite » enclenche plusieurs procédures qui vont modifier l'espace de travail (Figure 44).

- Les boutons sur la gauche de la fenêtre principale, qui jusqu'à présent étaient inactifs (grisés), sont activés. Ces boutons servent à l'affichage des fenêtres correspondant aux sept critères d'évaluation.
- La fenêtre des renseignements d'identification se ferme et trois nouvelles fenêtres s'ouvrent automatiquement. La fenêtre du critère « utilisation de l'énergie » s'ouvre par défaut, accompagnée à sa droite de la fenêtre du profil d'évaluation du critère en cours et qui présente les performances pour les sous-critères. La troisième fenêtre en bas de l'espace de travail contient le profil de performance du système sur les sept critères principaux.
- La commande « Sauvegarder » du menu Projet est active. Cette commande enregistre les informations saisies dans les fenêtres des critères dans le fichier texte du projet (ici dans QUESAdem.txt).

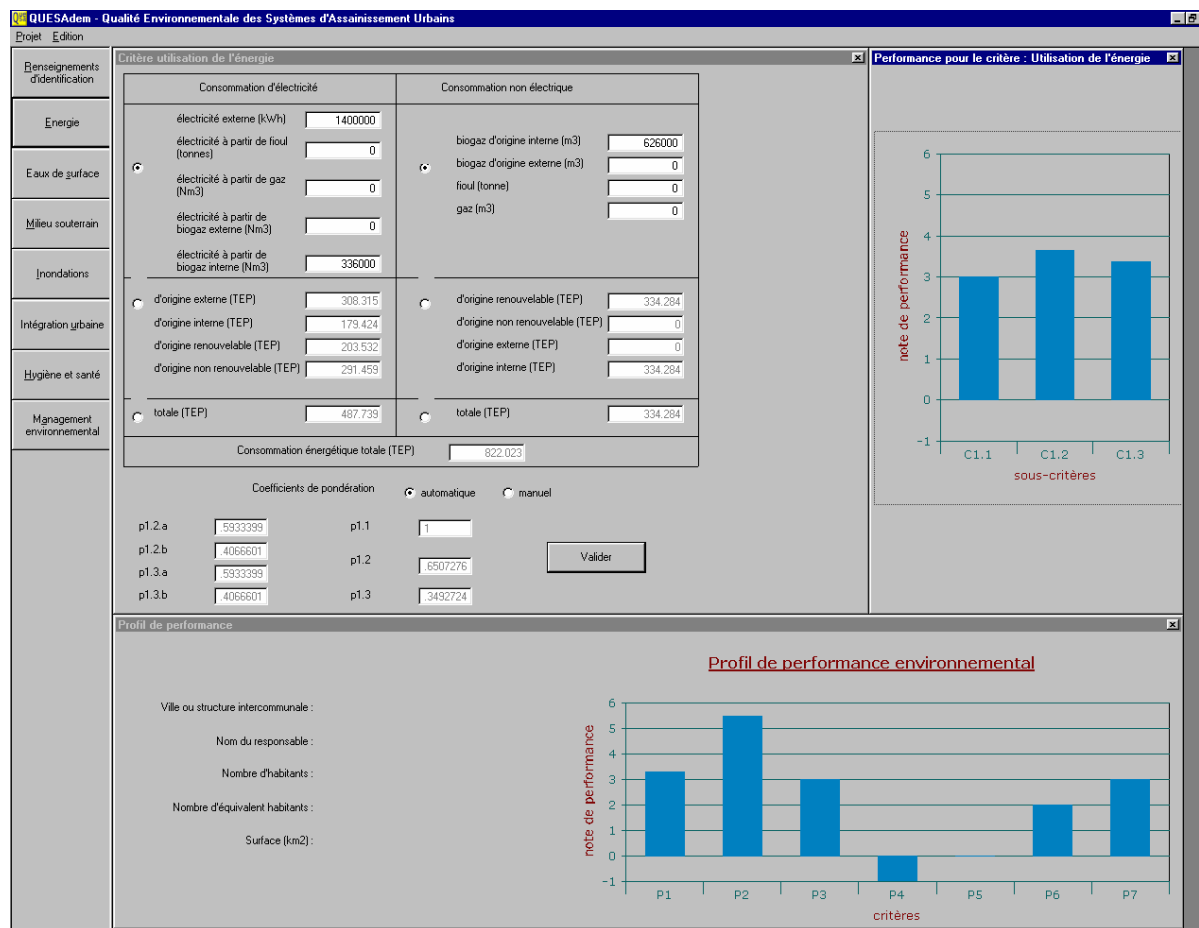
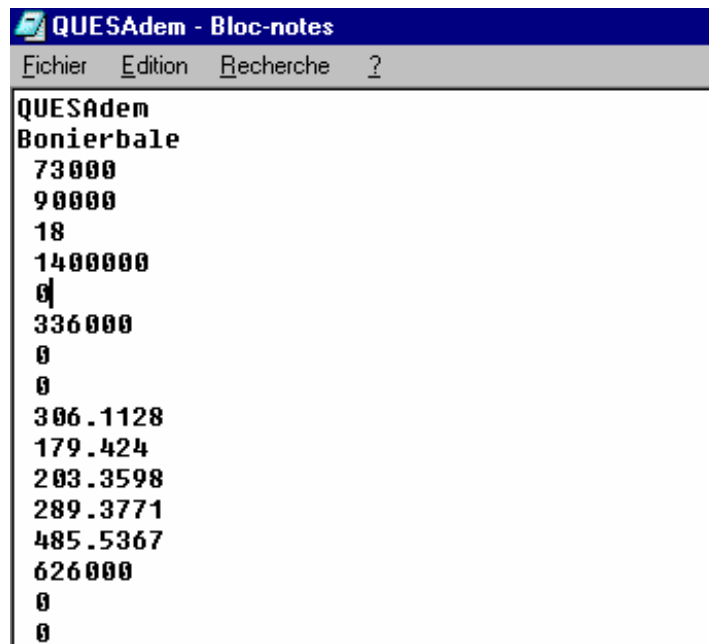


Figure 44 : Capture d'écran de l'espace de travail complet avec le menu des critères, la fenêtre de saisie des données du critère en cours, la fenêtre du profil d'évaluation du critère en cours et le profil environnemental du système.

Les données qui permettent l'évaluation sont saisies dans les champs correspondants. Le bouton « Valider » déclenche le calcul des indicateurs et des performances suivant les règles qui ont été définies dans la partie précédente du document. Après toute modification d'une donnée, le bouton « Valider » met à jour les différents profils explicatifs.

Les données sont enregistrées dans un fichier au format texte qui n'est pas visible pour l'utilisateur. Chaque donnée est enregistrée sur une ligne (Figure 45). Ces données correspondent aux valeurs des variables de l'application pour le projet en cours. Elles peuvent donc être constituées de texte, d'entiers,... Ces valeurs sont disponibles pour être importées dans l'application pour un projet déjà existant à l'aide de la commande « Charger un projet... » dans le menu « Fichier ».



```
QUESAdem
Bonierbale
73000
90000
18
1400000
0
336000
0
0
306.1128
179.424
203.3598
289.3771
485.5367
626000
0
0
```

Figure 45 : Capture d'écran d'un fichier texte stockant les valeurs des variables.

III Etude de sensibilité

L'étude de sensibilité permet d'étudier le comportement des indicateurs et des performances face aux variations des valeurs des paramètres. L'étude de sensibilité permet de déterminer si la réaction des performances face à ces variations est conforme aux impacts et aux effets sur l'environnement. Elle permet aussi d'identifier quels sont les paramètres importants du modèle sur lesquels repose la détermination de la qualité environnementale.

Cette étude sera réalisée sur les deux premiers critères : le critère « utilisation de l'énergie » et le critère « pollution des eaux de surface ». Pour le second critère, les paramètres d'étude seront limités à cinq (DBO, DCO, MES, NJK et PT). Ces cinq paramètres ont été choisis car ils sont mesurés de manière courante. Il est donc relativement aisé de construire des valeurs fictives pour ces paramètres. Pour réaliser cette étude, un système fictif sera imaginé à l'aide d'étude de cas. Les paramètres du système et de son environnement, utiles à l'évaluation des performances, seront déterminés puis implémentés dans l'outil informatique. La variation de ces paramètres devra mettre en évidence la sensibilité des indicateurs et des processus de traduction en performance.

III.1 Caractéristiques du système et de son environnement

L'exemple fictif d'une ville sera considéré ici. Les caractéristiques du système seront d'abord développées. Cette première section présentera les renseignements servant à l'identification du système, puis les caractéristiques utiles à l'évaluation sur les deux critères : « utilisation de l'énergie » et « pollution des eaux de surface ». Enfin les caractéristiques de l'environnement du système seront précisées dans une deuxième section.

III.1.1 Caractéristiques du système

L'exemple choisi concerne un système traitant 90 000 équivalents habitants (pollution brute en matière organique) émanant d'une agglomération de 73 000 habitants. Cette agglomération s'étend sur une surface de 18 km² dont 13 km² sont urbanisés (densité : 4060 habitants/km²). La distribution entre les surfaces résidentiels, commerciales et industrielles est respectivement de 75%, 5% et 20%. La ville sera considérée comme un seul bassin versant avec un coefficient de ruissellement moyen de 0,5 sur les surfaces urbanisées. L'hypothèse est faite que les zones non urbanisées ne sont pas assainies. Le Tableau 31 synthétise les renseignements d'identification.

Tableau 31 : Renseignements d'identification de la ville fictive

Population (habitants)		73 000
Nombre d'équivalents habitants		90 000
Surface (km ²)	<i>totale</i>	18
	<i>urbanisée</i>	13
	<i>résidentielle</i>	9,75
	<i>commerciale</i>	0,65
	<i>industrielle</i>	2,60

Le système de transport des eaux usées est entièrement gravitaire. Le linéaire total est de 200 kilomètres à 75% séparatif. La station est équipée de deux lignes qui utilisent des boues activées après décantation primaire. La filière eau est équipée d'un traitement de dénitrification et de déphosphatation. Le traitement des boues comprend classiquement trois étapes : épaissement, digestion et déshydratation. Pendant la digestion, le biogaz est récupéré pour valorisation à l'intérieur du système.

A partir de ces informations descriptives, lorsque cela était possible (données suffisantes), les statistiques ont été utilisées pour déterminer des valeurs nécessaires à l'implémentation de l'outil informatique. Lorsque les données n'étaient pas suffisantes, des extrapolations ont été réalisées à partir de systèmes similaires afin d'être le plus représentatif d'une réalité construite pour le test.

III.1.1.1 Caractéristiques portant sur l'hydrologie

III.1.1.1.1 Par temps sec

Les valeurs à l'entrée de la station des paramètres de pollution et de débit pour la station d'épuration sont données dans le (

Tableau 32).

- Le débit de la station a été fixé à partir des valeurs de débit de stations d'épuration recevant un nombre d'équivalents habitants compris entre 80 000 et 100 000 EH (90 000 EH \pm 10 000 EH). Les stations retenues présentaient des rejets conformes pour les cinq paramètres et disposaient de traitement tertiaire pour l'azote et le phosphore. D'après ces données, la moyenne des débits journaliers pour un équivalent habitant est égale à

0,188 m³/jour/EH (écart-type de 0,042 avec 20 valeurs)³⁸. Ce chiffre fournit un débit journalier de 16 900 m³/jour. Le débit de temps de pluie est de l'ordre de trois fois celui de temps sec : 50 800 m³/jour.

- Les valeurs des paramètres de pollutions ont été déterminées à partir de la définition de l'équivalent habitant (120 g/jour/habitant de DCO ; 60 g/jour/habitant de DBO₅ ; 90 g/jour/habitant de MES ; 15 g/jour/habitant de NKJ et 4 g/jour/habitant de PT) et du nombre d'équivalents habitants reçu par la station. Si une étude diagnostique est réalisée, il est recommandé d'utiliser les paramètres locaux.

Tableau 32 : Valeurs à l'entrée de la station d'épuration des cinq paramètres de pollution étudiés et du débit journalier.

Paramètre	Débit (m ³ /j)	DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	DCO (mg d'O ₂ /l)	MES (mg/l)	NKJ (mg/l)	PT (mg/l)
Valeurs en entrée de station d'épuration	16 900	320	640	480	80	21

Deux cas seront traités.

- Le premier sera le cas d'une station offrant des performances satisfaisantes d'après les indicateurs des agences de l'eau portant sur les rendements d'élimination de la pollution (Tableau 33). Les valeurs des paramètres de pollution en sortie de station d'épuration pour le cas numéro un sont données dans le Tableau 33.

Tableau 33 : Valeurs à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des cinq paramètres de pollution étudiés (cas 1).

Paramètre	DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	DCO (mg d'O ₂ /l)	MES (mg/l)	NKJ (mg/l)	PT (mg/l)
Valeurs en entrée de station d'épuration	320	640	480	80	21
Pourcentage d'abattement	95 %	90 %	92%	89 %	89 %
Valeurs en sortie de station d'épuration	16	64	38	8,8	2,3

³⁸ Les valeurs des débits nominaux journaliers de temps sec ont été recueillies sur la base de données du réseau national des données sur l'eau (RNDE) pour les stations d'épurations des collectivités.

- Le second cas décrira une station qui présente des performances insuffisantes d’après les mêmes indicateurs des agences de l’eau. Les valeurs des paramètres de pollution en sortie de station d’épuration pour le cas numéro deux sont données dans le Tableau 34.

Tableau 34 : Valeurs à l’entrée et à la sortie de la station d’épuration des cinq paramètres de pollution étudiés (cas 2).

Paramètre	DBO ₅ (mg d’O ₂ /l)	DCO (mg d’O ₂ /l)	MES (mg/l)	NKJ (mg/l)	PT (mg/l)
Valeurs en entrée de station d’épuration	320	640	480	80	21
Pourcentage d’abattement	65 %	65 %	65%	60 %	40 %
Valeurs en sortie de station d’épuration	112	224	168	32	13

Enfin, l’hypothèse est faite qu’il n’existe pas de rejet direct de temps sec.

III.1.1.1.2 Par temps de pluie

Le linéaire du réseau est à 75 % en séparatif et 25 % en unitaire. La zone collectée en unitaire correspond au centre ville, lequel a été équipé en premier. Les pluies faibles de niveau 1 sont en partie envoyées vers la STEP (réseau unitaire) dans la limite de la capacité de la station par temps de pluie. Les eaux pluviales sont rendues au milieu naturel après dégrillage, dessablage déshuilage et décantation. Ces pluies faibles génèrent des rejets par les points de déversement de l’ordre de 3 m³/s. Les concentrations moyennes pour les paramètres polluants des rejets de temps de pluies ainsi que les débits figurent dans le Tableau 35 pour la STEP et pour les déversements. En l’absence de logiciel d’hydrologie urbaine pour modéliser les débits de temps de pluie, ils ont été estimés à partir de la littérature ainsi que les paramètres de pollution (EPA, 1983 ; Novotny & Witte, 1997 ; European Commission, 2001)

Tableau 35 : Valeurs des paramètres de rejets de temps de pluie pour la station d’épuration et les déversement

Paramètre	Débit (m ³ /s)	DBO ₅ (mg d’O ₂ /l)	DCO (mg d’O ₂ /l)	MES (mg/l)	NKJ (mg/l)	PT (mg/l)
Rejets de la STEP (cas 1)	0,587	16	64	38	8,8	2,3
Rejets de la STEP (cas 2)	0,587	112	224	168	32	13
Rejets des déversements	3	30	70	100	1	1

III.1.1.2 Caractéristiques portant sur l'énergie

Le système de transport des eaux usées étant entièrement gravitaire, il ne présente aucun équipement lourd de type pompe ou ouvrage de dépollution qui nécessiterait un apport énergétique. Dans cet exemple, seule la consommation énergétique de la station sera étudiée. La consommation des éléments du réseau (appareillage d'autosurveillance et de pilotage des installations) est considérée comme négligeable.

