



HAL
open science

Rejets urbains en temps de pluie (RUTP) : définition d'une stratégie de contrôle des événements pluvieux en temps de pluie faible : ville de Saint-Quentin (02)

Pierre Clauss

► To cite this version:

Pierre Clauss. Rejets urbains en temps de pluie (RUTP) : définition d'une stratégie de contrôle des événements pluvieux en temps de pluie faible : ville de Saint-Quentin (02). Sciences de l'ingénieur [physics]. 2020. dumas-03574832

HAL Id: dumas-03574832

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03574832>

Submitted on 15 Feb 2022

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

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

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Pierre CLAUSS

Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEEES)
Formation d'Ingénieur Par Apprentissage (FIPA)
Spécialité Hydraulique Urbaine (HU)
Promotion BRETAGNE 2017-2020

REJETS URBAINS EN TEMPS DE PLUIE (RUTP) :

DEFINITION D'UNE STRATEGIE DE CONTROLE DES EVENEMENTS PLUVIEUX EN TEMPS DE PLUIE FAIBLE - VILLE DE SAINT-QUENTIN (02)

Travail de Fin d'Etudes (TFE) réalisé de **mars à août 2020**
A L'Agence de l'Eau et de l'Assainissement (AEA)
De la Communauté d'Agglomération du Saint-Quentinois (CASQ)
A Saint-Quentin (02)

Mémoire rendu le **jeudi 1er octobre 2020**
Mémoire soutenu le **jeudi 15 octobre 2020**
Pour l'obtention du **diplôme d'ingénieur** de l'ENGEEES

Maître d'apprentissage : **Jérôme LASSEAUX**
Directeur de l'Agence de l'Eau et de l'Assainissement de la CASQ

Tuteur école : **Caty WEREY**
Ingénieur-chercheur UMR INRAE-ENGEEES GESTE

JURY : **Adrien WANKO NGNIEN** (ENGEEES) Rapporteur
 Benoît DUMOUT (ARTELIA) Examineur
 Christophe REISS (SIVOM MULHOUSE) Examineur

Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des personnes qui, de près ou de loin, directement ou indirectement, par leur bienveillance, leur enthousiasme, leur enseignement, leur aide précieuse en temps voulu, un simple commentaire ou la confiance qu'ils m'ont accordée, ont eu un impact positif sur le déroulement de mon parcours scolaire et professionnel.

J'éprouve à leur égard une profonde gratitude.

En particulier, je veux dire merci à :

Jérôme LASSEAUX
Nicolas DEVAUX
Stéphane DUBOIS
Romain CORDIER
Marine KURTIN
Bertrand JUNKER
Gwendoline BACHER
Arnaud UHLEN
Valérie FARLOTTI
Nicole GUYOT
Caty WEREY
Etienne DANTAN
Nathalie METTLING
Fabien RHINN
Jean-Bernard BARDIAUX
Jean-Nicolas BEISEL
Gilles ISENMANN
Paul BOIS
Khac DANG VU
Pierre-Luc REICHERT
Emile WISSLER
Ziyad DINIA
Lucas KINDERSTUTH
Simon HALLER

Rejets urbains en temps de pluie (RUTP) : définition d'une stratégie de contrôle des événements pluvieux en temps de pluie faible - ville de Saint-Quentin (02)

Urban discharges during rain events: definition of a control strategy of the rainfall events during light rain events - city of Saint-Quentin (02)

Résumé

Mots-clés | imperméabilisation des surfaces - rejets urbains en temps de pluie - pollution du milieu naturel - bassin de retenue-décantation des eaux pluviales - filtre planté de roseaux à écoulement vertical - techniques alternatives

Au 20^{ème} siècle, l'essor des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration marqua la standardisation de la collecte et du traitement des eaux usées, traduisant une avancée certaine en matière de salubrité publique et de protection de l'environnement. Désormais, au sein des villes, un nouveau défi environnemental s'impose, celui de la gestion et du traitement des eaux pluviales urbaines. Si, autrefois, le schéma traditionnel de collecte et d'évacuation des eaux pluviales au plus loin du centre-ville prévalait, le progrès scientifique et technique caractérisa les eaux pluviales urbaines comme vecteur d'une pollution manifeste (MES, DCO, DBO₅, micropolluants dont HAP et ETM). La communauté d'agglomération du Saint-Quentinois prévoit de répondre à ce nouvel enjeu par la gestion des rejets urbains en temps de pluie faible issus du bassin versant de Saint-Quentin, un bassin d'une surface active d'environ 220 hectares en raison de la forte imperméabilisation des surfaces. Le présent document ambitionne de répondre à la problématique de pollution du milieu naturel (cours d'eau de la Somme) par la mise en œuvre d'un ouvrage de collecte et de traitement des eaux pluviales urbaines de Saint-Quentin. Deux ouvrages extensifs furent étudiés : le bassin de retenue-décantation des eaux pluviales et le filtre planté de roseaux à écoulement vertical. A performances épuratoires quasiment équivalentes (taux d'abattement souhaité de 80% en MES), le choix du premier ouvrage apparaît ici justifié au regard des contraintes financières et de fonctionnement. La surface utile offerte par le site d'implantation prévu est suffisante pour le contrôle des événements pluvieux à l'échelle mensuelle, mais le contrôle plus ambitieux des événements pluvieux à l'échelle annuelle nécessite, en plus du bassin de retenue-décantation, l'intégration complémentaire de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur le bassin versant d'étude.

Abstract

Key words | impervious areas - urban discharges during rain events - environmental pollution - stormwater detention-settling basin - vertical flow constructed wetland - alternative techniques

In the 20th century, the development of sewerage systems and water treatment plants marked the standardisation of wastewater collection and treatment, reflecting a positive advance regarding public health and environmental protection. Now, within cities, a new environmental challenge is necessary concerning the urban stormwater management and treatment. If, in the past, the usual approach of collecting and draining the stormwater away from downtown prevailed, scientific and technical progress characterised stormwater as an evident pollution vector (SM, COD, BOD, micropollutants including PAH and MTE). The urban community of Saint-Quentin plans to meet the new environmental challenge with the management of the urban discharges during light rain events, coming from the watershed of Saint-Quentin, a watershed of around 220 hectares of active surface because of the highly impervious areas. This present document aspires to tackle the environmental pollution issue (Somme river) with the creation of a collection and treatment structure of urban stormwater of Saint-Quentin. Two structures were studied: the stormwater detention-settling basin and the vertical flow constructed wetland. For a similar performance level (abatement rate of 80% for SM), the choice of the first structure appears justified regarding the financial and functional constraints. The usable surface is adequate for the control of monthly rain events, but the more ambitious control of rain events on an annual basis needs, in addition to the stormwater detention-settling basin, the insertion of alternative techniques of stormwater management in the studied catchment area.

Table des matières

Liste des abréviations.....	7
Liste des figures.....	9
Liste des tableaux.....	10
Introduction	11
1. L'Agglomération du Saint-Quentinois	12
1.1. La fusion de deux territoires historiques.....	12
1.2. Hydrographie du territoire	12
2. Qualité des eaux et réglementation.....	13
2.1. La réglementation européenne et française	13
2.2. Evolution des critères d'évaluation de la qualité des eaux	14
3. Le bassin hydrographique Artois-Picardie.....	15
3.1. Un état des lieux préoccupant.....	15
3.2. Inventaire des pressions impactantes	16
4. Assainissement de la ville de Saint-Quentin	17
4.1. Un réseau d'assainissement collectif et séparatif	17
4.2. Contribution forte d'eaux usées dans le réseau d'eaux pluviales	18
5. Elaboration des schémas directeurs	19
5.1. Diagnostic du réseau d'assainissement.....	19
5.2. Evaluation de la conformité du réseau d'assainissement	21
5.2.1. Au regard des critères de l'arrêté du 21 juillet 2015.....	21
5.2.2. Au regard de l'approche de l'AERM	21
6. Objet du travail de fin d'études	24
6.1. Gestion qualitative des rejets urbains en temps de pluie	24
6.2. Définition des niveaux de services attendus	25
7. Stratégie de contrôle des évènements pluvieux.....	26
7.1. Caractéristiques du poste A.....	26
7.2. Problématique des déversements par temps de pluie.....	27
7.3. Niveaux de service attendus.....	28
8. Les rejets urbains en temps de pluie.....	30
8.1. Définition générale et programmes de recherche	30
8.2. Propriétés, effets et impacts des RUTP	31
8.3. Caractérisation des polluants émergents.....	33
8.3.1. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques	35
8.4. Dynamique des polluants globaux et prioritaires.....	37
8.4.1. Une forte variabilité des concentrations.....	37
8.4.2. Le phénomène de premier flot	39
8.4.3. Vitesse de chute des particules	40