En l'absence de données suffisantes pour utiliser des outils statistiques, les valeurs de consommations énergétiques ont été extrapolées à partir de l'exemple d'une station similaire. Il s'agit de la station d'épuration de « VIENNE-REVENTIN VAUGRIS » (Isère). Cette station traitant 72 000 équivalents habitants, utilise le biogaz comme source d'énergie pour produire de l'électricité en plus de l'apport extérieur fourni par E.D.F. Le biogaz sert également à produire de l'énergie thermique utilisée notamment dans la filière boues. Dans le cas de la station de « VIENNE-REVENTIN VAUGRIS », le biogaz est importé depuis un centre d'enfouissement technique. Dans le système fictif, le biogaz sera considéré comme étant produit à partir des boues de la station par digestion anaérobie.

Pour extrapoler ces données au système fictif décrit ici, l'hypothèse d'une simple proportionnalité avec le nombre d'équivalents habitants est faite. La synthèse de l'étude énergétique de la STEP « VIENNE-REVENTIN VAUGRIS » (Isère – 38) est fournie en annexe 9. Les valeurs des apports externes et internes sont fournies dans le Tableau 36.

Tableau 36 : Bilans des apports externes et internes en énergie pour les usages électriques et non électriques.

	Electrique	Non électrique
Apport extérieur E.D.F. (kWh/an)	1,4 10 ⁶	
Besoin en kWh /an	0,75 10 ⁶	1,80 10 ⁶
Consommation biogaz (Nm ³ /an)	336 000	626 000
Rendement	0,36	0,47

$$1 \text{ kWh} = 3,6 \text{ MJ (} 10^6 \text{)} \quad 1 \text{ TEP} = 4,18 \cdot 10^4 \text{ MJ} = 41,8 \text{ GJ}$$
$$1 \text{ Nm}^3 \text{ de biogaz (100 \% de CH}_4\text{)} = 0,037 \text{ GJ} = 0,00089 \text{ TEP}$$

Ces données une fois saisies dans la feuille de calcul du critère « utilisation de l'énergie » permettent de calculer les paramètres utiles pour le calcul des indicateurs.

III.1.2 Caractéristiques de l'environnement

Les effluents urbains traités sont rejetés en rivière. La rivière est soumise à un régime pluvial océanique. Les débits de référence, sont pour l'approche « temps sec », le débit mensuel d'étiage quinquennal ($Q_{MNA1/5}$) et, pour l'approche « temps de pluie », le module d'étiage (moyenne des débits journaliers de mai à octobre) (Tableau 37).

Tableau 37 : Valeurs des paramètres caractérisant la rivière pour le critère pollution des eaux de surface

Module	$Q_{MNA1/5}$	DBO ₅	DCO	MES	NKJ	PT
(m ³ /s)	(m ³ /s)	(mg d'O ₂ /l)	(mg d'O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
181,0	140,0	4,7	23,5	34,3	1,6	0,13

Tableau 38 : Valeurs maximales admissibles pour respecter l'objectif de qualité et pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur pour les paramètres DBO, DCO, MES, NJK et PT.

Paramètre	Valeurs maximales admissibles pour respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur	Valeurs maximales admissibles pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	6	10
DCO (mg d'O ₂ /l)	30	40
MES (mg/l)	50	100
NJK (mg/l - matières azotées)	2	4
PT (mg/l - matières phosphorées)	0,2	0,5

Le milieu naturel possède une bonne aptitude aux cinq usages de l'eau définis dans le référentiel SEQ-EAU (production d'eau potable, loisirs aquatiques, irrigation, abreuvement et aquaculture). Les valeurs des cinq paramètres étudiés sont données dans le Tableau 37. Ces valeurs permettent de définir les valeurs maximales admissibles d'après la version 2 de la grille du SEQ-EAU (MEDD & Agences de l'eau, 2003) (Tableau 38).

Sur la base de ces informations sur le système qui décrivent une situation initiale, l'étude d'alternative ou de variation de certain paramètre permettra d'étudier la sensibilité des indicateurs et des notes de performance.

III.2 Etude de sensibilité

III.2.1 Critère « utilisation de l'énergie »

III.2.1.1 Pour la filière électrique

L'énergie d'origine externe est composée des apports d'E.D.F. soit **1,4 10⁶ kWh/an**. La production nationale d'électricité est répartie comme suit : nucléaire (76,7 %), thermique classique (8,9%) et hydraulique et autre renouvelable (14,4 %). D'après les facteurs de conversion du Tableau 12, la consommation électrique en tonne équivalent pétrole est égale à **308,32 TEP/an**.

Les 336 00 Nm³ de biogaz à 60 % de CH₄ fournissent 750 000 kWh/an d'électricité. Cette quantité de biogaz correspond à **179,42 TEP/an**.

La somme en équivalent pétrole des énergies renouvelables correspond au biogaz additionné à la part de production d'origine renouvelable d'E.D.F.. Le total est égal à **203,36 TEP/an**.

III.2.1.1.1 Calcul des indicateurs

$$I_{1.2.a} = \frac{E_{TEP}^{elec,i}}{E_{TEP}^{elec}} = \frac{E_{biogaz}^{elec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz}^{elec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E^{elec,e} \times Feq_{nuc}^{TEP} \times 0,767 + E^{elec,e} \times Feq_{elec}^{TEP} \times 0,233}$$

$$I_{1.2.a} = \frac{336000 \times 0,00089 \times 0,6}{336000 \times 0,00089 \times 0,6 + 1400000 \times 0,000261 \times 0,767 + 1400000 \times 0,000086 \times 0,233}$$

$$I_{1.2.a} = \mathbf{0,368}$$

$$I_{1.2.b} = \frac{E_{TEP}^{elec,ren}}{E_{TEP}^{elec}} = \frac{E^{elec,e} \times Feq_{hydraeol}^{TEP} \times 0,144 + E_{biogaz}^{elec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz}^{elec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP} + E^{elec,e} \times Feq_{nuc}^{TEP} \times 0,767 + E^{elec,e} \times Feq_{elec}^{TEP} \times 0,233}$$

$$I_{1.2.b} = \frac{1400000 \times 0,000086 \times 0,144 + 336000 \times 0,00089 \times 0,6}{336000 \times 0,00089 \times 0,6 + 1400000 \times 0,000261 \times 0,767 + 1400000 \times 0,000086 \times 0,233}$$

$$I_{1.2.b} = \mathbf{0,417}$$

III.2.1.1.2 Calcul des performances

D'après les fonctions de performance décrites dans la partie précédente du document, les performances pour les indicateurs sont :

$$P_{1.2.a} = 2,04$$

$$P_{1.3.a} = 1,57$$

III.2.1.2 Pour la filière non électrique

La seule source d'énergie est le biogaz interne. Les 626 000 Nm³ de biogaz représentent **334,28 TEP**.

III.2.1.2.1 Calcul des indicateurs

$$I_{1.2.b} = \frac{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,i}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}}$$

$$I_{1.2.b} = \frac{E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{biogaz}^{non.\acute{e}lec,i} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}$$

$$I_{1.2.b} = \frac{626000 \times 0,00089 \times 0,6}{626000 \times 0,00089 \times 0,6}$$

$$I_{1.2.b} = 1$$

$$I_{1.3.b} = \frac{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec,ren}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}}$$

$$I_{1.3.b} = \frac{E_{biogaz,i}^{non.\acute{e}lec} \times Feq_{biogaz}^{TEP}}{E_{TEP}^{non.\acute{e}lec}}$$

$$I_{1.3.b} = \frac{626000 \times 0,00089 \times 0,6}{626000 \times 0,00089 \times 0,6}$$

$$I_{1.3.b} = 1$$

III.2.1.2.2 Calcul des performances

D'après les fonctions de performance décrites dans la partie précédente du document, les performances pour les indicateurs sont :

$$P_{1.2.b} = 6$$

$$P_{1.3.b} = 6$$

Suivant les règles d'agrégation définies dans la partie précédente du document :

$$w_{1.2.a} = w_{1.3.a} = \frac{E_{TEP}^{elec}}{E_{TEP}^{elec} + E_{TEP}^{non.elec}} = \frac{487,74}{487,74 + 334,28} = \mathbf{0,59}$$

$$w_{1.2.b} = w_{1.3.a} = 1 - p_{1.2.a} = 1 - 0,59 = \mathbf{0,41}$$

$$P_{1.2} = \frac{w_{1.2.a} \times P_{1.2a} + w_{1.2.b} \times P_{1.2b}}{w_{1.2.a} + w_{1.2.b}} = \frac{0,59 \times 2,04 + 0,41 \times 6}{1} = \mathbf{3,65}$$

$$P_{1.3} = \frac{w_{1.3a} \times P_{1.3a} + w_{1.3b} \times P_{1.3b}}{w_{1.3a} + w_{1.3b}} = \frac{0,59 \times 1,57 + 0,41 \times 6}{1} = \mathbf{3,37}$$

III.2.1.3 Calcul de la performance pour le critère « utilisation de l'énergie »

Comme cela a été précisé dans la partie précédente du document, la modélisation de la performance pour le premier sous-critère n'a pas été réalisée. L'hypothèse est donc faite que la consommation totale qui est égale à 899,10 TEP représente une performance moyenne. La note attribuée au sous-critère C_{1.1} est égale à 3. Le sous-profil pour la situation initiale est présenté avec la feuille de saisie des valeurs dans la Figure 46.

Le calcul des poids pour l'agrégation des notes de sous-critère est décrit ci-dessous.

$$w_{1.2} = \frac{E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}}{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec} + E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}} = \frac{179,42}{513,70} = \mathbf{0,349}$$

$$w_{1.3} = \frac{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec}}{E_{biogaz,e}^{elec} + E_{biogaz,e}^{non.elec} + E_{biogaz,i}^{elec} + E_{biogaz,i}^{non.elec}} = \frac{334,28}{513,70} = \mathbf{0,651}$$

$$w_{1.1} = w_{1.2} + w_{1.3} = \mathbf{1}$$

La performance globale pour le critère se formule comme suit :

$$P_1 = \frac{w_{1.1} \times P_{1.1} + w_{1.2} \times P_{1.2} + w_{1.3} \times P_{1.3}}{w_{1.1} + w_{1.2} + w_{1.3}}$$

$$P_1 = \frac{1 \times 3 + 0,349 \times 3,65 + 0,651 \times 3,37}{1 + 0,349 + 0,651}$$

$$P_1 = \mathbf{3,27}$$

Dans cet exemple, le recours à l'apport d'électricité extérieure pénalise la performance sur les sous-critères et le critère principal. Seul 30 % de la demande en électricité est assurée par une source interne d'énergie. Une fois traduit en consommation, après conversion en TEP, ce rapport est légèrement supérieur du fait d'un rendement supérieur, à l'intérieur du système, de la conversion de l'énergie primaire en énergie électrique.

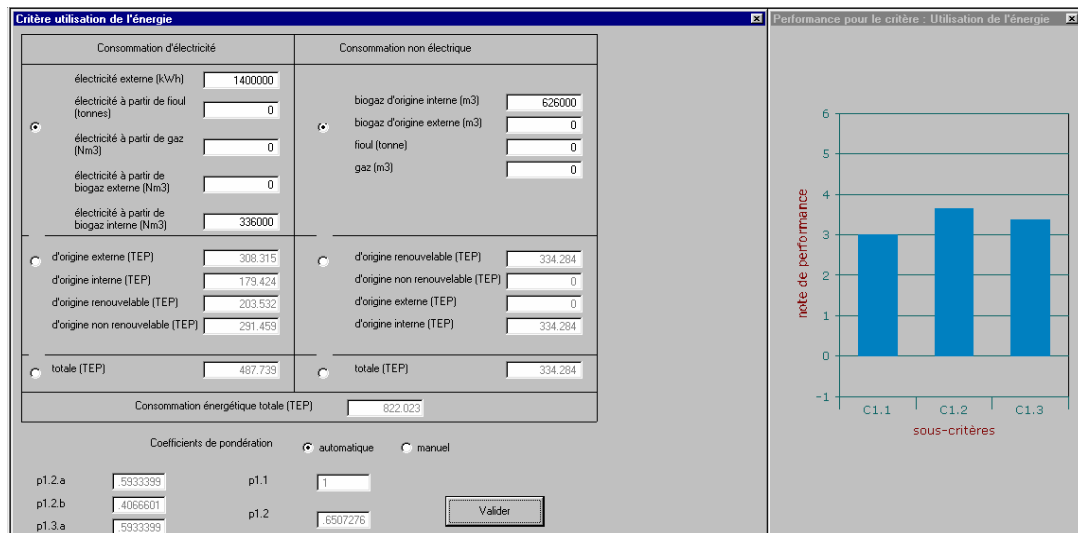


Figure 46 : Capture d'écran de la fenêtre du critère utilisation de l'énergie décrivant la situation initiale

Pour améliorer la performance, trois voies sont envisageables.

- Si l'approvisionnement en biogaz ne peut être augmentée, une diminution de la consommation d'énergie électrique permet d'augmenter la part du recouvrement énergétique pour la filière électrique et donc d'augmenter la performance sur ce sous-critère. Pour atteindre la performance maximale (note 6), la consommation en électricité d'origine externe devrait descendre au niveau de celle apportée par la transformation du biogaz en énergie électrique, à savoir **750 000 kWh/an**. Cette réduction représente presque une réduction de moitié des apports d'E.D.F. (initialement de **1 400 000 kWh/an**) et donc une réduction d'environ 30 % de la consommation électrique totale qui passerait de **2 150 000 kWh/an** à **1 500 000 kWh/an**.
- Si l'approvisionnement en biogaz peut être augmenté, la deuxième voie consiste à compenser une diminution de l'apport externe en électricité par une augmentation de la production d'électricité à partir de biogaz interne. Cette solution nécessite en plus l'installation de nouveaux groupes électrogènes. Pour aboutir à la performance maximale, un équilibre des apports externes et internes doit être atteint. Une production de **1 075 000**

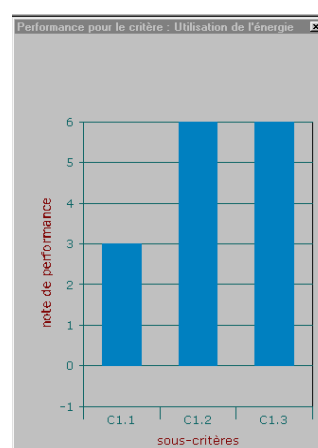
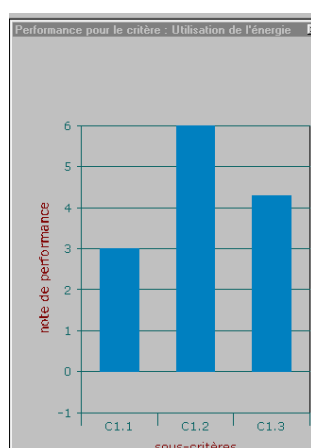
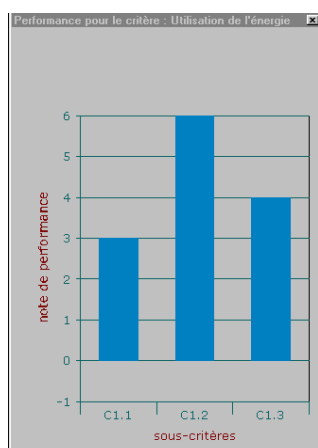
kWh/an d'électricité à partir de biogaz nécessite un apport de biogaz estimé à **482 000 Nm³/an**.

- L'approvisionnement en biogaz interne ne peut être augmenté mais une source externe est possible. La compensation de la diminution de l'apport externe en électricité est alors compensé par cet apport externe. Cette solution permet non seulement d'atteindre une performance maximale pour le sous-critère concernant le recouvrement énergétique mais également pour le sous-critère portant sur les énergies renouvelables car 100 % de l'énergie est renouvelable si l'apport d'électricité externe est abandonné.

Le Tableau 39 regroupe la situation actuelle du système et les trois voies alternatives pour augmenter les performances des sous-critères et du critères principal.

Tableau 39 : Effets d'une diminution de la consommation électrique, de l'équilibre des apports internes et externes ou de la compensation des apports en électricité externe par du biogaz externe sur la performance du recouvrement énergétique.

Paramètre	Situation actuelle		Diminution de la consommation électrique de 30 %		Equilibre des apports biogaz interne/électricité externe		Compensation électricité externe par biogaz externe	
	Valeurs du paramètre	Note P ₁₂	Valeurs du paramètre	Note P ₁₂	Valeurs du paramètre	Note P ₁₂	Valeurs du paramètre	Note P ₁₂
Apports en électricité externe –E.D.F. (kWh/an)	1,4 10 ⁶		0,75 10⁶		1,075 10⁶		0	
Production d'électricité à partir de biogaz interne kWh/an	0,75 10 ⁶		0,75 10 ⁶		1,075 10⁶		0,75 10 ⁶	
Volume de biogaz interne Nm ³ /an	336 000	3,65	336 000	6	481 600	6	336 000	6
Production d'électricité à partir de biogaz externe kWh/an	0		0		0		0,65 10⁶	
Volume de biogaz externe Nm ³ /an	0		0		0		291 200	



Diminution de la consommation électrique de 30 % Equilibre des apports biogaz interne/électricité externe Compensation électricité externe par biogaz externe

Figure 47 : Captures d'écran de la fenêtre du sous-profil portant sur le critère « utilisation de l'énergie pour les trois alternatives étudiées.

En émettant l'hypothèse que les groupes électrogènes conservent le même rendement avec du gaz naturel, son utilisation augmenterait également les performances sur les deux sous-critères

par rapport à la situation actuelle. La note pour le sous-critère sur le recouvrement énergétique serait de **6** (performance maximale) et de **4,17** (contre 3,37 dans la situation actuelle) pour le sous-critère sur les énergies renouvelables.

III.2.1.4 Discussion

Il faut tenir compte de certaines exigences des systèmes qui pour certaines périodes ont des pointes de consommations qui sont difficilement approvisionnées avec des groupes électrogènes. L'électricité produite sur place ne pouvant être stockée pour couvrir ses pointes de consommations électriques, le recours à des apports externes est presque indispensable, sauf dans le cas où de grandes quantités de biogaz peuvent être stockées sur place. Les solutions optimales sont donc des solutions qui utilisent la totalité du biogaz produit sur place pour couvrir la grande majorité des besoins électriques et non électriques associées à des apports externes permettant de couvrir les pointes de consommation hivernales par exemple ou lors d'événements pluvieux.

III.2.2 Critère « pollution des eaux de surface »

Il est utile de rappeler que pour le critère pollution des eaux de surface, les performances des sous-critères ne sont pas des fonctions d'un seul indicateur. Leurs performances sont construites à partir de plusieurs indicateurs suivant des règles qui ont été établies dans la partie précédente du document. Le calcul des indicateurs ne sera pas repris dans cette partie, seules les valeurs seront signalées pour justifier les valeurs prises par les notes de performance.

Les deux cas présentés précédemment seront étudiés pour observer l'influence de la variation des valeurs des paramètres de concentration et de débit sur les performances.

Les débits de référence sont pour la démarche temps sec le QMNA1/5 et pour le temps de pluie le module.

Enfin, en ce qui concerne la pondération des deux critères, il a été choisi de ne privilégier aucun des deux aspects. Les deux poids pour les deux sous-critères sont égaux à 0,5.

III.2.2.1 Premier cas

III.2.2.1.1 Par temps sec

Il a déjà été précisé qu'il n'existe pas de rejet direct de temps sec. Le premier indicateur $I_{2.1a} = 0$, les règles décrites dans la partie précédente à la section III.2.3.1 peuvent s'appliquer.

D'après les concentrations moyennes des paramètres de pollution, il est possible d'émettre l'hypothèse qu'il n'y a pas ou peu de dépassement des concentrations maximales moyennes journalières. Le nombre de bilans conformes serait donc suffisant pour que le second indicateur $I_{2.1b}$ soit supérieur au seuil minimal de 93,15 % imposé par la réglementation. Les règles décrites dans la partie précédente à la section III.2.3.1 peuvent s'appliquer.

Pour le calcul des indicateurs suivants, l'outil informatique est particulièrement utile.

Les apports de la STEP sont faibles par rapport au débit de la rivière qui recueille les effluents rejetés. La dilution est considérée comme instantané. Sans prendre en compte l'autoépuration il n'y a aucun dépassement des concentrations maximales admissibles au droit du rejet de la STEP. L'indicateur $I_{1.2c}$ prend donc la valeur **1**. La performance est donc maximale et la note pour le sous-critère portant sur la pollution des eaux de surface par temps sec C2.1 est égale à **6**. *QUESA* n'est alors pas en mesure de détecter la mauvaise performance du système.

III.2.2.1.2 Par temps de pluie

La démarche temps de pluie prend un compte des pluies de niveau 2, c'est-à-dire des pluies qui ne doivent pas faire baisser les capacités épuratoires du système. S'il y a présence de rejet direct, la performance sur le sous-critère prenant en compte le temps de pluie est négatif et la note attribuée est -1. De même, ces pluies ne doivent pas entraîner un bilan journalier non conforme. Pour cette raison, le nombre de bilans non conformes intervient également dans la note de performance du sous-critère. Ces deux premières règles étant respectées pour le cas numéro 1, les règles propres à la démarche de temps de pluie peuvent s'appliquer. Le calcul des deux premiers indicateurs fournissent les valeurs suivantes : $I_{2.2.a} \approx 714$ et $I_{2.2.b} \approx 50$. La performance est donc maximale et la note pour le sous-critère C2.2 « pollution des eaux de surface par temps de pluie » est égale à **6**.

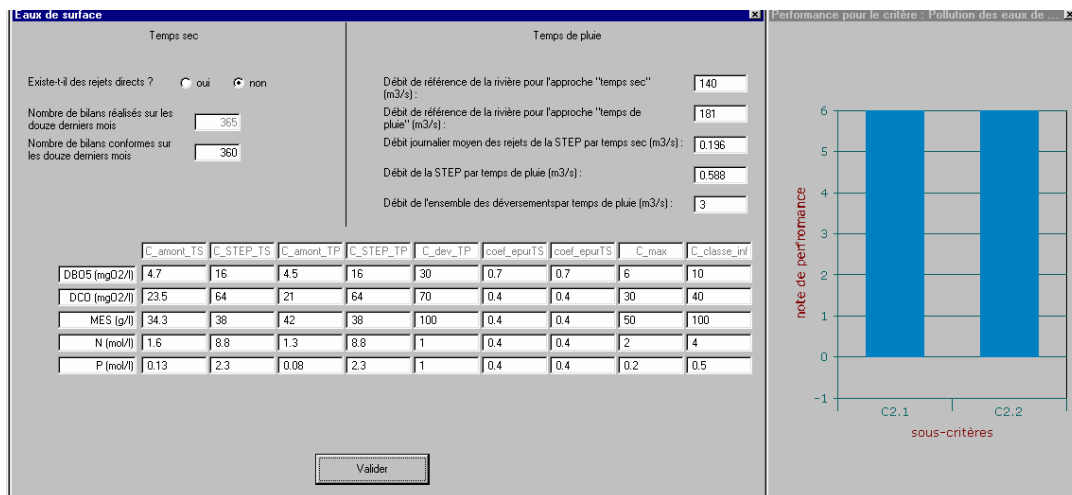


Figure 48 : Capture d'écran de la feuille de saisie du critère « pollution des eaux de surface » accompagné du sous-profil pour le cas 1.

III.2.2.1.3 Performance pour le critère « pollution des eaux de surface »

Le profil décrivant les deux sous-critères pour le cas 1 est présenté dans la Figure 48.

Pour ce premier cas, le système présente des performances maximales sur les deux sous-critères. Cela se traduit par une performance maximale pour le critère principal.

III.2.2.2 Second cas

III.2.2.2.1 Par temps sec

L'hypothèse de l'absence de rejet direct est conservée. $I_{2.1a} = 0$ et les règles décrites dans la partie précédente à la section III.2.3.1 peuvent s'appliquer.

Les valeurs des paramètres de rejet en moyenne annuelle ne sont pas conformes avec les valeurs maximales admises en moyenne journalière. L'hypothèse la plus probable dans cette situation est un nombre de bilans non conformes supérieur aux 25 autorisés sur une année (cf : p 146). Si cette hypothèse est validée, le système présente une non-conformité. La performance est donc négative et la note attribuée est égale à -1.

En revanche si l'hypothèse de non conformité des bilans n'est pas vérifiée, c'est-à-dire que le nombre de bilans non conformes n'est pas supérieur à 25, la performance évaluée par la méthode est égale à 6. Le débit de référence de la rivière correspondant à celui de la Loire entraîne une dilution des effluents telle qu'il y n'y a pas déclassement sur le SEQ-Eau.

D'après les indicateurs basés sur le rendement de la station qui sont utilisés par les agences de l'eau, et à la vue des rendements d'élimination de la pollution pour le cas numéro 2, un tel système est considéré comme offrant des performances insuffisantes (Tableau 40).

Tableau 40 : Classe de performances définies par les agences de l'eau en fonctions des valeurs de rendements sur les matières oxydables, l'azote et le phosphore.

		Rendement Matières oxydables	Rendement azote	Rendement phosphore
Performance de la station	Cas 1	92,5 %	89 %	89 %
	Cas 2	65 %	60 %	40 %
Classe de performance	Excellentes performances	≥ 85 %		
	Performances satisfaisantes	75 à 85 %	≥ 70 %	≥ 80 %
	Performances insuffisantes	55 à 75 %		
	Mauvaises performances	< 55 %		
	Pas de STEP	0%		

La matière oxydable est calculée à partir des valeurs des paramètres de DBO_5 et de DCO suivant la formule :

$$MO = \frac{DCO + 2 \times DBO_5}{3}$$

III.2.2.2.2 Par temps de pluie

Comme précédemment, l'hypothèse la plus probable est un non respect du nombre de bilans non conformes sur l'année. La performance pour le sous-critère par temps de pluie serait alors négative, la note attribuée serait -1.

A l'image du temps sec, si cette hypothèse n'est pas vérifiée, la méthode *QUESA* fournit une performance maximale pour le sous-critère, alors que les performances d'après les rendements sont insuffisantes.

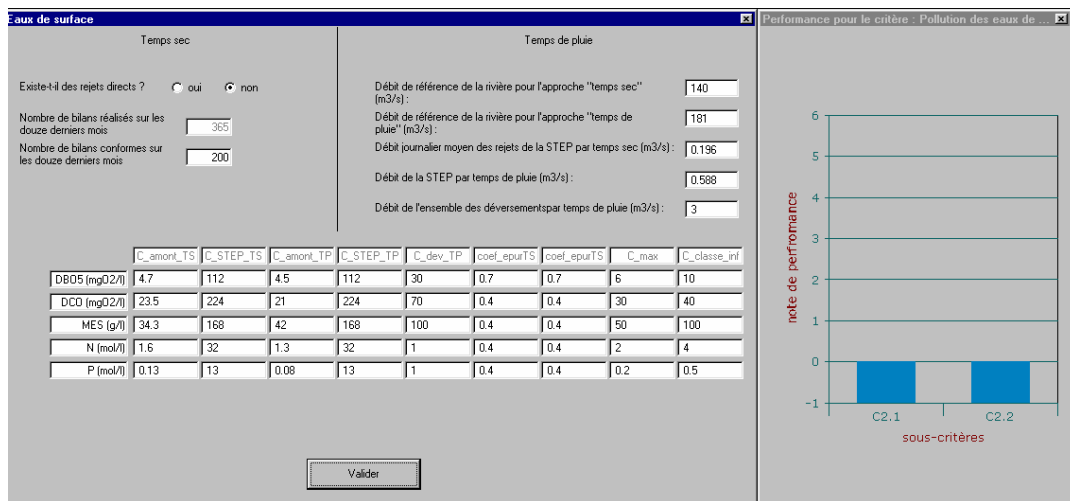


Figure 49 : Capture d'écran de la feuille de saisi du critère « pollution des eaux de surface » accompagné du sous-profil pour le cas 2.

III.2.2.2.3 Performance pour le critère « pollution des eaux de surface »

Le profil décrivant les deux sous-critères pour le cas 2 est présenté dans la Figure 49.

L'hypothèse du non respect du nombre de bilans conformes est fort probable étant donné l'écart entre les valeurs moyennes annuelles et les valeurs moyennes maximales admises bien que journalières. Il est donc raisonnable de penser que dans le cas numéro 2 les sous-critères concernant la pollution des eaux de surface prendront des notes négatives. La note pour le critère principal sera donc également négative. La note attribuée est -1.

III.2.2.3 Discussion

Un autre cas de figure serait celui d'un système dont le rendement sur les matières oxydables serait de 85 %, ce qui représente la limite entre les performances satisfaisantes et excellentes pour les agences de l'eau. A partir des valeurs de DBO5 et de DCO entrant dans la station on peut estimer la valeur de matière oxydable en sortie (Tableau 41).

Tableau 41 : Comparaison des valeurs des paramètres DBO₅, DCO et matière oxydable en moyenne annuelle lorsque le rendement d'épuration est égal à 85% par rapport aux valeurs limites de rejet en moyenne journalière.

	DBO ₅	DCO	Matières oxydables
Valeur du paramètre entrée de station en moyenne annuelle (mg d'O ₂ /l)	320	640	426,7
Rendement d'élimination de la STEP	85 %	85 %	85 %
Valeur du paramètre en sortie de station en moyenne annuelle (mg d'O ₂ /l)	48	96	64
Valeur maximale du paramètre en moyenne journalière (mg d'O ₂ /l)	25	125	58,3

Si l'hypothèse de non respect du nombre de bilans non conformes est retenue, alors la performance est négative.

Si l'hypothèse précédente est rejetée, la performance est fonction des valeurs des indicateurs suivants. Lorsque les valeurs du Tableau 41 sont implémentées dans le logiciel *QUESA*, la performance pour le sous-critère concernant la pollution des eaux de surface par temps sec est toujours égale à 6.