9.	Traitement des rejets urbains en temps de pluie	42
9.1.	Description du site d'implantation	42
9.1.1.	Synthèse des contraintes du projet.....	42
9.1.2.	Topographie et géotechnique	44
9.1.3.	Quelle filière de traitement envisager ?.....	44
9.2.	Bassin de retenue-décantation.....	46
9.2.1.	Principes de fonctionnement	46
9.2.2.	Règles de conception et de dimensionnement	49
9.2.3.	Prétraitement et régulation du débit traversier	51
9.2.4.	Performances épuratoires attendues	55
9.2.5.	Plan du bassin de retenue-décantation projeté.....	57
9.2.6.	Règles de gestion et d'exploitation	58
9.2.7.	Métré, chiffrage et planning prévisionnel des travaux	58
9.3.	Filtre planté de roseaux	59
9.3.1.	Principes de fonctionnement	59
9.3.2.	Règles de conception et de dimensionnement	61
9.3.3.	Prétraitement et régulation du débit traversier	62
9.3.4.	Performances épuratoires attendues	64
9.3.5.	Plan du filtre planté de roseaux projeté.....	66
9.3.6.	Règles de gestion et d'exploitation	67
9.3.7.	Métré, chiffrage et planning prévisionnel des travaux	67
9.4.	Participations financières au projet de travaux.....	67
9.5.	Comparaison des deux filières projetées	68
9.6.	Une valorisation limitée des boues de curage.....	70
	Conclusion.....	71
	Références bibliographiques.....	72
	Annexes.....	74

Liste des abréviations

AAPC : Avis d'Appel Public à la Concurrence

ADEPTE : Aide au Dimensionnement pour la gestion des Eaux Pluviales par Traitement Extensif

AEA : Agence de l'eau et de l'assainissement

AEPC : Agence Européenne des Produits Chimiques

AIOT : Activités, Installations, Ouvrages, Travaux

APE : Agence de Protection de l'Environnement (Etats-Unis)

AEP / EU / EP: Alimentation en Eau Potable / Eaux Usées / Eaux Pluviales

AERM : Agence de l'Eau Rhin-Meuse

API : Aisne Partenariat Investissement

ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

BOAMP : Bulletin Officiel des Annonces des Marchés Publics

CASQ : Communauté d'Agglomération du Saint-Quentinois

CEMAGREF : Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts (IRSTEA depuis 2012)

CEREMA : Centre d'Etudes et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement

CERTU : Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques (CEREMA depuis 2013)

CHS : Charge Hydraulique Superficielle

CMR : Cancérogène, Mutagène et Reprotoxique

COD / COP : Carbone Organique Dissous / Carbone Organique Particulaire

COT : Carbone Organique Total

COV : Composés Organiques Volatils

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours

DCE : Directive-Cadre sur l'Eau

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DERU : Directive Eaux Résiduaires Urbaines

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSIL : Dotation de Soutien à l'Investissement Local

ECPM / ECPP : Eaux Claires Parasites Météoriques / Eaux Claires Parasites Permanentes

EH : Equivalent-Habitant

EPCI : Etablissement Public de Coopération Intercommunale

ESPRIT : Evaluation des Substances Prioritaires dans les Rejets Inhérents au Temps de pluie

ETM : Éléments Traces Métalliques

FEDER : Fonds Européen de Développement Régional

FPM / HPM : Faible Poids Moléculaire / Haut Poids Moléculaire

FSE : Fonds Social Européen

H₂S : Hydrogène Sulfuré

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

HMT : Hauteur Manométrique Totale

IBD : Indice Biologique Diatomées

IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivière

ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

IDF : Intensité-Durée-Fréquence

IOTA : Installations, Ouvrages, Travaux, Activités
IPR : Indice Poisson Rivière
INOGEV : Innovations pour la Gestion durable de l'Eau en Ville
IRSTEA : Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
JAL : Journal d'Annonces Légales
LEMA : Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques
LUMIEAU-Stra : LUTte contre les Micropolluants dans les EAUx urbaines à Strasbourg
MAMROT : Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire (Québec)
MAPA : Marché Public à Procédure Adaptée
MDDEFP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (Québec)
MES : Matières En Suspension
MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable
MMS / MVS : Matières Minérales Sèches / Matières Volatiles Sèches
MO : Matière Organique
NH₄⁺ : Ion Ammonium
NKJ : Azote Kjeldahl
NQE : Norme de Qualité Environnementale
ONEVU : Observatoire Nantais des Environnements Urbains
OPUR : Observatoire des Polluants Urbains
ORQUE : Opération de Reconquête de la QUALité de l'Eau
OTHU : Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine
PBDE : Polybromodiphényléther
PLU(i) : Plan Local d'Urbanisme intercommunal
PPRICB : Plan de Prévention du Risque Inondation et Coulée de Boue
PPRMT : Plan de Prévention des Risques liés aux Mouvements de Terrain
PSEE : Polluants Spécifiques de l'Etat Ecologique
P total : Phosphore total
REACH : Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
RAT / RAS : Retombées Atmosphériques Totales / Retombées Atmosphériques Sèches
RTS : Reprise de Temps Sec
RUTP : Rejets Urbains en Temps de Pluie
SDGEP : Schéma Directeur de Gestion des Eaux Pluviales
SEGTEUP : Systèmes Extensifs pour la Gestion et le Traitement des Eaux Urbaines de temps de Pluie
SEQ-Eau : Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau
STEP / STEU : Station d'Épuration / Station de Traitement des Eaux Usées
TFE : Travail de Fin d'Études
vH : vitesse de Hazen
VICAS : Vitesse de Chute en Assainissement
ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

Liste des figures

Figure 1. Localisation de Saint-Quentin (02)	12
Figure 2. Hydrographie de la ville de Saint-Quentin (02)	12
Figure 3. Localisation des points de déversement du réseau d'eaux pluviales de la ville de Saint-Quentin (02) .	18
Figure 4. Objectif de qualité d'un cours d'eau en période d'étiage (selon méthode AERM)	20
Figure 5. Identification des tronçons A, B, C, D et E en vue de l'approche AERM	21
Figure 6. Identification du bassin versant d'étude (220 ha de surface active) à Saint-Quentin (02)	24
Figure 7. Localisation sur carte topographique du poste A et de la STEU de Gauchy (02)	26
Figure 8. Architecture du poste A	26
Figure 9. Schéma de principe du poste A.....	27
Figure 10. Niveaux de service attendus pour un système d'assainissement par temps de pluie (CEREMA)	28
Figure 11. Dynamique de pollution (concentration et flux) en exutoire d'un réseau d'eaux pluviales	39
Figure 12. Localisation du site d'implantation prévu	42
Figure 13. Exemple d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales à Villers-Écalles (76)	46
Figure 14. Phénomènes en jeu dans un bassin de retenue-décantation.....	47
Figure 15. Dégrillage incliné à barreaux.....	51
Figure 16. Fonctionnement d'une vanne secteur	53
Figure 17. Coupe longitudinale d'un déversoir rectangulaire sans contraction latérale à crête épaisse	54
Figure 18. Plan de masse du bassin de retenue-décantation en eau projeté.....	57
Figure 19. Exemple d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical à Marcy-l'Etoile (69)	59
Figure 20. Coupe transversale d'un FPR à écoulement vertical pour le traitement des RUTP (SEGTEUP)	59
Figure 21. Plan de masse du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté.....	66

Liste des tableaux

Tableau 1. Etat des masses d'eau du bassin Artois-Picardie en 2017 (AEAP)	15
Tableau 2. Conformité des systèmes de collecte en temps de pluie (note technique du 7 septembre 2015)	19
Tableau 3. Limites entre classes d'état pour les paramètres DCO, DBO5 et NH4+ (arrêté du 27 juillet 2018)	22
Tableau 4. Diagnostic du cours d'eau tronçon A selon l'approche AERM (année 2018)	22
Tableau 5. Diagnostic du cours d'eau tronçon B selon l'approche AERM (année 2018)	22
Tableau 6. Diagnostic du cours d'eau tronçon C selon l'approche AERM (année 2018)	23
Tableau 7. Diagnostic du cours d'eau tronçon D selon l'approche AERM (année 2018)	23
Tableau 8. Diagnostic du cours d'eau tronçon E selon l'approche AERM (année 2018).....	23
Tableau 9. Vitesses de chute approximatives en fonction des dimensions de particules	41
Tableau 10. Performances épuratoires attendues pour un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales..	56
Tableau 11. Chiffrage du bassin de retenue-décantation en eau projeté	58
Tableau 12. Performances épuratoires attendues pour un FPRV pour le traitement des RUTP	65
Tableau 13. Chiffrage du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté	67
Tableau 14. Taux et montants prévisionnels des subventions attendues pour les opérations de travaux	68
Tableau 15. Comparaison des coûts d'investissement par poste des deux filières projetées	69

Introduction

Au 6^{ème} siècle avant notre ère, la construction du canal de la Cloaca Maxima ordonné par Tarquin l'Ancien dans la Rome antique marqua le début de l'Histoire de l'assainissement. Initialement prévu pour drainer et assécher les zones marécageuses afin de les rendre constructibles, ceci pour répondre à une urbanisation galopante de la capitale de l'Empire romain, la Cloaca Maxima devint quatre siècles plus tard le principal réseau d'égouts de la Rome antique. Le canal combina alors trois fonctions : la récupération des eaux pluviales, l'assainissement des marécages et l'évacuation des eaux usées.

Hélas, consécutivement à la chute de l'Empire romain, cet équipement public d'assainissement fut abandonné. En Europe, les eaux usées furent ainsi directement jetées dans la rue, provoquant dans le même temps des épidémies fréquentes. Ce n'est qu'au 13^{ème} siècle après J.-C. que les villes d'Europe occidentale commencèrent à se doter de réseaux de collecte des eaux usées et pluviales, mais le service de l'assainissement peina à s'imposer.

En effet, la situation d'insalubrité publique persista jusqu'au 19^{ème} siècle avec son lot d'épidémies de peste, de choléra et de typhus, démontrant la nécessité et l'urgence d'assainir les eaux usées. En adéquation avec les principes hygiénistes, c'est à Hambourg et à Londres que les premiers réseaux d'assainissement firent donc leur apparition, avant d'être étendus à l'ensemble des grandes villes d'Europe. Le programme d'installation des stations d'épuration (STEP) dans les années 1960 vint ensuite parachever les réseaux publics d'assainissement tels qu'on les connaît aujourd'hui.

Néanmoins, alors que les progrès considérables réalisés en assainissement ont permis aux villes de recouvrer et d'installer dans le temps une situation de salubrité publique, la société voit éclore aujourd'hui un nouveau défi majeur qu'est celui de la préservation voire de la reconquête de la qualité du milieu naturel venant s'inscrire dans le prisme large de la protection de l'environnement.

Cet objectif vise autant les eaux usées ainsi que les rejets d'eaux pluviales urbaines, ces derniers désignés comme rejets urbains en temps de pluie (RUTP). Au sein de l'Union européenne, cet objectif déjà mentionné dans la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU) du 21 mai 1991 a été renforcé par la directive-cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 en termes d'obligation de résultats et du maintien du bon état écologique et chimique des eaux de surface et souterraines.

La ville de Saint-Quentin (02), comptant la plus importante population du département de l'Aisne (02), n'a pas dérogé au schéma d'aménagement monoteknique traditionnel du tout-tuyau qui prévalu en matière d'assainissement des eaux pluviales jusque dans les années 1990. Il en résulte une dégradation physico-chimique (paramètres globaux dont MES, DOC, DBO₅) et chimique (micropolluants dont HAP) quasi systématique de la Somme en son cours supérieur par les RUTP. C'est dans ce cadre que le présent travail de fin d'études (TFE) ambitionnera de répondre à la problématique de gestion des eaux pluviales urbaines de la ville.

Le déroulement du TFE suivra les étapes classiques de résolution d'un problème s'agissant d'abord d'un état des lieux par la présentation du site, de son environnement, de son fonctionnement et du contexte réglementaire (cf. 1., 2., 3., 4.). Le diagnostic du système d'assainissement de la ville de Saint-Quentin (02) mené par un prestataire de services soulèvera la problématique associée aux rejets urbains en temps de pluie (cf. 5.). S'ensuivra le plan d'action envisagé (cf. 6.), objet principal du TFE, avec la présentation des solutions projetées, chacune suffisamment détaillée afin de confier au maître d'ouvrage une aide réelle à la décision (cf. 9.).

Afin d'apprécier au mieux la problématique des rejets urbains en temps de pluie, ce travail reposera sur plusieurs références bibliographiques permettant de caractériser les propriétés de ce type d'effluents (cf. 8.) pour ainsi préciser une solution technique adaptée. On notera que l'émergence des micropolluants soulève de nouveaux défis dans la reconquête de la qualité du milieu naturel. Le présent TFE s'attachera prioritairement à la conception et au dimensionnement d'un ouvrage centralisé de gestion (collecte et traitement) des eaux pluviales urbaines. Néanmoins, une réflexion plus globale pourra être de mise, concernant l'intégration de techniques alternatives ou l'évolution de la politique de gestion des eaux pluviales.

1. L'Agglomération du Saint-Quentinois

1.1. La fusion de deux territoires historiques

Saint-Quentin est une commune française située dans le département de l'Aisne (02), en région Hauts-de-France (figure 1). Comptant près de 55 000 habitants pour une superficie de 22,5 km², Saint-Quentin est la commune la plus peuplée du département dont elle est une sous-préfecture.



Figure 1. Localisation de Saint-Quentin (02)

Depuis le 1^{er} janvier 2017 et faisant suite à la promulgation de la loi NOTRe (Nouvelle Organisation Territoriale de la République), la commune fait désormais partie de la Communauté d'Agglomération du Saint-Quentinois (CASQ), fusion de la Communauté d'Agglomération de Saint-Quentin et de la Communauté de Communes du Canton de Saint-Simon (C32S), aboutissant au regroupement de 39 communes comptant près de 85 000 habitants pour une superficie de 293,5 km² (Annexe 1).

L'EPCI (Etablissement Public de Coopération Intercommunale), dont Saint-Quentin en est le siège, est doté de 27 compétences (Annexe 2) qui relèvent de missions de service public parmi lesquelles la gestion de l'eau et de l'assainissement qui est assurée par l'une de ses directions opérationnelles : l'Agence de l'Eau et de l'Assainissement (AEA). Celle-ci, qui compte près de 70 agents, opère soit en régie directe, soit en délégation de service public avec des opérateurs privés.

A la rédaction du présent document, je suis lié à l'Agglomération du Saint-Quentinois et particulièrement à l'Agence de l'Eau et de l'Assainissement par un contrat d'apprentissage établi dans le cadre du suivi de la formation d'ingénieur par apprentissage (FIPA) à l'École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), s'étalant sur une durée de trois ans, de 2017 à 2020.

1.2. Hydrographie du territoire

Le territoire de l'Agglomération du Saint-Quentinois est essentiellement traversé par deux cours d'eau : le fleuve de la Somme et le canal de Saint-Quentin (figure 2).



Figure 2. Hydrographie de la ville de Saint-Quentin (02)

La Somme prend sa source sur la commune de Fonsomme, située à quelques kilomètres seulement au nord-est de la commune de Saint-Quentin. La longueur de son cours est de 245 km jusqu'à son embouchure dans la Manche par la baie de Somme (*Annexe 3*), embouchure caractérisée par un débit hydrologique moyen interannuel d'environ 35 m³/s. Comme de nombreux cours d'eau, la Somme fit aussi l'objet de multiples travaux de recalibrage et de rectification dont les premiers débutèrent en 1777 par arrêté du conseil du roi Louis XVI. Autrefois utilisé pour le transport fluvial, l'activité marchande n'a cessé de décroître, laissant place aux bateaux de plaisance.

Hydrographiquement, la Somme fait partie du bassin Artois-Picardie (*Annexe 4*), situé à l'amont de 2 districts hydrographiques internationaux : Escaut et Meuse (partie Sambre). Couvrant jusqu'à 3,6% de la superficie (20 000 km²) du territoire national, il est le plus petit des six bassins métropolitains, caractérisé par un relief peu marqué (altitude moyenne s'élevant à 150 mNGF) et 8 000 kilomètres de cours d'eau aux débits relativement faibles, les exposant alors d'autant plus à une dégradation de leur qualité. Les rivières au sud-ouest se jettent in fine dans la Manche tandis que celles au nord-est rejoignent la Belgique puis la Mer du Nord.

Le bassin Artois-Picardie compte une population d'environ 4,8 millions d'habitants (75% en zone urbaine et 25% en zone rurale) pour une densité de 238 hab/km², soit deux fois supérieure à la moyenne nationale. Portant encore la mémoire d'un lourd passé industriel (principalement des secteurs du charbon, de la métallurgie et du textile) dont le déclin fut concomitant avec le processus de mondialisation, le territoire reste fortement marqué par les activités humaines et des pressions associées. L'eau potable qui alimente les activités domestiques et industrielles provient essentiellement de l'eau souterraine, prélevée à hauteur de 93%.

En outre, le territoire de l'Agglomération du Saint-Quentinois est traversé par le canal de Saint-Quentin, long de 92,5 km et qui assure la jonction entre l'Oise, la Somme et l'Escaut, mettant en relation le Bassin parisien, le Nord de la France et la Belgique. Le canal, dont les travaux s'achevèrent en 1809 sous ordre de Napoléon 1^{er}, a notamment connu un trafic intense servant au transport de matières premières et de denrées alimentaires vers Paris jusqu'en 1966, date de l'ouverture du canal du Nord.