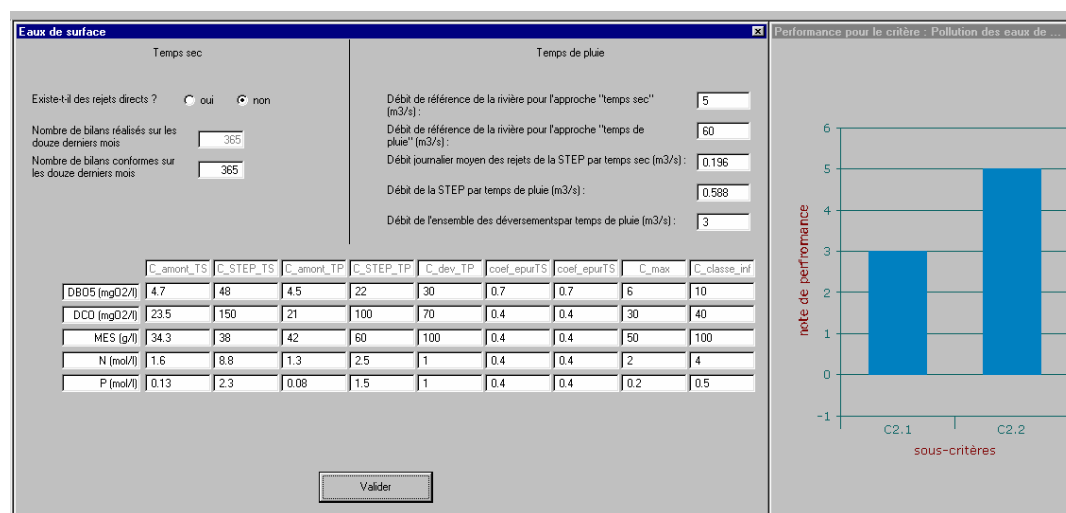


Figure 50 : Capture d'écran montrant des résultats de performances intermédiaires pour des débits de référence non réalistes ($QMNA1/5 = 5m^3/s$ et module = $60 m^3/s$)

Il apparaît donc que dans le cas d'étude présenté ici, seul un des indicateurs est réellement discriminant et fait passer la performance de sa valeur la plus haute à sa valeur la plus basse. Les autres indicateurs ne permettent pas de différencier les variations des paramètres de rejet.

La réponse à ce comportement se trouve en partie dans les débits de la rivière ; lorsque celui-ci est important (dans l'exemple plus de 700 fois les rejets de la STEP par temps sec), les rejets de la STEP par temps sec ne se traduisent pas en impact sur le milieu récepteur d'après la méthode *QUESA* puisque la performance est toujours maximale. S'il s'agit bien d'une réalité environnementale, il semble difficile d'admettre qu'une variation des paramètres n'entraîne pas de variation de la performance. La discrimination intervient lorsque les débits deviennent trop bas pour envisager concrètement l'implantation d'une station d'épuration. Des valeurs intermédiaires de performances sont obtenues pour débits non réalistes pour l'implantation d'une STEP de 90 000 (Figure 50).

IV Conclusion

La variation des valeurs des paramètres utilisés pour évaluer le recouvrement énergétiques et le taux d'énergie renouvelable permet d'observer un déplacement de la performance sur l'échelle proposée. Les notes de performance sont supérieures à 3 lorsque le recouvrement énergétique est effectif et suffisant. De même, dans l'exemple qui illustre cette partie, l'utilisation des énergies renouvelables présente des notes de performances supérieures à 3. En fixant la note de performance à sa valeur médiane sur l'échelle positive, la note globale pour le critère est donc supérieure à 3. La modélisation du premier sous-critère sur les niveaux de consommation apporterait sans doute une information intéressante pour traduire la réalité d'un système économe en énergie.

Un paramètre important pour l'évaluation de la qualité environnementale sur le critère de la pollution des eaux est le respect du nombre de bilans conformes sur une année. En effet celui-ci apparaît fortement discriminant pour des systèmes présentant des rejets en moyenne annuelle proche des prescriptions des rejets édictés par le arrêté du 22/12/1994. Les autres indicateurs ne font *a priori* pas ou peu varier la performance dans son échelle positive. Deux aspects sont alors à discuter : l'échelle de note et les indicateurs.

- Sur le deuxième critère, d'après le premier travail présenté dans la quatrième partie, la performance semble osciller entre la valeur maximale (6) et la valeur minimale et exclusive (-1). En conservant la structure des indicateurs et des règles d'attribution des performances, l'échelle qui a été proposée ne semble pas adaptée. La traduction des données apporte une connaissance binaire sur le système : performant / non réglementaire. Or cette échelle avait été introduite pour opérer une distinction plus large du signifié de la connaissance.
- La problématique du second critère était de vérifier la conformité des rejets avec une réglementation. Le système d'indicateur apporte effectivement cette différenciation de la connaissance. Les autres indicateurs devaient intervenir pour savoir avec quel degré de certitude les rejets permettent de respecter les objectifs de qualité du milieu récepteur. Ce degré de certitude étant fonction de la précision des mesures réalisées. Si le respect de la conformité des rejets avec les objectifs de qualité est avéré avec des valeurs présentant un grand intervalle de confiance, alors il est possible d'en déduire que le degré de certitude

du respect de l'objectif est fort. Cependant ce deuxième niveau de différenciation n'est pas atteint.

L'échelle de note doit être conservée pour offrir la distinction sémantique de la connaissance. En revanche un travail ultérieur sur les indicateurs et/ou leur organisation dans le deuxième critère est à envisager.

Une des limites de la méthode *QUESA* est de baser ses calculs sur des paramètres qui sont eux même issus d'autres calculs. Cela entraîne une dépendance vis-à-vis d'autres outils dont l'utilisateur de *QUESA* ne contrôle pas forcément les sorties.

Conclusion

La problématique de ce travail, énoncée dans la **première partie** du document, était de déterminer un moyen pour apporter une nouvelle connaissance aux gestionnaires des systèmes d'assainissement urbain. A l'issue de cette partie introductive, des objectifs ont été fixés. Il s'agissait de construire une méthode d'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains. Cette méthode devait s'attacher à comparer un réel voulu à un réel perçu. Le réel étudié devait se concentrer sur la dimension environnementale. Le but était de fournir un outil destiné aux gestionnaires des systèmes d'assainissement.

Par rapport à ces objectifs, deux lignes directrices ont guidé ce travail :

- le développement d'indicateurs qui intègre la notion de développement durable ;
- la complexité a été un principe de pensée adopté tout au long de ce travail afin de considérer les systèmes d'assainissement urbains et leurs relations avec l'environnement.

Cette double démarche a permis, dans une **première partie**, d'aborder des éléments de réflexion sur une dimension environnementale élargie par rapport aux préoccupations classiques observées pour l'assainissement. Une structure originale de description regroupant sept critères déclinés en sous-critères a été proposée. Ces nouveaux éléments d'appréciation ont été exploités pour développer une méthode d'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbain. L'utilisation des ressources énergétiques et/ou l'intégration urbaine sont potentiellement des aspects sur lesquels les gestionnaires et les maîtres d'ouvrage peuvent engager une gestion environnementale des systèmes d'assainissement. Il est également possible d'imaginer que ces critères puissent s'intégrer dans les procédures d'évaluation de la qualité d'exploitation des systèmes d'assainissement pour l'attribution de subventions. En revanche, il n'est pas envisageable d'inclure ces éléments directement dans un outil d'évaluation ou de planification de la durabilité des systèmes d'assainissement urbains.

Dans une **troisième partie**, sur les sept critères principaux envisagés, cinq ont été modélisés. Dans une méthode, outre le recueil d'indicateurs, c'est leur organisation qui est intéressante. Chaque critère pose une problématique à laquelle la structure d'évaluation doit répondre. Ce principe a conduit à l'élaboration de la couche de description de la méthode *QUESA*. La couche de connaissance a été construite à partir des connaissances communautaires de l'hydrologie urbaine. En effet, ce corpus disciplinaire explore, depuis une trentaine d'années, les systèmes existants et la conception d'infrastructures innovantes.

La connaissance transmise au gestionnaire est contenue dans le profil environnemental élaboré à partir de l'évaluation des performances qui est rendue possible grâce au développement d'une version informatique de la méthode. Ce prototype informatique est exposé dans la **quatrième partie** du document. Cette partie a présenté un exemple d'utilisation de la méthode. Les résultats de cette application ont conduit à une réflexion sur la notion d'échelle de performance et d'organisation des indicateurs.

L'ensemble de la démarche repose sur le postulat que la performance est le support d'une connaissance. Ce postulat a déjà été développé et mis en application dans le domaine du bâtiment avec la qualité environnementale des bâtiments (Chatagnon, 1999). Contrairement aux bâtiments qui possèdent un environnement extérieur et un environnement intérieur, les systèmes d'assainissement n'interagissent qu'avec un environnement extérieur. En revanche la notion de qualité environnementale s'exprime de la même manière. Il s'agit de l'aptitude à satisfaire des besoins exprimés et implicites. Comme l'a montré la première partie du document, ces besoins se sont diversifiés. La problématique environnementale pour les systèmes d'assainissement nécessite une approche plurisectorielle qui a été traduite ici par une description multicritère de la qualité environnementale.

L'enjeu principal du processus de traduction proposé réside dans la réponse qui est apportée à la problématique de chaque critère ou sous-critère. Cette réponse dépend bien sûr des indicateurs choisis ou construits pour réaliser l'évaluation mais également de leur organisation. Il a été montré, dans l'application de la méthode, que la combinaison des indicateurs entre eux réduisait la connaissance apportée à une structure sémantique binaire « performant » / « non réglementaire ». Cette réduction du contenu de la connaissance est liée au pouvoir discriminant d'un des indicateurs. Or la richesse d'une méthode d'évaluation tient également dans la richesse sémantique de la connaissance qu'elle apporte. C'est l'échelle de notes de -1 à 6 qui, en proposant des valeurs intermédiaires de note de performance, remplit cette fonction.

La réponse dépend également des valeurs clés des indicateurs qui sont utilisées pour construire la traduction. Il doit être rappelé que les seuils proposés dans ce document sont susceptibles d'être changés par le gestionnaire. Ces seuils sont également susceptibles de changer en même temps qu'un changement de la réglementation ou des normes.

Par analogie à la qualité environnementale des bâtiments, une tentative de définition de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement peut être entreprise. Elle

correspondrait à **la traduction de la réalité d'un système, dont les caractéristiques lui confèrent l'aptitude à protéger les biens et les personnes vivant dans le milieu urbain et à s'intégrer dans ce milieu, à contrôler les flux d'effluents afin de protéger les milieux récepteurs et à maîtriser la consommation des ressources.**

Par rapport à la gestion des flux d'effluents, un concept émerge : celui du contrôle à la source. En ce qui concerne la gestion des eaux pluviales, ce concept repose sur la maîtrise des eaux de ruissellement pour résoudre les problèmes d'inondation et de pollution des eaux dues aux eaux pluviales urbaines³⁹. Cette notion s'applique à la gestion des eaux usées, en contrôlant les flux entrant dans les réseaux d'eaux usées. Ce contrôle passe par la mise en application d'outils (incitation à la diminution de la consommation en eau) ou de techniques (bassin d'infiltration des eaux pluviales). L'objectif de la méthode QUESA n'est pas d'évaluer la qualité de ces actions mais de vérifier *a posteriori* leur efficacité sur la qualité environnementale de l'ensemble du système.

Perspectives

Une perspective à court terme est de généraliser l'application du prototype informatique à des systèmes réels pour faire des évaluations *in situ*. Ces évaluations devraient permettre d'étudier l'applicabilité des autres indicateurs. Plus le nombre de systèmes évalués sera grand, plus les seuils pourront être précisés. Cette confrontation de l'outil avec les gestionnaires ne peut que contribuer à son amélioration en terme de contenu et d'ergonomie.

Une des limites abordée précédemment concernait la réduction du contenu sémantique de la connaissance. L'utilisation de la logique floue est envisageable pour conserver une gradation sémantique de la performance. Par exemple, la théorie des possibilités permet de représenter la différence entre deux états de connaissance, grâce à l'utilisation d'ensembles flous. Une gradation est possible en fonction de l'appartenance d'un élément, à l'un des deux ensembles. Dans le cas du critère concernant la « pollution des eaux de surface », la note de performance peut être une fonction de l'appartenance à une des classes « performant » ou « non performant ».

L'extension de l'échelle d'étude est également une perspective. Lors de la présentation du cadre de construction d'indicateurs FPEIR (section IV.3.3, partie 2), des indicateurs des

« forces motrices » ont été évoqués. Il a été précisé que ces indicateurs n'étaient pas utilisés dans la méthode QUESA, en raison de l'exclusion de la population de l'évaluation. Néanmoins, l'utilisation de l'eau, en terme qualitatif et quantitatif, est un aspect intéressant pour l'évaluation de la durabilité de la gestion de l'eau en ville. La démographie, le niveau de vie des habitants d'une ville, sont des facteurs de variation de l'utilisation de l'eau (e.g. : équipement électroménager) ou encore de gestion des eaux pluviales (e.g. : espaces verts collectifs). L'intégration de tels paramètres serait certainement pertinente pour contribuer à évaluer le développement durable urbain. Cette remarque permet de poursuivre la réflexion vers un changement d'échelle plus vaste.

En effet, l'intégration de telles méthodes dans des outils de mise en place des agendas 21 locaux peut être pertinente. Les systèmes d'assainissement en tant que systèmes techniques urbains contribuent à la qualité globale du système ville. Une structure originale de description pourrait être proposée, en conservant une pensée systémique du fonctionnement de la ville, pour évaluer la durabilité de celle-ci. Cette méthode pourrait évaluer l'ensemble des systèmes techniques urbains (distribution d'eau potable, assainissement, collecte de déchet, distribution d'énergie,...) qui supportent les services de la ville.

De nombreuses questions restent en suspens. Peut-on dire aujourd'hui que le développement de l'assainissement se cristallise autour de problèmes sectoriels (environnementaux, sociaux ou économiques) perçus comme critiques, tels des « saillants rentrants » ? Le développement des techniques alternatives au réseau traditionnel et la gestion décentralisée des effluents urbains sont-elles des solutions qui permettront de répondre totalement aux nouveaux enjeux de l'assainissement ? Ou encore doit-on concevoir l'assainissement comme une superposition de techniques *centralisatrices* et de techniques *décentralisées* ?

Pour tenter de répondre à ces questions, l'acquisition de connaissances est nécessaire. La connaissance n'est pas la seule condition au changement, mais elle constitue une première étape.

39 Le concept de contrôle à la source pour les eaux pluviales urbaines est repris dans le projet européen « Daywater », dont l'objet est de développer un système d'aide à la décision adaptatif pour l'intégration des mesures de contrôle à la source dans une gestion durable de l'eau en milieu urbain.

Bibliographie

ADEME [référence du 10 octobre 2004] <http://www.ademe.fr/Collectivites/Efficacite-Energetique/Cas/Cas-Besancon-2-general.htm>

ADEME. *Les micro-polluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines*. Connaître pour agir : guides et cahiers techniques, 1995, 224p.

A.E.L.B. *Tableau de bord du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Loire-Bretagne*. Orléans, 2003.

A.E.R.M. *Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique des cours d'eau : test sur la Meurthe et la Rupt-de-Mad*. Agence de l'eau Rhin-Meuse, 1996.

A.E.S.N. & A.G.H.T.M. *Guide de conception et de gestion des réseaux d'assainissement unitaires*. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 1996, 374p.

A.G.H.T.M. *Les chartes de qualité des réseaux d'assainissement*. Journée Nationale ; Paris, 7 décembre 1999. AFNOR. *Systèmes de management environnemental - Guide d'application de l'ISO 14001 pour l'assainissement*. GA X30-471. Paris : AFNOR, décembre 2003.

AGENCES DE L'EAU. *Conception des stations d'épuration : les 50 recommandations*. Paris : Les Agences de l'eau, 1996, 56 p.

AGENCES DE L'EAU. *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau : principes généraux*. Les études des agences de l'eau n°64, juin 2000, 27 p.

AMBROISE, D. & MASSIN, N. *Etude de morbidité déclarée dans une population d'égoutiers*. *Archives des maladies professionnelles et de médecine du travail*, 2004, 65 (2-3) p 121.

AMICK, Robert S. & BURGESS, Edward H. *Exfiltration in sewer systems*. Cincinnati, Ohio : United States Environmental Protection Agency, EPA/600/R-01/034, 2000, 34 p.

ARENE. *Pour un assainissement plus fiable*. Paris : ARENE Ile-de-France, 1996, 127 p.