Autrefois, ces cours d'eau étaient seulement considérés comme des voies de communication d'intérêt commercial. Désormais, la prise en compte des enjeux environnementaux, d'abord initiée par quelques écrivains, scientifiques et agronomes isolés de la première moitié du 20^{ème} siècle avant de véritablement s'imposer comme un sujet de société, soulève la problématique particulière de qualité des cours d'eau et plus généralement de celle de l'ensemble des ressources en eau.

2. Qualité des eaux et réglementation

2.1. La réglementation européenne et française

En Europe, la protection des milieux aquatiques continentaux est une préoccupation depuis les années 1970. En 1976, la directive 76/464/CEE relative à la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique fut la première directive-cadre visant la protection des milieux naturels pour les Etats membres. Dans un souci de clarté et de rationalité, la directive 2006/11/CE vint procéder à la codification de la directive 76/464/CEE en dressant deux listes de substances dangereuses, la première conférant à l'élimination des substances prioritaires visées dans les eaux, la seconde à la réduction progressive des substances visées dans les eaux.

En 1991, deux directives majeures furent adoptées. La Directive 91/271/CEE ou Directive ERU relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, imposant la collecte et le traitement des eaux usées selon différents niveaux de traitement en fonction de la taille des agglomérations d'assainissement et de la sensibilité du milieu récepteur. Puis de façon plus particulière, la Directive 91/676/CEE, dite directive nitrates, relative à la protection des eaux aussi bien superficielles que souterraines contre la pollution par les nitrates d'origine agricole, notamment responsable du phénomène d'eutrophisation (voire dystrophisation) des milieux et des habitats.

Adoptée le 23 octobre 2000 par le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne, la directive 2000/60/CEE, dite directive-cadre sur l'eau, est aujourd'hui l'élément majeur de la réglementation européenne concernant la protection des ressources en eau, qu'elles soient superficielles, souterraines, de transition ou

côtières contre la pollution. Cette directive introduisit la notion de masse d'eau, s'agissant par définition d'une « portion de cours d'eau, canal, aquifère, plan d'eau ou zone côtière homogène ». Chacune de ces masses d'eau issues du découpage élémentaire des milieux aquatiques devint une unité d'évaluation de la directive-cadre sur l'eau. On distingue les masses d'eau de surface (parties distinctes et significatives des eaux de surface) des masses d'eau souterraines (volumes distincts d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou plusieurs aquifères).

La pollution, au sens de la directive 2000/60/CE, désigne l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres dépendant directement des écosystèmes aquatiques, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier.

Plusieurs directives filles furent ensuite adoptées dont la directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau pour la liste de 33 substances prioritaires et substances dangereuses prioritaires identifiées (parmi plus de 100 000 substances chimiques référencées dans l'inventaire européen des produits chimiques commercialisés). La directive 2013/39/UE vint modifier les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en introduisant 12 nouvelles substances prioritaires portant le nombre de celles-ci à 45 (dont 21 identifiées comme substances dangereuses prioritaires) et pour lesquelles les Etats membres doivent respecter les NQE.

En droit français, la DCE fut transposée par la loi du 21 avril 2004 et renforcée par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006, rénovant le cadre global défini par les lois du 16 décembre 1964 et du 3 janvier 1992 en apportant les outils nécessaires à l'atteinte du bon état des masses d'eau. La LEMA reprit les principes de la DCE visant notamment à protéger l'environnement via la prévention et la réduction de la pollution des masses d'eau, à savoir l'amélioration de l'état des écosystèmes aquatiques via des plans de gestion correspondant aux SDAGE (Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux) à l'échelle des districts hydrographiques, ensuite particulièrement déclinés en SAGE (schémas d'aménagement et de gestion des eaux) à plus petite échelle.

Avec pour objectif initial de l'atteinte du bon état des masses d'eau européennes en 2015, force est de constater que cet objectif fort ambitieux n'a pas pu être complètement tenu. En 2015, en France, parmi les 10 706 masses d'eau cours d'eau, seules 62% furent reconnues en bon état chimique au regard des normes de qualité environnementale (*Annexe 5*), et seulement 44,8% atteignirent au moins le bon état écologique (*Annexe 6*), mesuré par rapport à une situation dite de référence où l'influence de l'activité anthropique serait minimale voire nulle.

Devant la difficulté des Etats membres à remplir ces objectifs au terme du 1^{er} cycle (2010-2015), la DCE a donc prévu la mise en œuvre de cycles supplémentaires avec des reports d'échéance fixés à 2021 ou 2027 pour parvenir au bon état des masses d'eau. Chaque cycle conduit à la rédaction d'un SDAGE qui planifie et fixe les grandes orientations stratégiques à mener pour une gestion durable de la ressource en eau, celles-ci déclinées en un programme de mesures (PDM) environnementales clés à réaliser pour atteindre les objectifs définis dans le SDAGE. Pour chaque cycle, un état des lieux est préalablement réalisé pour pouvoir adapter le SDAGE et le PDM en fonction des travaux effectués et de la réponse des milieux.

2.2. Evolution des critères d'évaluation de la qualité des eaux

Depuis la loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution régissant la gestion des ressources en eau en France, différents outils d'évaluation de la qualité des eaux se succédèrent, et ce pour les différents éléments de qualité qui ont été suivis dans le cadre des réseaux de mesures. Par ailleurs, du point de vue de la terminologie, La DCE introduit désormais la notion d'évaluation non plus de la « qualité » mais de l'« état » des eaux. Cet état est défini comme étant la situation la plus déclassante entre un état chimique se rapportant à des normes de qualité environnementale de certaines substances dites « prioritaires » et « dangereuses prioritaires », puis un état écologique reposant sur une évaluation des éléments suivants :

- **indicateurs biologiques** relatifs aux peuplements de végétaux (Indice Biologique Diatomées ou IBD, Indice Biologique Macrophytique en Rivière ou IBMR), d’invertébrés (Indice Biologique Global Normalisé ou IBGN) et de poissons (Indice Poisson Rivière ou IPR) ;
- **polluants spécifiques de l’état écologique** (PSEE) s’agissant de polluants non synthétiques (zinc, arsenic, cuivre, chrome) et synthétiques (essentiellement des pesticides) ;
- **paramètres physico-chimiques** soutenant la biologie s’agissant de 5 éléments généraux de qualité dont le bilan d’oxygène (oxygène dissous, taux de saturation, DBO5 ou Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours, COD ou Carbone Organique Dissous), la température, la concentration en nutriments, l’acidification et la salinité ;
- **paramètres hydromorphologiques** si susceptibles de compromettre la qualité biologique.

L’objectif de bon état écologique est défini comme un écart « léger » à une situation de référence correspondant à des milieux non ou très faiblement impactés par l’activité humaine. Précisons que les masses d’eau souterraines sont non évaluables au regard de l’état biologique, c’est pourquoi l’état quantitatif vient compléter l’évaluation de la masse d’eau avec l’état chimique.

L’évolution des critères d’évaluation de la qualité des eaux au fil des années ne permettent pas toujours de mettre en évidence les progrès accomplis, mais le suivi des paramètres au cours du temps et selon la même grille de lecture, que ce soit notamment pour les critères issus de la Grille 71 ou du Système d’Evaluation de la Qualité des eaux (SEQ-Eau), démontre que ces progrès sont bien visibles sur le long terme. Même depuis l’introduction des objectifs fixés par la DCE, les critères d’évaluation de l’état des eaux ont eux aussi évolué d’un cycle au suivant. En effet, si les règles d’évaluation de l’état des eaux de surface sont définies au niveau national par un arrêté ministériel du 25 janvier 2010 (relatif aux méthodes et critères d’évaluation de l’état écologique, de l’état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface), cet acte administratif a ensuite successivement été modifié par les arrêtés du 8 juillet 2010, du 8 juillet 2011, du 27 juillet 2015 et plus récemment du 28 juillet 2018.

Si, aujourd’hui, l’impact des rejets d’assainissement de la ville de Saint-Quentin est négligeable au regard de l’état écologique et chimique du canal de Saint-Quentin, leur importance relative devient significative au regard de l’état écologique et chimique du cours d’eau de la Somme, d’autant que le fleuve prend sa source à quelques kilomètres seulement de la zone urbaine de Saint-Quentin, à Fonsomme.

3. Le bassin hydrographique Artois-Picardie

3.1. Un état des lieux préoccupant

Tableau 1. Etat des masses d'eau du bassin Artois-Picardie en 2017 (AEAP)

Masses d'eau ...	État										Nombre de masse d'eau
	Écologique						Chimique		Quantitatif		
	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Inconnu	Bon	Mauvais Médiocre	Bon	Médiocre	
... cours d'eau	-	14	29	13	10	-	-	66			66
... plans d'eau	-	1	3	1	-	-	-	5			5
... de transition	-	-	-	1	-	3	-	4			4
... côtières	-	4	1	-	-	-	5	-			5
Eaux de surface	-	19	33	15	10	3	5	75			80
... souterraines							5	12	16	1	17
Artois-Picardie	-	19	33	15	10	3	10	87	16	1	97
	-	24%	41%	19%	12%	4%	10%	90%	94%	6%	100%

Concernant le bassin hydrographique Artois-Picardie, les conclusions publiées en 2019 (cycle de gestion 2016-2021) de l'état des lieux mené de 2015 à 2017 sur les 66 masses d'eau cours d'eau renseignèrent notamment sur l'atteinte du bon état écologique pour seulement 21% d'entre elles (soit 14 sur 66). Pire, aucune des masses d'eau cours d'eau n'atteignit le bon état chimique. A propos des 17 masses d'eau souterraines répertoriées, 16 d'entre elles atteignirent un bon état quantitatif mais seulement 5 (soit 29%) présentèrent un bon état chimique. Globalement, sur les 97 masses d'eau identifiées dans le bassin hydrographique, 24% d'entre elles parvinrent au bon état écologique, contre seulement 10% pour le bon état chimique (*tableau 1*).

Pour le cours d'eau de la Somme, le rapport renseigna pour l'année 2017 sur un état biologique moyen ainsi qu'un état physico-chimique moyen, toutefois sans prendre en compte les polluants spécifiques de l'état écologique. Ainsi, d'un état écologique moyen pour le cours d'eau, celui-ci se vit déclassé en mauvais état après l'intégration des polluants spécifiques. Quant à l'état chimique pour la même année, l'état des lieux conclut sur le mauvais état de la Somme, avec ou hors substances ubiquistes. Par définition, les substances ubiquistes correspondent aux substances actuellement présentes dans les milieux aquatiques et ce à des concentrations supérieures aux NQE. Susceptibles d'être détectées pendant des décennies dans l'environnement aquatique, les substances ubiquistes sont régulièrement responsables de la dégradation et du déclassé de l'état des masses d'eau. Le résultat des mesures éventuellement conduites à leur égard n'est généralement pas observable à l'échelle d'un cycle de gestion DCE.

Plus localement, au niveau du territoire artificialisé de Saint-Quentin, les stations de mesure permettent de rendre compte de l'incidence de la zone urbaine sur la qualité de cours d'eau. En amont direct de la ville de Saint-Quentin, la station de Morcourt témoignait d'un état écologique médiocre en raison de l'ichtyofaune recensée. Le bon état était atteint pour les polluants spécifiques de l'état écologique. L'état chimique était quant à lui qualifié de mauvais en raison du déclassé exclusivement lié aux HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), dont la CMA (Concentration Moyenne Annuelle) de certaines substances dépassait celle fixée par les NQE. Cet état chimique devenait alors bon sans prise en compte des substances ubiquistes. Notons qu'en raison de la nature de la masse d'eau, s'agissant d'une portion du cours d'eau située à proximité de la source, l'évaluation de la flore aquatique par l'IBMR n'a pas été réalisée.

En aval direct de la ville de Saint-Quentin, la station de Gauchy révélait en revanche l'atteinte du bon état écologique du cours d'eau. Néanmoins, il convient de prendre ce résultat avec précaution en raison de l'absence de données sur quatre éléments de qualité biologique s'agissant des macro-invertébrés, des poissons, des macrophytes et des polluants spécifiques. Quant à l'état chimique, celui-ci était encore qualifié de mauvais, un déclassé une nouvelle fois causé par la présence de HAP en concentrations supérieures aux NQE.

Autrement, le fossé des Allemagnes, petit affluent de la Somme et milieu récepteur des rejets de station d'épuration de la ville de Saint-Quentin, présentait un état écologique globalement médiocre pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques, les paramètres de l'état biologique n'ayant pas été évalués. L'état chimique était qualifié de mauvais en raison de la présence de HAP. Puis, le canal de Saint-Quentin présentait, en amont et en aval de Saint-Quentin, un potentiel écologique moyen déclassé à cause de son bilan en oxygène, puis un état chimique mauvais toujours en raison de la contamination des eaux par les HAP.

3.2. Inventaire des pressions impactantes

La dégradation de l'état des masses d'eaux, à la fois pour l'ensemble du bassin hydrographique Artois-Picardie puis particulièrement de la Somme, est la résultante de pressions dites impactantes s'exerçant sur les ressources en eau. Notons que les pressions sont non déterministes, c'est-à-dire qu'une pression d'amplitude relativement faible engendrée par une activité ne signifie pas pour autant qu'elle sera non-impactante sur l'environnement. De la même manière, une pression de forte amplitude n'est pas nécessairement impactante pour le milieu. Dans notre cas, les pressions impactantes sont diverses et identifiées comme suit :

- **Pression atmosphérique** : l'ensemble des masses d'eau de surface continentales est déclassé par les HAP dont le fluoranthène. La piste de l'origine atmosphérique des HAP est privilégiée avec comme source principale la combustion incomplète de combustibles fossiles issus des gaz d'échappement de véhicules diesels, du chauffage au feu de bois ou encore des incinérateurs d'ordures ménagères. Avant de se déposer sur les sols, les HAP peuvent parcourir plusieurs dizaines de kilomètres ;

- **Pression domestique** : en assainissement collectif, la pression domestique est d'autant plus impactante que la zone est densément peuplée et imperméabilisée. En cause, une mauvaise gestion des eaux pluviales et de défauts de desserte ou de raccordement. Les rejets de stations de traitement des eaux usées (STEU) participent aussi à cette pression domestique. L'impact se traduit principalement par une pollution en matière organique et en nutriments, puis bactériologique. Dans une moindre mesure, l'assainissement non collectif exercerait aussi une pression impactante en raison de la non-conformité et du manque de performances de certaines installations ;
- **Pression industrielle** : en raison des activités économique telles que le secteur de l'agro-alimentaire, de la sidérurgie ou de la chimie. Cette pression semble être impactante au regard de l'état écologique (pollution par la matière organique et les nutriments) et chimique (micropolluants) des eaux de surface. La Somme amont fait notamment partie des secteurs particulièrement impactés par cette pression industrielle. Le sous-sol du territoire étant constitué en grande partie (75% de la superficie du bassin) de craie perméable du Crétacé supérieur, les eaux souterraines subissent aussi l'impact des macro et micropolluants ;
- **Pression agricole** : les activités agricoles sont identifiées comme impactant de manière diffuse et chronique l'environnement par une pollution physico-chimique liée aux nutriments et aux matières organiques, ainsi que chimique par les pesticides ;
- **Pression issue des prélèvements** : étant donné que l'ensemble des territoires recouvrant la nappe de la craie libre est régi par une relation nappe/rivière importante, les prélèvements qui ont lieu dans les eaux souterraines (ayant une incidence sur l'état quantitatif) impactent quasi directement les eaux de surface dépendantes ;
- **Pression issue de la navigation** : incluant les activités économiques portuaires, le transport fluvial ainsi que les activités de navigation récréatives. L'impact provoqué est essentiellement chimique avec une accumulation des sédiments par les HAP et les métaux ;
- **Pression hydromorphologique** : impactant essentiellement les eaux de surface continentales sur leur état biologique en raison de la transformation des habitats, plutôt que leur état physico-chimique et encore moins chimique.

Précisions que les différents impacts recensés sur l'environnement sont causés par les pressions actuellement exercées mais aussi passées et qui, aujourd'hui, n'ont plus effectivement de force motrice associée. Ces pressions dites historiques peuvent par exemple recouvrir une ancienne pollution diffuse et chronique d'origine agricole aux substances phytosanitaires désormais interdites, ou ponctuelle d'origine industrielle avec une contamination chronique des sols par relargage de substances chimiques.

Depuis sa création en 1967 (instituée par la loi sur l'eau du 16 décembre 1964 et précisée par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992), l'Agence de l'Eau Artois-Picardie (AEAP) s'est engagée dans les opérations de reconquête de la qualité de l'eau (ORQUE) et des milieux aquatiques ; des milieux fortement altérés en raison du lourd passé industriel ainsi que d'une forte densité urbaine sur le territoire. Avec le lancement de son 11^{ème} programme d'intervention (2019-2024) pour un montant de 1,198 milliards d'euros en prévision du programme de mesures, l'AEAP affiche une politique résolument ambitieuse et volontariste dans le financement des projets sur l'eau et la biodiversité « partout où sert la vie ».