ARENE. *La méthanisation des boues en Ile-de-France*. Paris, Agence Régionale de l'Environnement et des Nouvelles Energies, octobre 2002.

ASHLEY, R. M., & HOPKINSON, P. *Sewer systems and performance indicators – into 21st century*. *Urban Water*, 2002, 4, 123-135.

ASHLEY, R. M., SOUTER N., BUTLER, D., DAVIES, J., DUNKERLEY, J. & HENDRY, S. *Assessment of sustainability of alternatives for the disposal of domestic sanitary waste*. *Water Science and Technology*, 1999, 39 (5), 251-258.

ASHLEY, R., BLACKWOOD, BOUCHART, F., BUTLER, D., CAVILL, S., DAVIES, J., FOXON, T., GILMOUR, D., GOUDA, H., HENDRY, S., JOWITT, P., LEACH, M., MCILKENNY, G., MOIR, J., OLTEAN-DUMBRAVA, C., SAMSON, W., SMITH, H. & SOUTER N. *Making more sustainable decisions for asset investment in the water industry – Sustainable Water Industry Asset Resource Decisions*. In : 9th International Conference on Urban Drainage, Portland, USA, 8-13 septembre, 2002, [CD-Rom]

ASSOCIATION HQE. *Définition des cibles de la qualité environnementale des bâtiments*. Paris, 1997.

- BALKEMA, A.J., PREISIG, H.A., OTTERPOHL, R. & LAMBERT, F.J.D. Indicators of sustainability assessment of wastewater treatment systems, *Urban Water*, 2002, 4, 153-161.
- BARLES, Sabine. *La ville délétère : Médecins et ingénieurs dans l'espace urbain XVIIIème-XIXème siècle*. Seyssel, France : Edition Champs Vallon, 1999, 373 p.
- BARRAQUE, Bernard. Les enjeux de la directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne. *3rd World Water Forum, Kyoto, Shiga and Osaka, 16-23 mars 2003*.
- BARRAUD, S., BARDIN, J.-P., ALFAKIH, E. & ABDELMAKI, L. Construction d'indicateurs de performances techniques, économiques, et environnementales des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Compte rendu final de l'Action Concertée Incitative Ville. Villeurbanne, 2001, 129 p.
- BARRETT, Mike H., HISCOCK, Kevin M., PEDLEY, Stephen, LERNER, David N., TELLAM, John H. & FRENCH, Mike J. Marker species for identifying urban Groundwater recharge sources: a review and case study in Nottingham, UK. *Water Research*, 1999, 33 (14), 3083-3097.
- BECK M. B. & CUMMINGS R. G.. Wastewater Infrastructure: Challenges for the sustainable city in the new millennium. *Habitat International*, 1996, 20, (3), 405-420.
- BENEVOLO, Leonardo. *La ville dans l'histoire européenne*. Paris : Edition du seuil, 1993, 284 p.
- BERLAND, Jean-Marc & JUERLY, Catherine. *Inventaire et scénario de renouvellement du patrimoine d'infrastructures des services publics d'eau et d'assainissement*. Limoges : Office International de l'Eau, 2002.
- BERNARD-BECHARIES, J.F. Pour une définition de l'environnement. *Revue consommation*, 1975, 3, 9-55.
- BONNIN, Jacques. Les hydrauliciens étrusques : Des précurseurs ?. *La Houille Blanche*, 1973, n°8, 641-649.
- BOUNI, Christophe. *Développement durable et macrosystème d'information : des comptes d'environnement à l'aide multicritère à la décision*. Thèse de doctorat, Université Paris I Panthéon Sorbonne, 1996, 540 p.
- BOURRIER, Régis. *Les réseaux d'assainissement*. Paris : Lavoisier Technique & Document, 1997, 810 p.
- BOYDEN, S., MILLAR, S., NEWCOMBE, K. & O'NEILL, B. *The ecology of a city and its people : the case of Hong Kong*. Canberra : Australian National University Press, 1981, 437 p.
- CCE. Livre vert sur l'environnement urbain. Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes, 1990, 82 p.
- CE 2000/60. Directive du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. JO CE du 22 décembre 2000.
- CEE 91/271. Directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. JO CE du 30 mai 1991.

CERTU. *La ville et son assainissement*. [cédérom], Lyon : Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, 2003, ISBN : 2-11-093148-5.

C.F.D.D. *Le concept du développement durable appliqué au domaine de l'eau*. Recommandations de la Commission Française du Développement Durable à l'attention de la Conférence Internationale, Eau et Développement Durable, Paris, mars 1998 et de la Commission du Développement Durable des Nations Unies, New-York, avril 1998, 1998.

CHATAGNON, Nadège. *Développement d'une méthode d'évaluation de la qualité environnementale des bâtiments au stade de la conception*. Thèse, Université de Savoie, 1999, 344 p.

CHOATE, Pat & WALTER, Susan. *America in ruin : Beyond the public works pork barrel*. Washington D.C., Council of State Planning Agencies, 1981.

CHOCAT, Bernard. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Paris : Lavoisier, 1997, 1124 p.

COMMISSARIAT GENERAL DU PLAN. *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine : Rapport d'évaluation*. Paris, septembre 2001.

COURS DES COMPTES. *La gestion des services publics locaux d'eau et d'assainissement*. Rapport public particulier, Les éditions du Journal Officiel ; Paris, 1997.

DE PERTHUIS, Christian, DIDIER Michel, DUCHASSAING, Sylvie & LEHTONEN, Markku. *Le développement durable : significations et enjeux*. Paris, Caisse des dépôts, 2002, 79 p.

DE ROSNAY, Joël. *Le microscope : vers une vision globale*. Paris : Seuil, 1975, 346 p.

DECHESNE, Magali. *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme*. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 18 décembre 2002, 270 p.

DEE, N., BAKER, J., DROBNY, N., WHITMAN, I. & FAHRINGER D. An environmental system for water resource planning. *Water Resources Research*, 1973, 9 (3), 523-535.

DEGOFFE, Michel. *Code pratique de l'intercommunalité*. Paris : Le Moniteur, 2001, 458 p.

DIAB, Youssef. *Génie civil urbain et environnement : quelques pistes de recherche*. Habilitation à diriger des recherches, Université de Savoie - Chambéry, 2000, 200 p.

DIOP, Salif & REKACEWICZ, Philippe. *Atlas mondial de l'eau : une pénurie annoncée*. Paris : Editions Autrement, 2003, 63 p.

ENERGIE-CITES. *Biogaz, Installation pilote : Vienne, France*. Besançon, France, 2001.

EPA. *Results of the Nationwide Urban Runoff Program (NURP)*. Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency, PB 84-185552, Washington D.C., December 1983.

ERBE, V., RISHOLT, L.P., SCHILLING, W. & LONDONG, J.. Integrated modelling for analysis and optimisation of wastewater systems – the Odenthal case. *Urban Water*, 2002, 4, 63-71.

EUROPEAN COMMISSION. *Pollutants in urban wastewater and sewage sludge*. Luxembourg, 2001.

EUROPEAN UNION. *Pollutants in urban wastewater and sewage sludge*. Luxembourg : Office for official publication of the European Communities, 2001, 244 p.

EEA. Environmental indicators: typology and overview. Technical report N°25, European Environment Agency, Copenhagen, 1999, 19 p.

F.C.M. & C.N.R.C. *L'élaboration d'indicateurs et de points de référence*. Guide nationale des infrastructures municipales durables, décembre 2002.

FENNER, Dick. Performance is your reality, forget everything else. *Urban Water*, 2002, 4, 119-121.

FNDAE. *Lutte contre les odeurs de station d'épuration*. Paris : Ministère de l'agriculture et du développement rural, Document technique FNDAE n°13, 1993, 73 p.

FNDAE. *Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation*. Paris : Ministère de l'agriculture et du développement rural, Document technique FNDAE n°5 bis, 1992, 39 p.

FRANÇOIS, Charles. La systémique : un méta-langage connectif. *Revue Internationale de Systémique*, 1998, 12, (4-5), 405-418.

GASTINEL, A. *Les égouts de Paris : étude d'hygiène urbaine*. Paris : Henri Jouve (imprimeur), 1894, 92 p.

GIRARDET, Herbert. *Getting London in shape for 2000*. Londres : Rapport pour London First, 1995.

GROS, P., MAHIEU, J.-C. & ULYSSE J.-F. *Les réseaux d'assainissement : hygiène et sécurité des personnels d'exploitation*. Paris : INRS, 1997, 71 p.

GUERIN-SCHNEIDER, Laetitia. *Introduire la mesure de performance dans la régulation des services d'eau et d'assainissement*. Thèse, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 2001, 447 p.

GUINEE, J.B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., LANKREIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A. & WEGENER, A., *Environmental life cycle assessment of products : backgrounds*. Leiden, The Netherlands : CML Centre of Environmental Studies-Leiden University, 1992, 129 p.

HELLSTRÖM, D. & KÄRRMAN, E. Exergy analysis and nutrient flows of various sewerage systems. *Water Science and Technology*, 1997, 35 (9), 135-144.

HOPKINSON, P, JAMES, P & SAMMUT, A. Environmental performance evaluation in the water industry of England and Wales. *Journal of Environmental Planning and Management*, 2000, 43 (6), 873-895.

HOULIHAN, Barrie. Europe's ageing infrastructure : Politics, finance and the environment. *Utilities Policy*, 1999, 4 (4), 243-252.

HUBERT, Gilles & LEDOUX Bruno. L'évolution des approches d'évaluation des impacts socio-économiques des inondations. In : HUBERT, G. & LEDOUX, B (éd), *le coût du risque... L'évaluation des impacts socio-économiques des inondations*. Paris : Presses de l'Ecole Nationale des ponts et Chaussées, 1999, p 7 à 27.

- HUBERT, Gilles. Le risque d'inondation pluviale, étude des facteurs socio-économiques. In : BLANCHET, P. (éd), *Risques et réseaux techniques urbains*. Lyon : CERTU, 1997, p 80 à 93.
- HUGUES, Thomas P.. L'histoire comme système en évolution. *Annales HSS*, 1998, juillet-octobre, (4-5), 839-857.
- IEA. *Key world energy statistics from the IEA*. International Energy Agency, Paris, France, 2003.
- IEA. *Renewables informations*. International Energy Agency, Paris : OECD, 2003, 201 p.
- IFEN. *Indicateurs de performance environnementale de la France : édition 1996-1997*. Orléans : Institut Français de l'Environnement, 1996, 125 p.
- IFEN. *L'environnement en France*. Paris : La découverte, 2002, 606 p.
- INSEE. Bilan démographique 2002. INSEE Première, n°882, janvier 2003.
- ISO. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – principes et cadre. Norme française NF EN ISO 14040. Paris : AFNOR, septembre 1997.
- ISO. *Management environnemental : Evaluation de la performance environnementale*. Norme française NF EN ISO 14031. Paris : AFNOR, mars 2000.
- ISO. *Systèmes de management environnemental - Spécifications et lignes directrices pour son utilisation*. Norme française NF EN ISO 14001. Paris : AFNOR, octobre 1996.
- KÄRRMAN, E. & JÖNSSON, H.. Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. In : *1st World Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 juillet, 2000*, in thesis.
- KEENEY, R. L. & RAIFFA, H. *Decisions with multiple objectives preferences and value tradeoffs*. Cambridge, UK : Cambridge University Press, 1993, 569 p.
- LABOUZE, E. Les indicateurs de performance environnementale. *La revue française de comptabilité*, 1995, 272 « la comptabilité de l'environnement », 77-85.
- LAJZEROWICZ, Nathalie, GATTINO, Bruno & CERUTTI, Olivier. *Construction d'indicateurs et tableaux de bord synthétiques*. Paris : AFNOR, 1998, 29 p.
- LE MOIGNE, Jean-Louis. *La Modélisation des systèmes complexes*. Paris : DUNOD, 1999, 178 p.
- LE MOIGNE, Jean-Louis. *La théorie du système général : théorie de la modélisation*. Paris : Presses Universitaires de France, 4^{ème} ed., 1994, 338 p.
- LOISEAU, Jacques-Marie, TERRASSON, François & TROCHEL, Yves. *Le paysage urbain*. Paris : Sang de la terre, 1993, 193 p.
- LUNDIN, M., BENGTSSON, M. & MOLANDER, S. Life cycle assessment of wastewater systems: influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. *Environmental Science and Technology*, 2000, 34, 180-186.

- LUNDIN, M., MOLANDER, S. & MORRISON G. A set of indicators for the assessment of temporal variations in the sustainability of sanitary systems. *Water Science and Technology*, 1999, 39 (5), 235-242.
- MATOS, R., CARDOSO, A., ASHLEY, R., DUARTE, P., MOLINARI A. & SCHULZ A. *Performance indicators for wastewater services*. IWA Manual of best practices, 2003, 192 p.
- MATOS, R., CARDOSO, A., DUARTE, P., ASHLEY, R., MOLINARI, A. & SCHULTZ, A. Performance Indicators for Wastewater Services – Towards a Manual of Best Practice. In : *IWA World Congress, Melbourne, Australia, 7-12 avril, 2002*, [CD-Rom].
- MEDD & Agences de l'eau. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau) : grilles d'évaluation version 2. Ministère de l'écologie et du développement durable et les Agences de l'eau. 21 mars 2003.
- MELS, A., VAN NIEUWEENHUIJZEN, A., VAN DER GRAAF, J., KLAPWIJK, B., DE KONING, J. & RULKENS, W. Sustainability criteria as a tool in the development of the new sewage treatment methods. *Water Science and Technology*, 1999, 39 (5), 243-250.
- MOISAN, François & GODARD, Olivier. *Energie 2010-2020 : trois scénarios énergétiques pour la France*. Paris, 1998.
- MOREAU, Jacques. *Administration régionale, départementale et municipale*. Paris : Dalloz, 2002 (13^{ème} édition), 311 p.
- MORIN, Edgar. *Introduction à la pensée complexe*. Paris : ESF éditeur, 1996, 6^{ème} tirage, 158p.
- NF. Réseaux d'évacuation et d'assainissement à l'extérieur des bâtiments – partie 2 : prescriptions de performance. Norme française NF EN 752-2. Paris : AFNOR, novembre 1996b.
- NF. Réseaux d'évacuation et d'assainissement à l'extérieur des bâtiments – partie 1 : généralités et définitions. Norme française NF EN 752-1. Paris : AFNOR, avril 1996a.
- NF. Réseaux d'évacuation et d'assainissement à l'extérieur des bâtiments – partie 4 : conception hydraulique et considérations liées à l'environnement. Norme française NF EN 752-4. Paris : AFNOR, novembre 1997.
- NF. Services publics locaux - Lignes directrices pour les activités de service dans l'alimentation en eau potable et dans l'assainissement. Partie 2 : gestion d'un réseau d'assainissement. Norme française NF P 15-900-2. Paris : AFNOR, mars 2001.
- NOVOTNY, Vladimir & WITTE, John W. Ascertaining aquatic ecological risks of urban stormwater discharges. *Water Research*, 1997, 31 (10), 2573-2585.
- OBSERVATOIRE DE L'ENERGIE. *L'énergie en France : Chiffres clés*. Paris, 2003.
- OCDE. *Bonnes pratiques pour les études d'impacts sur l'environnement exercé par les projet de développement*. Organisation de Coopération et de Développement Economique, Comité d'aide au développement, Lignes directrices sur l'environnement et l'aide n°1, Paris, 1992, 18 p.

OCDE. *Corps central d'indicateurs de l'O.C.D.E pour l'examen des performances environnementale*. Paris : Organisation de Coopération et de Développement Economiques, 1993, 41 p.

ODUM, Eugène. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphie : W. B. Saunders Company, 1971, 578 p.

OFWAT. *Flooding from sewers*. London, septembre 2002b.

OFWAT. *Maintaining serviceability to customers in England and Wales : An update on serviceability indicators and measures*. London, 30 avril 2002a.

PROST, Thierry. *Le risque, Frontière du génie urbain : identification et organisation des connaissances utiles pour l'aide à la décision dans les réseaux techniques urbains (eau potable et assainissement)*. Thèse, INSA de Lyon, 1999, 185 p.

R.N.D.E. L'assainissement des grandes villes : données 1996. Réseau national de données sur l'eau, 1998, 27p + 3 cartes.

RECHATIN, Cécile & THEYS, Jacques. Quels indicateurs pour le développement durable. *Notes du Centre de Prospective et de Veille Scientifique*, 2000, 13, 84-98

RF 82-213. Loi n°82-213 du 2 mars 1982 relative aux droits et libertés des communes, des départements et des régions. JO RF du 3 et 6 mars 1982.

RF 92-3. Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 4 janvier 1992.

RF 93-743. Décret n°93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 30 mars 1993

RF 94-469. Décret n°94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1-1 et L.372-3 du Code des communes. JO RF du 8 juin 1994.

RF 99-533. Loi du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire et portant modification de la loi n°99-115 du 4 février 1995 d'orientation pour l'aménagement et le développement du territoire. JO RF du 29 juin 1999.

RF 99-586. Loi du 12 juillet 1999 relative au renforcement et à la simplification de la coopération intercommunale. JO RF du 1999

RF. Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation. JO RF du 3 mars 1998.

RF. Arrêté du 22 décembre 1994a fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes. JO RF du 10 février 1995.

RF. Arrêté du 22 décembre 1994b relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnés aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes. JO RF du 10 février 1995.

RF. Circulaire n°4006 du 23 janvier 1970 relative à la déclaration d'utilité publique des travaux comportant la dérivation des eaux d'un cours d'eau non domanial. JO RF du 26 février 1970.

- RF. Décret n°93-742 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues par l'article 10 de la loi no 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 30 mars 1993.
- RF. Décret n°93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi no 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 30 mars 1993.
- ROUSSEAUX, Patrick. *Evaluation Comparative de l'Impact Environnementale Global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Thèse, INSA Lyon, mai 1993, 276 p.
- ROY, Bernard & BOUYSSOU, Denis. *Aide multicritère à la décision : Méthodes et cas*. Paris : Economica, 1993, 695 p.
- RUSCASSIER-CHADIRAT Géraldine & DEUTSCH Jean-Claude,. Development and implementation of sewerage programmes : proposal of a methodology for the decision process. In : *2nd international conference on Decision Making in Urban and Civil Engineering, Lyon, 20-22 novembre*. 2000, 127-138.
- S.P.D.E. Dossier spécial : indicateurs de performance. *Aquae, La lettre du syndicat professionnel des entreprises de services d'eau et d'assainissement*, n°15. Février 2003.
- SATIN, Marc & SELMI, Béchir. *Guide technique de l'assainissement*. Paris : Le Moniteur, 1995, 663 p.
- SCHÜTZE, Manfred, BUTLER, David & BECK, Bruce. Optimisation of control strategies for the urban wastewater system – an integrated approach. *Water Science & Technology*, 1999, 39 (9), 209-216.
- SCHÜTZE, Manfred, CAMPISANO, Alberto, COLAS, Hubert, SCHILLING, Wolfgang & VANROLLEGHEM, Peter A.. Real-time control of urban wastewater systems – where do we stand today?. In: *Ninth International Conference on Urban Drainage, Portland, USA, September 9-11 2002*. (on CD-ROM).
- SEGESA. Identité des villes : Dynamiques urbaines 1990-1999. Paris, les éditions de la DIV, 2000, collection villes, 28 p.
- SIMON, H.A.. *Sciences des systèmes Sciences de l'artificiel*. Paris : Dunod, 1991, 229 p.
- TABUCHI, Jean-Pierre. Urbanisation et eaux pluviales. *TSM*, 2002, 7-8, 38-44.
- TANSLEY, Arthur G.. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 1935, 16, 284-307.
- TILLMAN, A.M., SVINGBY, M. & LUNDSTRÖM, H.. Life cycle Assessment of municipal wastewater systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1998, 3 (3), 145-157.
- TISSOT, Bernard. Quel avenir pour les combustibles fossiles ? Les avancées scientifiques et technologiques permettront-elles la poursuite d'un développement soutenable avec les énergies carbonées ?. *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes*, 2001, 333, 187-796.
- TONG, Susanna T. Y. & CHEN, Wenly. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 2002, 66, 377-393.
- ULLMANN, Gabriel & JONQUIERE, Michel. Bréviaire du management environnemental. Société alpine de publications, 1999, 262 p.

UNESCO. Glossaire international d'hydrologie. Unesco, Paris. 1992, 413 p.

VALENTIN, Anke & SPANGENBERG, Joachim H.. A guide to community sustainability indicators. *Environmental Impact Assessment Review*, 2000, 20, 381-392.

VALIRON, François. *Mémento du gestionnaire de l'alimentation en eau et de l'assainissement : Tome 2 Assainissement urbain*. Paris : Lavoisier Tech & Doc, 1994, 827 p.

VENJEAN, Jacques. *Etude du métier d'égoutier, des risques professionnels et de leur prévention*. Thèse pour le doctorat en médecine, Université Pierre et Marie Curie (Faculté de Médecine Broussais Hotel-Dieu, 14 mars 1984, 109 p.

WEBER, Jean-Louis & LAVOUX, Thierry. *Réflexion sur les critères de définition et de choix des indicateurs d'environnement*. Orléans : Institut Français de l'Environnement, 1994, 54 p.

WEYAND, Michael. Real-time control in combined sewer systems in Germany - some case studies. *Urban Water*, 2002, 4, 347-354.

WOLMAN, Abel. The metabolism of cities. *Scientific American*, 1965, 213, (3), 179-190.

XANTHOPOULOS, C., HAHN, H. H.,. *Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss, Schlussbericht des BMFT-Verbundprojekts Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen*. Teilprojekt 2, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Karlsruhe, 1993.

ZAKKOUR, P. D., GATEREL, M. R., GRIFFIN, P., GOCHIN R. J. & LESTER, J. N. Developing a sustainable energy strategy for a water utility. Part I : a review of the UK legislative framework.. *Journal of environmental Management*, 2002a, 66, 105-114.

ZAKKOUR, P. D., GATEREL, M. R., GRIFFIN, P., GOCHIN R. J. & LESTER, J. N. Developing a sustainable energy strategy for a water utility. Part II : a review of potential technologies and approaches. *Journal of environmental Management*, 2002b, 66, 115-125.

Annexes

Annexe 1

Tableau 1 : Aperçu des indicateurs utilisés dans la littérature pour comparer les systèmes de traitement des eaux usées.

	Az	Be ^a	Bu	D	Em ^a	E	F	H	I	J	L	M	N	O	O ^a
<i>Economical indicators</i>															
Costs				C		S	P	S		E		S			E
Labour								S							
<i>Environmental indicators</i>															
Accumulation	P								T						
Biodiversity/land fertility	P			100		S	P							P	
Dislocation														Cn	
Export of problems in time and space										T	S				P
Extraction	P														
Integration in natural cycles						S									P
Land area required/space				1				S				S			
Odour/noise/insects/visual															
Optimal resource utilisation/reuse	P					S	P		St	S			P	P	
Water			S	1000		S	P	S	St		S			Cn	
Nutrients	V	S				S	P	S	St		S			Cn	
Energy	V	S		100	V	S	P	S			S	S		Cn	V
Raw materials	V			10	V	S	P	S						Cn	
Pathogen removal/health			S	1000		S	P	S						Cn	
Pollution prevention			S			S	P						P	P	
<i>Emissions</i>															
BOD/COD	V			1000	V	S		S			S	S			V
Nutrients	V			100		S		S			S	S			V
Heavy metals				1000	V	S		S							
Others	V				V	S		S							
Sludge/waste production	V			1000	V	S					S	S			V
Use of chemicals	V			10		S					S	S			
<i>Technical indicators</i>															
Durability			S			S									
Ease of construction/low tech													P		
Exclude shock loads/seasonal effects								S						Cn	
Flexibility/adaptability			S			S		S							
Maintenance														Cn	
Reliability/security						S	P								
Small scale/on site/local solution			S							Te			P		
<i>Social-cultural indicators</i>															
Awareness/participation						S		S		S					
Competence/information requirements						S	P								
Cultural acceptance						S		S							
Institutional requirements						S	P								
Local development			S												
Responsibility							P								

Source: Az—Azar, Holmberg, and Lindgren (1996), Be—Bengtsson et al. (1997), Bu—Butler and Parkinson (1997), D—DTO (1994), Em—Emmerson et al. (1995), E—ETC (1996), F—Finsson and Peters (1996), H—Hällström, Jeppsson, and Kärrman (2000), I—Icke and Aukerink (1997), J—Jacobs, de Kragt, Koedood, and Karst (1996), L—Lundin et al. (1999), M—Mels et al. (1999), N—Niemczyński (1994), O—Oterpohl et al. (1997), O—Öklegård (1998).

Note: The numbers in the table indicate the used weighting factors, the abbreviations refer to the terms used in the publications; C—costs, Cn—concerns, E—environmental efficiency, P—principles for sustainability, S—sustainability indicator/factor/criterion, St—steering variables, T—target, Te—technical paradigm, V—variables in the LCA input-output table.

^aLCA study.

Annexe 2

FACTEURS D'IMPACT DIRECTS : FLUX	
PRELEVEMENTS	
CONSOMMATION D'ENERGIE	
non renouvelable	gaz
	fuel
	carburant véhicules
	électricité nucléaire
	charbon
renouvelable	hydraulique
	solaire
	éolienne
	biogaz
CONSOMMATION D'EAU	
réseau	
station d'épuration	
CONSOMMATION DE SURFACE	
Par vocation	A vocation technique uniquement (STEP)
	A vocation technique et récréative (ou paysagère)
CONSOMMATION DE MATERIAUX	
Décantation chimique	
REJETS	
DEBIT ET CONCENTRATION EN POLLUANTS DES REJETS ATMOSPHERIQUES	
CO	
oxydes de soufre exprimés en SO ₂	
oxydes d'azote, exprimés en NO ₂	
protoxyde d'azote N ₂ O	
chlorure d'hydrogène et autres composés inorganiques gazeux du chlore	
fluor et composés inorganiques du fluor	
composés organiques sauf méthane	
composés organiques visés à l'annexe III (cadre 1)	
cadmium, mercure, thallium et composés	
arsenic, sélénium, tellure et composés	
antimoine, chrome, cobalt, cuivre, étain, manganèse, nickel, plomb, vanadium, zinc, et leurs composés	

phosphine et phosgène
acide cyanhydrique exprimé en HCN
brome et composés inorganiques gazeux du brome exprimés en HBr
chlore exprimé en HCl
hydrogène sulfuré
ammoniac
amiante
substances cancérigènes annexe IVa (cadre 1)
substances cancérigènes annexe IVb (cadre 1)
substances cancérigènes annexe IVc (cadre 1)
substances cancérigènes annexe IVd (cadre 1)
DEBIT ET CONCENTRATION EN POLLUANTS DES REJETS LIQUIDES
débit
température
pH
Matières en Suspension Totales (MEST)
Demande chimique en oxygène (DCO)
Demande biologique en oxygène (DBO ₅)
azote et phosphore
phénols
chrome hexavalent
cyanures
arsenic et composés
plomb et composés
cuivre et composés
chrome et composés
nickel et composés
zinc et composés
manganèse et composés
étain et composés
fer, aluminium et composés
composés organiques du chlore
hydrocarbures totaux
fluor et composés
substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Va (cadre 2)
substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vb (cadre 2)
substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vc1 (cadre 2)
substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vc2 (cadre 2)

mercure (32.4)	
cadmium	
hexachlorocyclohexane (HCH) (32.4)	
tétrachlorure de carbone (CCl ₄) (32.4)	
DDT(32.4)	
pentachlorophénol (PCP) (32.4)	
drines(32.4)	
hexachlorobenzène (HCB) (32.4)	
hexachlorobutadiène (HCBd) (32.4)	
chloroforme (CHCl ₃) (32.4)	
dichloroéthane (EDC) (32.4)	
trichloréthylène (TRI) (32.4)	
perchloréthylène (PER) (32.4)	
trichlorobenzène (TCB) (32.4), 500t de produit agropharmaceutique liquide	
sulfates	
chlorures	
QUANTITE ET FILIERE DE TRAITEMENT DES DECHETS	
Boues de station d'épuration	épandage
	enfouissement technique
Autres boues	valorisation énergétique
	incinération
	valorisation matière
	incinération
	enfouissement technique
NUISANCES	
Bruit	installations bruyantes, transports
Vibrations	installations, transports
Odeurs	rejets liquides et atmosphériques
Intégration du site industriel dans le paysage	architecture, engazonnement, écrans végétaux...
HYGIENE ET SANTE	
Risque sanitaire population	Contamination microbiologique,...
Risque médecine du travail	accidents,...

Composés organiques visés à l'annexe III : acétaldéhyde, acide acrylique, acide chloroacétique, acide formique (formaldéhyde), acroleïne (aldéhyde acrylique-2-propénal), acrylate de méthyle, anhydride maléique, aniline, biphényles, chloroacétaldéhyde, chloroforme (trichlorométhane), chlorométhane (chlorure de méthyle), chlorotoluène (chlorure de benzyle), Crésol, 2,4 diisocyanate de toluylène, dérivés alkylés du plomb, dichlorométhane (chlorure de méthylène), 1,2 dichlorobenzène (O-dichlorobenzène), 1,1 dichloroéthylène, 2,4 dichlorophénol, diéthylamine, diméthylamine, 1,4 dioxane, éthylamine, 2-furaldéhyde (furfural), méthacrylates, mercaptans (thiols), nitrobenzène, nitrocrésol, nitrophénol, nitrotoluène, phénol, pyridine, 1,1,2,2 tétrachloroéthane, tétrachloroéthylène (perchloréthylène), tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone), tioethers, thiols, O.toluidine, 1,1,2 trichloroéthane, trichloroéthylène, trichlorophénol, triéthylamine, xylénol (sauf 2,4 xylénol)

Substance cancérigène annexe IVa : benzidine, benzo(a)pyrène, béryllium et ses composés inhalables, exprimés en Be, composés du chrome VI en tant qu'anhydride chromique (oxyde de chrome VI), chromate de calcium, chromate de chrome III, chromate de strontium, et chromate de zinc exprimés en chrome VI, dibenzo(a,h)anthracène, 2naphtylamine, oxyde de bischlorométhyle

Substance cancérigène annexe IVb : trioxyde et pentoxyde d'arsenic, acide arsénieux et ses sels, acide arsénique et ses sels, exprimés en As, 3,3dichlorobenzéidine, MOCA, 1,2dibromo-3-chloropropane, sulfate de diméthyle.