4. Assainissement de la ville de Saint-Quentin

4.1. Un réseau d'assainissement collectif et séparatif

Pour la ville de Saint-Quentin, les habitations sont majoritairement placées en zonage d'assainissement collectif. Au sein de celui-ci, le réseau d'assainissement est qualifié de séparatif où les foyers sont desservis par des réseaux publics distincts de collecte des eaux usées et pluviales. L'ensemble des eaux usées collectées est acheminé vers deux postes de refoulement (*Annexe 7*) :

- **Poste A** vers lequel s'écoule les eaux usées de la ville de Saint-Quentin située en rive droite de la Somme et du canal de Saint-Quentin, par les branches 1 et 2. Les eaux usées sont ensuite refoulées vers la STEU de Gauchy (02) par l'intermédiaire de deux conduites de refoulement placées en parallèle ;
- **Poste B**, situé en tête de la STEU de Gauchy, vers lequel s'écoule les eaux usées de la ville de Saint-Quentin située en rive gauche de la Somme et du canal de Saint-Quentin, par la branche 3.

La station de traitement des eaux usées de Gauchy est implantée en rive gauche de la Somme et du canal de Saint-Quentin, près d'une zone considérée marécageuse. Elle présente une capacité de traitement de 151 000 EH (Equivalent-Habitant). Son rejet rejoint le Fossé des Allemagnes, affluent de la Somme. Le débit moyen arrivant à la station est environ de 560 m³/h (données 2018), soit un volume journalier transitant d'environ 13 500 m³/j.

4.2. Contribution forte d'eaux usées dans le réseau d'eaux pluviales

Concernant le réseau d'eaux pluviales, celui-ci présente divers points de rejet, à la fois dans le canal de Saint-Quentin mais aussi dans la Somme, en rive droite comme en rive gauche. Cependant, le réseau d'eaux pluviales fait aussi l'objet pour partie d'une reprise de temps sec (RTS), en raison d'une contribution d'eaux résiduaires urbaines dans les collecteurs d'eaux pluviales, essentiellement du fait de l'existence non négligeable de mauvais raccordements des réseaux privés. En cause, une lacune autrefois manifeste d'information aux usagers combinée à une politique de contrôle de conformité des installations déployée trop tardivement, celle-ci accompagnée de sanctions peut-être insuffisamment contraignantes pour les usagers. L'ensemble des points de déversement de la ville de Saint-Quentin a été répertorié (figure 3), s'agissant des déversoirs d'orage, des trop-pleins de stations de refoulement et des reprises de temps sec.

Au regard de la menace associée au rejet direct de la contribution d'eaux usées dans le réseau d'eaux pluviales, essentiellement en termes de qualité sur le milieu récepteur, le poste A fait l'objet d'une architecture pour le

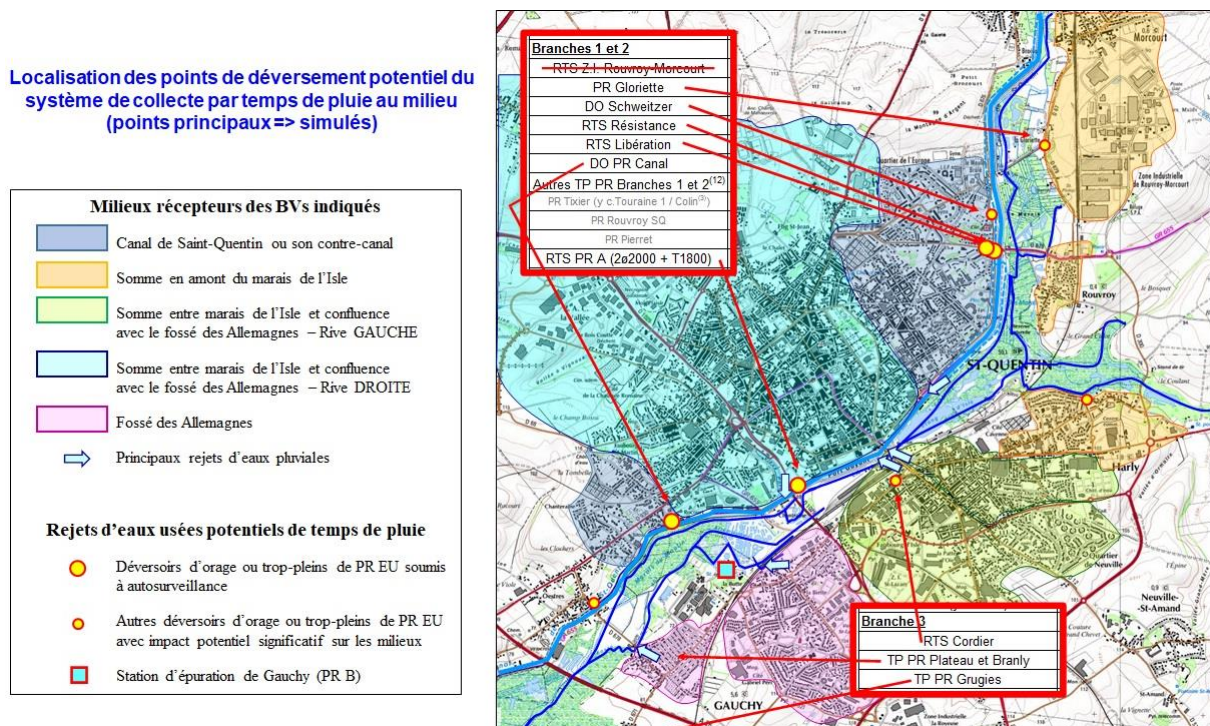


Figure 3. Localisation des points de déversement du réseau d'eaux pluviales de la ville de Saint-Quentin (02)

moins particulière où l'ensemble des eaux usées et pluviales converge vers un ouvrage comprenant une bache d'eaux usées (collectant directement les effluents provenant du réseau d'eaux usées via deux collecteurs DN600) ainsi qu'un chenal d'eaux pluviales (collectant directement les effluents provenant du réseau d'eaux pluviales via deux collecteurs DN1800 et un collecteur DN1500). Ces deux compartiments sont reliés par un canal permettant l'écoulement des eaux pluviales vers la bache d'eaux usées par l'intermédiaire de vannes batardeaux.

Quant au poste B, celui-ci ne collecte en l'état que les effluents issus du réseau d'eaux usées, abandonnant alors la contribution d'eaux résiduaires urbaines dans le réseau d'eaux pluviales drainant essentiellement la commune de Gauchy, les effluents se rejetant alors directement dans milieu récepteur, à savoir le Fossé des Allemagnes. A bien des égards donc, le réseau public d'assainissement de Saint-Quentin peut être confondu avec un réseau d'assainissement unitaire ou pseudo séparatif, d'autant plus que plusieurs ouvrages de type déversoir d'orage sont implantés sur celui-ci, notamment au niveau des reprises de temps sec.

5. Elaboration des schémas directeurs

Par suite de la fusion des deux structures intercommunales au 1^{er} janvier 2017, l'Agglomération du Saint-Quentinois a décidé de procéder à la réalisation de nouveaux schémas directeurs en assainissement (gestion des eaux usées et des eaux pluviales) et en eau potable afin de dresser l'état des lieux des installations, comprendre le fonctionnement des réseaux et en établir un diagnostic précis, ceci pour élaborer un programme pluriannuel et hiérarchisé d'actions destinées à améliorer la gestion de tels systèmes.

La réalisation de ces schémas directeurs a été confiée, via les procédures en vigueur de marchés publics en matière de services, à EC.EAU et SEPIA CONSEILS, respectivement pour les volets « eaux usées » et « eaux pluviales », puis au CABINET MERLIN pour le volet « eau potable ». Evidemment, l'élaboration des schémas directeurs de gestion des eaux pluviales et des eaux usées a été menée en étroite concertation entre les deux bureaux d'études avec pour objectif l'harmonisation des orientations stratégiques qui en découlent.

5.1. Diagnostic du réseau d'assainissement

Le réseau d'assainissement de l'ensemble du territoire historique de l'Agglomération du Saint-Quentinois a fait l'objet d'un diagnostic de leur état, notamment au regard de l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅. Il fixe les prescriptions techniques s'appliquant aux maîtres d'ouvrages pour la mise en œuvre d'une gestion rigoureuse du patrimoine de l'assainissement conformément aux enjeux relatifs à la directive sur les eaux résiduaires urbaines qui impose des obligations de collecte et de traitement des eaux usées mélangées ou non aux eaux de pluie.

Cet arrêté remplace celui du 22 juin 2007. Parmi les modifications apportées figure celle relative à l'amélioration de la lisibilité des prescriptions en termes d'autosurveillance. Sont désormais soumis à autosurveillance les déversoirs d'orage situés à l'aval d'un tronçon destiné à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure ou égale à 120 kg/j de DBO₅. Cette autosurveillance consiste à mesurer le temps de déversement journalier et estimer les débits déversés par les déversoirs d'orage surveillés. L'arrêté précise en outre qu'un trop-plein de poste de pompage situé à l'aval d'un secteur desservi en tout ou partie par un réseau de collecte unitaire est également considéré comme un déversoir d'orage.