Substance cancérigène annexe IVc : acrylonitrile, épichlorhydrine, 1,2dibromoéthane, chlorure de vinyle, oxyde, dioxyde, trioxyde sulfure et sous sulfure de nickel, exprimés en Ni

Substance cancérigène annexe IVd : benzène, 1-3butadiène, 1-2dichloroéthane, 1-3dichloro2propanol, 1-2époxypropane, oxyde d'éthylène, 2 nitropropane

Substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Va : arsenic et composés minéraux, azinphos-ethyl, azinphos-méthyl, benzidine, chlordane, 1-chloro 2-4 dinitrobenzène, DDT (comprend les métabolites DDD et DDE), démétron, dichlorure de dibutylétain, dichlorobenzidines, dichlorvos, endosulfan, fenitrothion, heptachlor, hexachloroéthane, malathion, mevinphos, PAH, parathion, PCB (comprend le PCT), phoxime, triazophos, oxyde de tributylétain, trifluraline, acétate de triphénylétain, chlorure de triphénylétain, hydroxyde de triphénylétain

Substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vb : 2-amino-4chlorophénol, anthacène, benzène, chlorure de benzyle, biphényle, 2-chloroaniline, 3-chloroaniline, 4-chloroaniline, 1-chloronaphtalène, chloronaphtalène, 2-chlorophénol, 3-chlorophénol, 4-chlorophénol, 2-chlorotoluène, 4-chlorotoluène, coumaphos, 2-4 D, oxyde de dibutylétain, sel de dibutylétain, dichloroanilines, 1-4 dichlorobenzène, dichloronitrobenzène, 2-4 dichlorophénols, 1-3 dichloropropène, diméthoate, disulfoton, fenthion, monolinuron, naphtalène, ométhoate, oxydémétron-méthyl, simazine, 2-4-5 T, tétrabutylétain, 1-2-4-5 tétrachlorobenzène, phosphate de tributyle, trichlorfon, trichlorophénols

Substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vc1 : chlorure de benzylidène, acide chloracétique, 2-chloroéthanol, 4-chloro-3-méthylphénol, 4-chloro-2-nitroaniline, 1-chloro-2-nitrobenzène, 1-chloro-4-nitrobenzène, 4-chloro-2-nitrotoluène, chloronitrotoluène, chloroprène, 3-chloropropène, 3-chlorotoluène, 2-chloro-p-toluidine, chlorotoluidine, chlorure de cyanuryle, dibromoéthane, 1-2-dichlorobenzène, 1-3-dichlorobenzène, oxyde de dichlorodiisopropyle, 1-3-dichloropropanol, dichlorprop, diéthylamine, épichlorhydrine, étylbenzène, isopropylbenzène, linuron, MCPA, mécoprop, méthamidophos, propanil, pyrason, 1,1,2,2 tétrachloroéthane, toluène, 1,1,2-trichloroéthane, 1,1,2-trichlorotrifluoroéthane, chlorure de vinyle, xylènes, atrazine, bentazone

Substances toxiques, bioaccumulables ou nocives pour l'environnement, annexe Vc2 : hydrate de chloral, chlorobenzène, 1,1 dichloroéthane, 1,1-dichloroéthylène, 1,2-dichloroéthylène, dichlorométhane, 1,2-dichloropropane, 1,1,1-trichloroéthane

ANNEXE 3

— 41 —

NF P 15-900-2

Annexe E (informative)

Indicateurs caractérisant les rejets sans traitement dans le milieu récepteur

E.1 Objectif

Ces indicateurs ont pour objectif de mesurer sur une période donnée l'importance de la pollution rejetée sans traitement dans le milieu récepteur.

E.2 Définition

Ces indicateurs peuvent se présenter sous plusieurs formes, en fonction de l'importance des collecteurs à l'origine des rejets, par exemple :

- le nombre de rejets dans le milieu récepteur (lieu, date, durée en heures) ;
- les quantités, volumes déversés et la pollution rejetée dans le milieu récepteur lors de chaque rejet et cumulées sur la période considérée.

Les méthodes d'évaluation de ces indicateurs sont basées soit sur des mesures réelles lorsque les ouvrages sont équipés compte tenu de leur importance, soit sur des estimations qui font l'objet d'une méthode de calcul adaptée à chaque cas.

E.3 Utilisation

Un objectif de performance et des seuils d'inacceptabilité de ces indicateurs peuvent être définis pour chacun des points de rejet retenus. Ils résultent, soit du non-respect des autorisations de rejet, soit de l'enregistrement de plaintes de riverains ou d'utilisateurs du milieu récepteur.

Il est établi un rapport expliquant les raisons pour lesquelles ces seuils d'inacceptabilité ont été atteints et proposant les actions correctives pour limiter les rejets.

ANNEXE 4

Arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes

Annexe II

Règles générales applicables aux rejets en conditions normales d'exploitation pour des débits n'excédant pas leur débit de référence

1 - Règles générales de conformité

Tableau 1 : Valeurs en concentrations que les échantillons doivent respecter en moyenne journalière pour les paramètres de Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO₅), Demande Chimique en Oxygène (DCO) et Matière en Suspension (MES).

Paramètre	Concentration maximale
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l (*)

(*) Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l.

Tableau 2 : Valeurs en rendement que les échantillons doivent respecter en moyenne journalière pour les paramètres de DBO₅, DCO et MES.

Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg par jour	Rendement minimum
DBO ₅	120 à 600	70 %
	> 600	80 %
DCO	Toutes charges	75 %
MES	Toutes charges	90 %

Tableau 3 : Valeurs en concentrations que les échantillons doivent respecter en moyenne annuelle dans les zones sensibles à l'eutrophisation pour les paramètres Azote Global (NGL) et PT (Phosphore Total).

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg par jour	Concentration maximale
Zone sensible à l'azote	NGL (*)	600 à 6 000	15 mg/l
		> 6 000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6 000	2 mg/l
		> 6 000	1 mg/l

« (*) Les exigences pour l'azote peuvent être vérifiées en utilisant des moyennes journalières quand il est prouvé que le même niveau de protection est obtenu. Dans ce cas, la moyenne journalière ne peut pas dépasser 20 mg/l d'azote total pour tous les échantillons, quand la température de l'effluent dans le réacteur biologique est supérieure ou égale à 12 oC. La condition concernant la température peut être remplacée par une limitation du temps de fonctionnement tenant compte des conditions climatiques régionales. »

Tableau 4 : Valeurs en rendement que les échantillons doivent respecter en moyenne annuelle dans les zones sensibles à l'eutrophisation pour les paramètres NGL et PT.

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg par jour	Rendement minimum
Zone sensible à l'azote	NGL	≥ 600	70 %
Zone sensible au phosphore	PT	≥ 600	80 %

2 - Règles de tolérance par rapport aux paramètres DCO, DBO₅ et MES

Ces paramètres peuvent être jugés conformes si le nombre annuel d'échantillons journaliers non conformes à la fois aux seuils concernés dans les tableaux 1 et 2 ne dépasse pas le nombre prescrit au tableau 6. Ces paramètres doivent toutefois respecter le seuil du tableau 5, « *sauf pendant les opérations d'entretien et de réparation réalisées en application des articles 9 et 10 du présent arrêté.* »

Tableau 5 : Valeurs maximales en concentration que les échantillons ne peuvent pas dépasser pour les paramètres DBO₅, DCO et MES.

Paramètre	Concentration maximale
DBO ₅	50 mg/l
DCO	250 mg/l
MES	85 mg/l

Tableau 6 : nombre maximal d'échantillon non conforme sur une année en fonction du nombre total de prélèvement.

Nombre d'échantillons prélevés dans l'année	Nombre maximal d'échantillons non conformes
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-95	8
96-110	9
« 111-125 »	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365	25

Arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes (JO du 10 février 1995)

Annexe I

Surveillance des ouvrages de traitement

1. Les stations de traitement recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 600 kg par jour doivent disposer de dispositifs de mesure et d'enregistrement des débits amont et aval et de préleveurs automatiques asservis au débit. L'exploitant doit conserver au froid pendant 24 heures un double des échantillons prélevés sur la station.

Les stations de traitement recevant une charge brute de pollution organique comprise entre 120 et 600 kg par jour sont soumises aux mêmes prescriptions, à l'exception de la mesure du débit amont.

2. La fréquence des mesures figure au tableau 1. Celles-ci s'appliquent à l'ensemble des entrées et sorties de la station, y compris les ouvrages de dérivation.
3. Le planning des mesures doit être envoyé pour acceptation au début de chaque année au service chargé de la police de l'eau et à l'agence de l'eau.

Tableau 1 : Fréquence des mesures (nombre de jours par an) Charge brute de pollution organique reçue par la station exprimée en kg par jour⁴⁰

Cas	Paramètres	120 à 600	601 à 1 800	1 801 à 3 000	3 001 à 6 000	6 001 à 12 000	12 001 à 18 000	> 18 000
Cas général	débit	365	365	365	365	365	365	365
	MES	12	24	52	104	156	260	365
	DBO5	4	12	24	52	104	156	365
	DCO	12	24	52	104	156	260	365
	NTK	-	6	12	24	52	104	208
	NH4	-	6	12	24	52	104	208
	NO2	-	6	12	24	52	104	208
	NO3	-	6	12	24	52	104	208
	PT	-	6	12	24	52	104	208
	Boues (*)	4	24	52	104	208	260	365
Zones sensibles à l'azote	NTK	-	12	24	52	104	208	365
	NH4	-	12	24	52	104	208	365
	NO2	-	12	24	52	104	208	365
	NO3	-	12	24	52	104	208	365
Zones sensibles au	PT	-	12	24	52	104	208	365

(*) Quantité et matières sèches.

Sauf cas particulier, les mesures amont des différentes formes de l'azote peuvent être assimilées à la mesure de NTK.

⁴⁰ un équivalent habitant correspond à 60 g de matière organique par jour (paramètre DBO₅)

ANNEXE 5

Paramètres couramment utilisés pour caractériser les eaux résiduaires.

DCO (demande chimique en oxygène) : quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables présentes dans l'eau, quelle que soit leur origine organique et minérale. Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations de traitement.

DBO₅ (demande biologique en oxygène à 5 jours) : quantité d'oxygène consommée après incubation pendant 5 jours à 20°C et dans l'obscurité, par certaines matières présentes dans l'eau principalement pour assurer leur dégradation par voie biologique.

MES (matière en suspension) : la détermination des matière en suspension dans les eaux usées se fait soit par filtration sur membrane, soit par centrifugation.

pH (potentiel Hydrogène) : de manière générale, lorsque l'augmentation de l'acidité des eaux provoque le dépérissement des plantes et favorise le relarguage de certaines substances toxiques, notamment de sels. Les rejets de STEP doivent être compris entre pH 6 et pH 8,5.

T (température) : la température des rejets de STEP ne doit pas excéder 25°C

NTK ou **NKJ** (azote total Kjeldahl) : correspond à la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

NGL (azote global) : représente la somme des quatre formes suivantes : azote organique, azote nitrique, azote nitreux et azote ammoniacal.

NO₂ et **NO₃** (azote nitreux et nitrique) : formes minérales oxydés

PT (phosphore total) : somme de toutes les formes du phosphore (organique, polyphosphate et orthophosphate).

Microtox : la toxicité est exprimé en concentration (ou en dilution) de l'échantillon qui diminue de 50% la luminescence des bactéries après 5, 15 et 30 minutes d'exposition à 15°C.

Équitox : exprime la concentration pour laquelle la moitié d'une population de daphnies est immobilisée et considérée comme morte par intoxication chimique. Le nombre d'équitox par m³ est le taux de dilution nécessaire pour obtenir une concentration égale à 1 équitox/m³.

Annexe 6

Symbole	Paramètre	unité
N_{eq}	nombre d'équivalents habitants raccordés au système collectif	EH
E_i	consommation énergétique annuelle en énergie primaire i	kWh ou Nm ³ ou TEP
F_{eq_i}	facteur de conversion pour l'énergie primaire i en TEP	TEP/kWh ou TEP/Nm ³
$E_{TEP}^{elec,i}$	énergie primaire d'origine interne consommée annuellement et fournissant de l'énergie électrique	TEP
E_{TEP}^{elec}	énergie électrique totale consommée annuellement	TEP
$E^{elec,e}$	énergie électrique d'origine externe consommée annuellement	kWh/an
$E_{fioul}^{elec,i}$	quantité de fioul importée par an pour produire de l'électricité interne	tonnes
$E_{gaz}^{elec,i}$	quantité de gaz importée par an pour produire de l'électricité interne	Nm ³
Feq_{gaz}^{TEP}	facteur d'équivalence gaz/TEP (= 0,0009)	TEP/Nm ³
$E_{biogaz,i}^{elec}$	quantité de biogaz interne utilisée par an pour produire de l'électricité	Nm ³
$E_{biogaz,e}^{elec}$	quantité de biogaz externe utilisée par an pour produire de l'électricité	Nm ³
Feq_{biogaz}^{TEP}	facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)	TEP/ Nm ³
$E_{TEP}^{non,elec,i}$	énergie non électrique d'origine interne consommée annuellement	TEP
$E_{TEP}^{non,elec}$	énergie non électrique totale consommée annuellement	TEP
$E_{TEP}^{non,elec,e}$	énergie non électrique d'origine externe consommée annuellement	TEP
$E_{biogaz}^{non,elec,i}$	quantité de biogaz d'origine interne consommée annuellement pour des usages non électriques	Nm ³
$E_{biogaz}^{non,elec,e}$	quantité de biogaz d'origine externe consommée annuellement pour des usages non électriques	Nm ³
$E_{gaz}^{non,elec,e}$	quantité de gaz consommée annuellement pour des usages non électriques	Nm ³
$E_{fioul}^{non,elec,e}$	quantité de fioul consommée annuellement pour des usages non électriques	tonnes
Feq_{biogaz}^{TEP}	facteur d'équivalence biogaz/TEP = 0,00089 TEP/Nm ³ de biogaz à 100 % de CH ₄	TEP/ Nm ³
E_{TEP}^{elec}	consommation totale en énergie électrique	TEP
$E_{TEP}^{elec,ren}$	énergie électrique d'origine renouvelable externe consommée annuellement	TEP

Feq_{biogaz}^{TEP}	facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)	TEP/ Nm3
$E_{biogaz,i}^{elec}$	quantité de biogaz d'origine interne utilisée par an pour produire de l'électricité	Nm3
$E_{biogaz,e}^{elec}$	quantité de biogaz d'origine externe utilisée par an pour produire de l'électricité	Nm3
$E^{elec,e}$	énergie électrique d'origine externe consommée annuellement	kWh/an
$E_{TEP}^{non.elec}$	énergie non électrique totale consommée annuellement	TEP
$E_{biogaz,i}^{non.elec}$	quantité de biogaz d'origine interne consommée annuellement pour des usages non électriques	Nm3
$E_{biogaz,e}^{non.elec}$	quantité de biogaz d'origine externe consommée annuellement pour des usages non électriques	Nm3
Feq_{biogaz}^{TEP}	facteur d'équivalence biogaz/TEP (= 0,0006)	TEP/Nm3
RD	nombre de points de rejet direct	(-)
NB_c	nombre de bilans conformes	(-)
NB	nombre de bilans réalisés	(-)
C_{aval}^i	concentration du paramètre i au droit du rejet	mg/l
C_{amont}^i	concentration du paramètre i en entrée du tronçon	mg/l
C_{rejet}^i	concentration du paramètre i dans le rejet	mg/l
Q_{amont}	débit en entrée du tronçon (débit de référence)	m ³ /s
Q_{rejet}	débit du rejet	m ³ /s
C_{max}^i	concentration maximale pour le paramètre i à ne pas dépasser pour assurer la conformité avec l'objectif de qualité du milieu naturel	mg/l
C_{sortie}^i	concentration du paramètre i en sortie de tronçon	mg/l
C_{amont}^i	concentration du paramètre i en entrée du tronçon	mg/l
C_{rejet}^i	concentration du paramètre i dans le rejet	mg/l
Q_{amont}	débit en entrée du tronçon (débit de référence)	m ³ /s
Q_{rejet}	débit du rejet	m ³ /s
K_{TS}^i	coefficient d'abattement pour la substance i due à l'autoépuration par temps sec	mg/l
$Q_{ref}^{rivière, TS}$	débit de référence dans la rivière en temps sec (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNA1/5}$)	m ³ /s
$Q_{rejet, TS}$	débit journalier moyen des rejets de la station d'épuration par temps sec	m ³ /s
$Q_{ref}^{rivière, TP}$	débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNA1/2}$)	m ³ /s
$Q_{rejet, TP}$	débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie	m ³ /s