La note technique du 7 septembre 2015 relative à la mise en œuvre de certaines dispositions de l'arrêté du 21 juillet 2015 prévoit que la conformité du système de collecte par temps de pluie (*tableau 2*) sera à choisir parmi les trois critères suivants :

Tableau 2. Conformité des systèmes de collecte en temps de pluie (note technique du 7 septembre 2015)

3 critères possibles	1) Flux déversés	< 5% des flux produits	Pour l'ensemble des DO soumis à AS
	2) Volumes déversés	< 5% des volumes produits	
	En moyenne quinquennale	3) Nombre de déversement	< 20j calendaires / an / DO

- **5% en volume** : les rejets par temps de pluie représentent moins de 5% des volumes d'eaux usées produits par l'agglomération d'assainissement durant l'année (totalisant les volumes aux points réglementaires A1, A2 et A3 du code Sandre) ;

- **5% en flux de pollution** : les rejets par temps de pluie représentent moins de 5% des flux de pollution produits par l'agglomération d'assainissement durant l'année (totalisant les flux de pollution aux points réglementaires A1, A2 et A3 du code Sandre) ;
- **20 déversements** : moins de 20 jours de déversements ont été constatés durant l'année au niveau de chaque déversoir d'orage soumis à autosurveillance réglementaire (points réglementaires A1).

Notons que les eaux usées comprennent les eaux usées domestiques ou le mélange des eaux usées domestiques avec, par exemple, les eaux claires parasites (ECP), les eaux pluviales (eaux de ruissellement collectées résultant des précipitations atmosphériques), les eaux assimilées domestiques et les eaux usées non domestiques. On notera que parmi ces trois critères, seul celui des 5% en flux de pollution s'intéresse directement à la problématique de la pollution du milieu récepteur en termes de quantité et de qualité.

C'est pourquoi l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM) a proposé une méthode reposant sur la prise en compte graduée des atteintes au milieu récepteur, avec un arbre de décision en temps sec et en temps de pluie, considérant pour ce dernier des événements pluvieux de faible intensité donc répétitifs jusqu'aux plus violents d'occurrence rare. L'objectif en temps de pluie traduit par la méthode de l'AERM (figure 4) prévoit concrètement que :

- Les déversements sont acceptables s'ils permettent de maintenir un niveau de qualité conforme à l'objectif de qualité fixé pour le milieu récepteur pendant au moins 90% du temps au cours de la période d'étiage du cours d'eau (de juin à octobre pour la Somme à Saint-Quentin), s'agissant de la période où le cours d'eau demeure le plus vulnérable aux charges de pollution déversées ;
- Pendant les 10% du temps restant, les déversements ne doivent en aucun cas remettre en cause la vocation ou l'usage du cours d'eau. En l'absence d'usage spécifique, il s'agit d'éviter les mortalités piscicoles. Cette condition sera considérée satisfaite si, en moyenne, la dégradation provoquée n'excède pas un rang de déclassement par rapport à l'objectif initialement fixé. On peut néanmoins s'accorder un déclassement de deux rangs, uniquement pendant 5% du temps de la période d'étiage considérée.

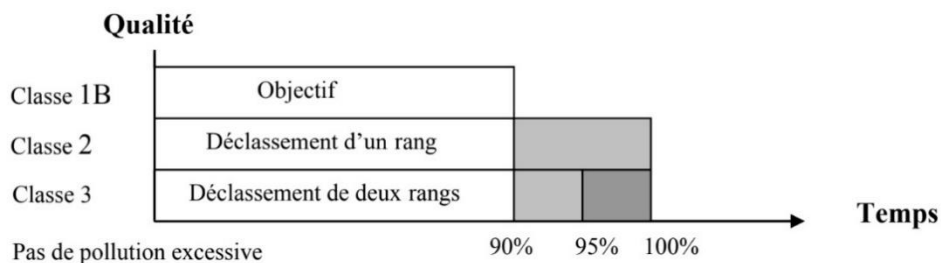


Figure 4. Objectif de qualité d'un cours d'eau en période d'étiage (selon méthode AERM)

Dans le cadre de l'élaboration du schéma directeur de gestion des eaux pluviales (SDGEP), le bureau d'études EC.EAU a donc procédé à la modélisation du réseau d'eaux pluviales de l'Agglomération du Saint-Quentinois et particulièrement de la ville de Saint-Quentin, celle-ci présentant le potentiel de nuisance le plus significatif vis-à-vis du milieu récepteur. En outre, la ville de Saint-Quentin et son réseau d'assainissement faisaient déjà l'objet d'une instrumentation aux endroits d'intérêt permettant de s'appuyer sur des chroniques de données (issues de la pluviométrie, de la mesure des débits dans le réseau, etc.) indispensables au calage du modèle. En plus de la surverse des déversoirs d'orage, l'étude a aussi pris en compte les déversements issus des reprises de temps sec et des trop-pleins de postes de pompage.

Après calage et validation du modèle, les simulations ont été réalisées pour chacune des 5 années de 2014 à 2018, afin d'apprécier la conformité du système de collecte au regard de l'arrêté du 21 juillet 2015 et de la méthode de l'AERM. Concernant la prise en compte des charges de pollution, le diagnostic a été conduit suivant l'estimation des charges collectées non acheminées jusqu'à la STEU de Gauchy pour les paramètres DCO (Demande Chimique en Oxygène), DBO₅, puis NKJ (Azote Kjeldahl) ou N-NH₄⁺ (part de l'azote dans l'ion ammonium). La quantification des charges affectées à chacun de ces paramètres est issue d'une campagne de mesures et de prélèvements réalisée par le bureau d'études AMODIAG ENVIRONNEMENT en 2010 sur le

territoire historique de l'Agglomération du Saint-Quentinois, tenant alors compte de la pollution transportée par les eaux pluviales mais aussi de celle issue de la contribution d'eaux résiduaires urbaines dans le réseau d'eaux pluviales.

Pour chaque sous-bassin versant d'intérêt, une population équivalente (en EH) a pu être déduite à l'issue de campagnes de mesure par temps sec, en l'absence d'eaux claires parasites météoriques (ECPM), à la fois en période diurne et nocturne et considérant une durée de temps sec significative (supérieure à 2 jours) pour y retrancher la part d'eaux claires parasites permanentes (ECP). Les charges de pollution associées à un EH sont, en plus de celle définie par la DERU comme étant équivalent à la charge organique biodégradable de 60 g/j DOB₅, celles couramment admises dans la littérature, à savoir de 120 g/j de DCO et de 15 g/j de NKJ.

5.2. Evaluation de la conformité du réseau d'assainissement

5.2.1. Au regard des critères de l'arrêté du 21 juillet 2015

Pour l'année 2018, les résultats de la modélisation se prononcent sur la conformité du réseau d'assainissement de la ville de Saint-Quentin au regard des trois critères suivants :

- **5% en volume** : la part des volumes collectés déversés est évalué à **environ 20%** des volumes produits collectés dans le réseau d'assainissement ;
- **5% en flux de pollution** : la part des flux de pollution collectés déversés est évalué à **moins de 5%** pour les paramètres DCO, DBO₅ et NKJ ;
- **20 déversements** : **plus de 20 jours** de déversement ont été constatés au droit de certains déversoirs d'orage soumis à autosurveillance.

Par conséquent, à l'aune de ces résultats, le système de collecte par temps de pluie est jugé conforme au moins vis-à-vis du critère des 5% en flux de pollution proposé par l'arrêté du 21 juillet 2015. Cependant, le diagnostic de la conformité dudit système sur la seule considération de l'évolution des écoulements au niveau des points réglementaires visés à l'arrêté du 21 juillet 2015 ne saurait préjuger de l'impact effectif de l'ensemble du réseau d'assainissement sur le milieu récepteur par temps de pluie.