$Q_{ref}^{rivière, TP}$	débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNAI/2}$)	m ³ /s
$Q_{rejet, TP}$	débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie	m ³ /s
$Q_{ref}^{rivière, TP}$	débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNAI/2}$)	m ³ /s
$Q_{rejet, TP}$	débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie	m ³ /s
$Q_{ref}^{rivière, TP}$	débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNAI/2}$)	m ³ /s
$Q_{rejet, TP}$	débit de l'ensemble des déversements par temps de pluie	m ³ /s
$Q_{ref}^{rivière, TP}$	débit de référence dans la rivière en temps de pluie (en l'absence d'autre précision, $Q_{MNAI/2}$)	m ³ /s
$C_{adm}^{i, max}$	concentration maximale admissible pour le paramètre i pour respecter l'objectif de qualité du milieu récepteur	mg/l
$C_{adm-1}^{i, max}$	concentration maximale admissible pour le paramètre i pour ne pas déclasser de plus d'une classe la qualité du milieu récepteur	mg/l
$C_{épur, TP}^i$	concentration aval pour le paramètre i en tenant compte de l'autoépuration	mg/l
K_{TP}^i	coefficient d'abattement pour la substance i due à l'autoépuration par temps de pluie	mg/l
$S_{inon>20}^r$	surface des zones résidentielles dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les vingt ans.	km ²
S_{tot}^r	surface totale des zones résidentielles.	km ²
$S_{inon>30}^{cv}$	surface des zones de centre ville, commerciales et industrielles dont le risque d'inondation est inférieur à une fois tous les trente ans.	km ²
S_{tot}^{cv}	surface totale des zones de centre ville, commerciales et industrielles.	km ²
NI_o	Nombre de riverains victimes des débordements sur une année	habitant
N	nombre d'habitants	habitant
J_{no}	nombre de jours où une nuisance est avérée sur une année	jour
SME_{coll}	présence d'un système de management environnemental pour le système de collecte	(-)
NA_x^{coll}	nombre d'actions A_x engagées	(-)
SME_{trait}	présence d'un système de management environnemental pour le système de traitement.	(-)
NA_x^{trait}	nombre d'actions A_x engagées pour dans le système de traitement	(-)

Annexe 7

Extrait de RODIER, Jean. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer.
Dunod, Paris, 8^{ème} édition, 1996, 1384p.

Paramètres	Mesures	Principe	Limites
pH	Méthode potentiométrique avec électrode de verre	Différence de potentiel entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans la même solution.	Mesure précise. La mesure doit ce faire si possible <i>in situ</i> , les résultats peuvent variés suivant l'emplacement du point de mesure
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (méthode par dilution)	Mesure de l'oxygène consommée en cinq jours par un échantillon dilué avec une eau saturée en oxygène,ensemencée avec des germes, puis placé dans une enceinte thermostatée à 20°C	Sur des eaux d'égouts pas d'ensemencement nécessaire, mesures dans les 24 heures qui suivent le prélèvement. Délais de mesure longs (5 jours)
DCO	Demande Chimique en Oxygène (méthode par le dichromate de potassium)	Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.	La méthode permet d'oxyder la plupart des composés organiques à 95 %.
MES	Matières En Suspension (méthode par filtration)	L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.	Précis à 0,1-0, 5 mg
NTK	Dosage de l'azote Kjeldahl	Après minéralisation de l'azote organique, l'ammoniac est dosé par titrimétrie ou spectrophotométrie d'absorption moléculaire	Précision de 1 à 10 % (spectro)
NGL	Détermination de l'azote total	Les composés azotés sont oxydés en nitrates dans un autoclave par une solution alcaline de persulfate. Les nitrates sont ensuite réduits en nitrites et dosés par spectrophotométrie d'absorption moléculaire	Précision de 1 à 10 % (spectro)
PT	Dosage du phosphore total	Le phosphore est minéralisé au persulfate de sodium puis dosé par spectrophotométrie d'absorption moléculaire	Précision 1 à 10 % (spectro)

Annexe 8

Tableau 1 : Valeurs de débit issues de la base de données sur l'épuration des collectivités locales issue du réseau national des données sur l'eau.

Nom de la STEP	nombre d'équivalents habitants	débit journalier	débit/EH
Hénin Beaumont SE	100000	11250	0,11250
Angoulême (Frégeneuil)	80000	11800	0,14750
Pommiers Soissons	80000	12000	0,15000
Brest Zone Portuaire	85000	12750	0,15000
Maubeuge Se	92000	13320	0,14478
Châtelleraut la Fosse a Gabit	93000	13338	0,14342
Saint-Gilles-Croix-De-Vie CD 338	83000	13700	0,16506
Les Mureaux	100000	15750	0,15750
Monetaeu Auxerre	80000	16500	0,20625
SIVOS des 60 Bornes	98300	17000	0,17294
Blois Les Grands Champs	100000	18000	0,18000
NEVERS Les Saulaies	90000	18050	0,20056
Charleville Mézières	95666	19200	0,20070
Village Neuf	91433	19240	0,21043
Fouquières Les Lens SE	100000	20000	0,20000
Coudekerque Branche SE	80000	20000	0,25000
Nîmes sud-ouest	100000	21000	0,21000
Montauban	96000	22050	0,22969
Bourges Saint Sulpice	86700	24000	0,27682
Saint-Brieuc Le Ligué	100000	26000	0,26000
		moyenne	0,18841
		écart-type	0,04258

Annexe 9

BIOGAZ Installation pilote

VIENNE France

Le biogaz est un gaz issu de la décomposition anaérobie de matières organiques (déchets ligneux, résidus de l'exploitation agricole). Depuis plusieurs années, il présente une alternative économiquement viable aux sources d'énergie traditionnelles et est une des énergies renouvelables les moins coûteuses. A Vienne, en région Rhône-Alpes, le biogaz produit par le centre d'enfouissement technique sert à l'alimentation du groupe électrogène de la station d'épuration et intervient dans le processus d'un industriel.

LA VILLE

Ancienne capitale des Allobroges, Vienne fut conquise au I^{er} siècle av. J.C par les Romains et devint dès le V^e siècle le siège d'un puissant archevêché. L'implantation au XVII^e de la manufacture royale Charvet, spécialisée dans la draperie, marque le début de l'ère industrielle. L'essor économique au XIX^e est intimement lié au développement des industries du textile, du cuir et du papier, localisées sur les rives de la Gère. Avec 30.000 habitants, Vienne est devenu un centre industriel diversifié et une petite capitale administrative: Sous-Préfecture de l'Isère. La reconversion des friches industrielles du textile est en cours.



CONTEXTE

Une centre d'enfouissement technique a été ouvert en 1968 par la ville de Vienne, sur le talweg faisant limite entre Vienne et la commune voisine de Reventin Vaugris au lieu-dit de St Alban les Vignes. Un syndicat de commune, le Syndicat de Vienne et sa Région pour les Ordures Ménagères (SYVROM) a été crée en 1984, regroupant en 2001 23 communes pour 65.000 habitants. Les tonnages d'ordures ménagères et de déchets industriels banals (DIB) entrant s'élèvent actuellement à près de 50.000 tonnes/an. En 1993, un ensemble de puits captant le biogaz a été installé sur le site. Le biogaz ainsi récupéré était brûlé en torchère sur place. Cependant, la mesure des quantités et des compositions a fait apparaître une disponibilité de l'ordre de 500 Nm³/h avec un taux de méthane d'environ 40%. C'est ce constat qui a conduit à envisager une valorisation énergétique.

La recherche de débouchés pour cette énergie a abouti rapidement à prévoir l'alimentation de la station d'épuration qui est consommateur permanent d'électricité et qui prévoyait le séchage de ces boues. Dans un site proche à cette station se trouve une teinturerie importante qui consommait annuellement 26.000 MWh de gaz naturel et qui a accepté de prévoir une substitution de combustible.

Les rapports entre le Syndicat Mixte pour l'Exploitation de la Station d'Épuration de l'Agglomération Viennoise (SYSTEPUR), gérant de la station, et le SYVROM ont été facilités par le fait que les communes regroupées par le premier sont membres du second, et que les deux organisations fonctionnent en régie directe avec le même président.

EXPERIENCE DE VIENNE

Une étude confiée par le SYVROM à l'agence Rhonalpenergie-Environnement, dont la mission est d'aider les collectivités de Rhône-Alpes dans leur réflexion et dans le montage de projets concernant l'utilisation des énergies renouvelables ainsi que dans leur démarche auprès des maîtres d'ouvrage, a débuté en 1995. Dans un premier temps, elle prévoyait



Photo 1 : C.E.T. de St Alban les Vignes

une valorisation du biogaz sur place avec la production de l'énergie électrique et le chauffage des ateliers municipaux proches du site. Dans un même temps, le SYSTEPUR étudiait différentes possibilités de valorisation des boues de station d'épuration. Une option de séchage a été évoquée. Très vite, un rapprochement des deux études a abouti à l'élaboration d'un projet de valorisation multi-usages du biogaz à la station d'épuration de l'agglomération viennoise. Un autre utilisateur potentiel, la teinturerie SVTA, a manifesté son intérêt pour l'usage du biogaz dans son procédé de production de vapeur d'eau. Un premier dossier d'avant projet

sommaire a été soumis en 1996 aux partenaires potentiels que sont la région Rhône-Alpes et la délégation régionale de l'Ademe. Pour ce faire, les services techniques de la ville de Vienne se sont adjoint la collaboration de bureaux d'études spécialisés.

Les consultations ont été lancées en décembre 1998 pour différents lots devant concourir à la mise en place du système de valorisation. Il s'agissait :

- d'optimiser la collecte du biogaz dans une masse de déchets anciens et dans un casier. Cela se fait par la mise en place de vannes permettant des réglages précis de dépression et par des analyses régulières de la production de chaque file de captage. Les travaux de couverture finale sur le casier permettront, par ailleurs, d'améliorer ce captage en évitant des dispersions atmosphériques,
- de mettre en place une installation de compression et de déshumidification du biogaz en vue de son transport sur les lieux d'utilisation (la photo 1 représente cette installation munie de ses torchères de régulation),
- d'établir une conduite d'une longueur de 3,7 km par cheminement sous les voiries (nationales, communales et privées) afin d'approvisionner la teinturerie de biogaz,
- d'installer dans la teinturerie SVTA une chaudière biogaz d'une puissance de 2,09 MW et de capacité vapeur de 3 tonne/heure,
- de mettre en place un groupe électrogène d'une puissance de 469 kW sur le site de la station d'épuration,
- enfin, de mettre en place un système de gestion centralisée avec suivi des quantités de biogaz et des compositions.



Photo 2 : chaudière biogaz à l'usine

Les installations sont dimensionnées pour optimiser les utilisations du biogaz :

- le groupe électrogène ne doit fonctionner qu'en période d'hiver puisque l'énergie électrique est à un coût équivalent au prix de fonctionnement en été,
- pendant la période de fonctionnement du groupe, l'électricité excédentaire est revendue à EDF,

- en période d'été la chaudière peut consommer la quasi-totalité de la production de biogaz,
- il est prévu de sécher les boues de la station d'épuration dans un four dont l'énergie calorifique serait produite par le biogaz,
- le dimensionnement du groupe électrogène est tel qu'une installation de séchage des boues pourra être alimentée en électricité (motorisation),
- en cas de panne ou en période de non-consommation, la torchère existante brûlera le biogaz et une petite torchère complémentaire permettra la régulation du débit dans le réseau.



Photo 3 : groupe électrogène

Bilan financier

Le montant total des investissements nécessaires (y compris la chaudière à la teinturerie) à la mise en place des systèmes de valorisation est de 1,3 millions € HT, réparti de la façon suivante entre les deux syndicats intéressés :

- SYVROM qui capte, traite, transporte et vend le biogaz : 68%
- SYSTEPUR qui transforme cette énergie en électricité : 32%.

Les financements de l'opération sont les suivants :

La région Rhône-Alpes soutient le projet à hauteur de 30%, la subvention de L'ADEME s'élève à 43% et les 27% restant sont couverts par un emprunt. Le bilan est équilibré pendant la période de remboursement de l'emprunt (10 ans) et doit devenir bénéficiaire au delà de cette période.

Le biogaz est vendu au prix de 7,32 eurocentime/kWh.



Bilan environnemental

Le biogaz est de composition complexe et variable. En 1998, les analyses révélaient une teneur en H₂S de l'ordre de 2100 ppm. Il a été décidé de désulfurer le produit. Au fur et à mesure de l'avancement du projet, le taux d'H₂S évoluait à la baisse pour atteindre, en 2000, 800 ppm ce qui permet son utilisation sans prétraitement. En ce qui concerne le groupe électrogène, l'entreprise titulaire du marché s'engage à accepter un taux de H₂S allant jusqu'à 1500 ppm. Le classement des installations, au titre de la protection de l'environnement, a été réglé par une déclaration incluse au dossier d'exploitation d'un nouveau casier du centre d'enfouissement technique.

EVALUATION ET PERSPECTIVES

Les essais et la mise en service progressive de l'installation ont commencé début 2001. Le taux de valorisation du biogaz s'élève à 69%. Fin septembre 2001, toutes les installations fonctionnent: traitement, groupe électrogène et chaudière. Le gestionnaire est en train de mettre en place une gestion automatique centralisée de ces équipements pour assurer une valorisation maximum et respecter les priorités d'usage.

La valorisation multi-usages du biogaz du centre d'enfouissement technique de St Alban les Vignes combine des avantages à la fois sur le plan économique et environnemental :

- le prix du combustible biogaz étant deux fois moins cher que le gaz naturel, il offre aux industriels, qui utilisent encore ce dernier dans leur processus de fabrication, la possibilité de réaliser de grandes économies sur leur facture énergétique,
- en évitant la libération de méthane dans l'atmosphère, la combustion du biogaz a une action favorable sur l'effet de serre et permet des économies d'énergie fossile.

La valorisation du biogaz à Vienne fait appel aux technologies innovantes, permettant d'exploiter une source d'énergie renouvelable et locale tout en étant grâce aux subventions économiquement rentable. Une approche globale du problème et la concertation des différents acteurs intéressés en amont du projet a permis de trouver rapidement une solution commune et bénéfique à tous.

Malgré les avantages présentés, l'exploitation du potentiel énergétique représenté par le biogaz n'est encore que peu développée en France, si l'on compare avec les réalisations des pays scandinaves ou avec celles de l'Allemagne et de l'Autriche. L'obligation récente de collecter le biogaz dans les centres d'enfouissement et l'encouragement à le valoriser énergétiquement peuvent être le point de départ du développement d'une véritable filière industrielle.

Le choix de Vienne peut servir d'exemple et de démonstration pour d'autres localités souhaitant donner corps à leur politique de développement durable. D'autant plus que le potentiel de production de biogaz dans les Centres d'Enfouissement Technique (C.E.T.) de la seule région Rhône-Alpes est évalué à près de 10.000 m³ de CH₄/h.

POUR PLUS D'INFORMATIONS

M. J. Przybyłowski
SYVROM Services Techniques
Mairie de Vienne B.P. 126
38209 Vienne Cedex
Tél. : 04.74.78.31.06
Fax : 04.74.63.67.85
Mail : jacek.przybylowski@free.fr

Cette étude de cas a été réalisée par Energie-Cités en coopération avec les services techniques du Syndicat de Vienne et de sa Région pour les Ordures Ménagères. Elle a été financée par le programme ALTENER de la DG Energie et Transport de la Commission Européenne.