5.2.2. Au regard de l'approche de l'AERM

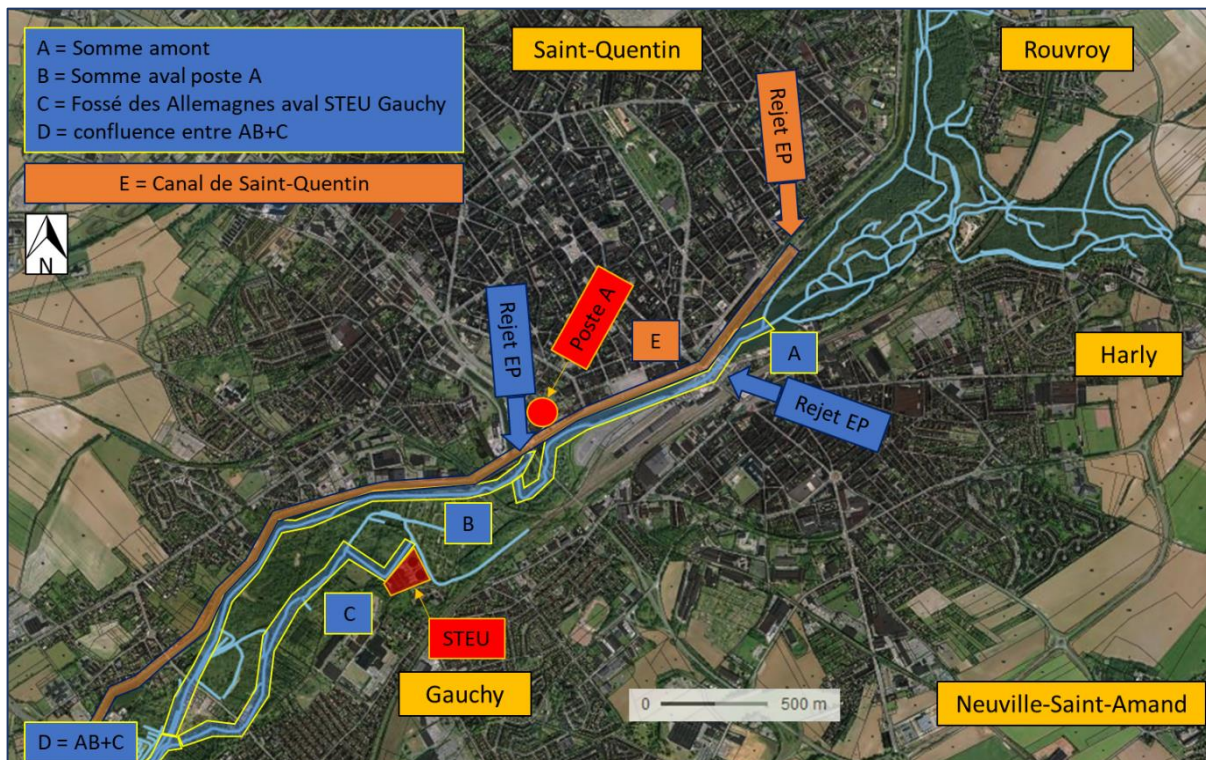


Figure 5. Identification des tronçons A, B, C, D et E en vue de l'approche AERM

Aussi, le diagnostic a par ailleurs été conduit selon l'approche établie par l'AERM et appliqué à 5 tronçons (figure 5) de type cours d'eau (2 tronçons Somme, 1 tronçon Fossé des Allemagnes, 1 tronçon représentant leur confluence et 1 tronçon Canal de Saint-Quentin), sur la période d'étiage considérée de juin à octobre pour la Somme à Saint-Quentin, avec un débit du cours d'eau estimé à 0,465 m³/s. Les paramètres de pollution étudiés pour ce diagnostic ont ici été la DCO, la DBO₅ et le N-NH₄⁺, seuls paramètres pour lesquels la communauté d'agglomération disposait de valeurs locales exploitables à l'issue d'une campagne de mesures précédente. Le diagnostic a seulement été mené sur l'année 2018, caractérisée par une pluviométrie qualifiée de moyenne.

Notons que les règles d'évaluation de l'état des eaux de surfaces continentales (cours d'eaux, canaux, plans d'eau) sont dispensées dans un nouveau guide mis à disposition des acteurs concernés depuis janvier 2019 et précisant notamment les valeurs des limites des classes d'état pour les différents indices ou paramètres d'intérêt, au regard de l'arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010. Les classes de qualité utilisées dans cette approche et ceci pour les trois paramètres susmentionnés (tableau 3) sont telles que :

Tableau 3. Limites entre classes d'état pour les paramètres DCO, DBO₅ et NH₄⁺ (arrêté du 27 juillet 2018)

Limites entre classes d'état	Paramètres d'état du cours d'eau (unités)			
	DCO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)
Tres bon/Bon	20	3	0,1	0,08
Bon/Moyen	30	6	0,5	0,39
Moyen/Médiocre	40	10	2	1,56
Médiocre/Mauvais	80	25	5	3,89

Pour l'année 2018 concernant le **tronçon A** en aval des marais d'Isle, il en résulte le respect de la qualité du cours d'eau de la Somme pour les paramètres DCO et DBO₅ en période d'étiage, avec toutefois un état médiocre atteint pendant une durée très proche de 5% de la période considérée, mais un non-respect de la qualité du cours d'eau vis-à-vis du paramètre N-NH₄⁺ (tableau 4). Ce résultat défavorable peut vraisemblablement s'expliquer par la présence d'eaux usées issues de la RTS au niveau du Boulevard Cordier.

Tableau 4. Diagnostic du cours d'eau tronçon A selon l'approche AERM (année 2018)

Tronçon A	Durée de respect des classes de qualité (étiage année 2018)			
	Paramètres	Bon	Moyen	Médiocre ou Mauvais
DCO		92,8%	2,4%	4,8%
DBO ₅		91,1%	4,1%	4,8%
N-NH ₄ ⁺		88,7%	6,5%	4,8%

Pour le **tronçon B** où le principal point de rejet identifié en amont est le trop-plein du poste A, les résultats indiquent le non-respect des exigences de qualité vis-à-vis du cours d'eau de la Somme pour l'ensemble des paramètres (tableau 5), avec notamment un état médiocre voire mauvais atteint pendant plus de 5% de la période d'étiage pour les paramètres globaux DCO et DBO₅. Comme pour le tronçon A, l'exigence de qualité au regard du paramètre spécifique N-NH₄⁺ n'est pas non plus respectée, sans qu'il n'y ait eu pour autant une aggravation de ce paramètre par rapport au tronçon A, traduisant ici une interception suffisante des eaux usées. L'impact qualitatif des eaux pluviales rejetées semble ici confirmé en raison de la superficie relativement importante du bassin versant d'intérêt. Etant donné que spatialement le tronçon B suit directement le tronçon A, les services écosystémiques que pourrait être en mesure d'offrir le cours d'eau tels que les capacités d'autoépuration se révèlent très limités.

Tableau 5. Diagnostic du cours d'eau tronçon B selon l'approche AERM (année 2018)

Tronçon B	Durée de respect des classes de qualité (étiage année 2018)			
	Paramètres	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre
DCO		91,5%	0,9%	7,6%
DBO ₅		91,5%	0,0%	8,5%
N-NH ₄ ⁺		89,0%	6,3%	4,7%

Concernant le **tronçon C** s'agissant du Fossé des Allemagnes jusqu'à la confluence avec la STEU, le diagnostic montre le non-respect notoire des exigences de qualité avec l'absence d'atteinte du bon état du cours d'eau par temps de pluie pour l'ensemble des trois paramètres d'intérêt (*tableau 6*). Notons par ailleurs que le bon état de la rivière n'est pas non plus respecté par temps sec. Cette situation défavorable s'explique en raison du rejet permanent des eaux clarifiées issues de la STEU de Gauchy qui, malgré des performances épuratoires effectives au regard de l'arrêté du 21 juillet 2015, présente un débit significativement supérieur à celui du Fossé des Allemagnes, s'agissant d'une rivière relativement courte (linéaire de 3,1 km) et dont la source se situe sur la commune de Gauchy. Le dépassement de l'état médiocre voire mauvais pendant plus de 5% du temps pour le paramètre DCO est dû à la fois à l'étendue du bassin versant d'eaux pluviales dont l'exutoire rejoint le Fossé des Allemagnes, puis dans une moindre mesure, à la contribution d'eaux usées dans le réseau d'eaux pluviales et au débordement de postes de refoulement. Notons toutefois que les rejets de la STEU de Gauchy permettent de diluer favorablement les eaux du Fossé des Allemagnes, celles-ci faisant l'objet d'une pollution extrême.

Tableau 6. Diagnostic du cours d'eau tronçon C selon l'approche AERM (année 2018)

Tronçon C	Durée de respect des classes de qualité (étiage année 2018)			
	Paramètres	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre
DCO		0,0%	90,8%	9,2%
DBO ₅		0,0%	95,2%	4,8%
N-NH ₄ ⁺		0,0%	97,8%	2,2%

Pour le **tronçon D**, s'agissant de la confluence entre la Somme et le Fossé des Allemagnes, les résultats indiquent comme précédemment que les exigences de qualité du cours d'eau ne sont pas respectées pour l'ensemble des trois critères (*tableau 7*). Au droit de la confluence, l'état observé pour les paramètres DCO et DBO₅ est quasiment semblable à celui du tronçon B, s'expliquant par une contribution relativement forte (0,465 m³/s) en matière de débit de la Somme comparée à celui provenant du Fossé des Allemagnes (0,161 m³/s dont 0,139 m³/s rejeté par la STEU). En revanche, les apports du Fossé des Allemagnes sont suffisamment significatifs pour impacter la qualité de l'eau au niveau de la confluence avec la Somme vis-à-vis du paramètre N-NH₄⁺, provoquant le passage du bon état à 89% du temps à un état moyen à plus de 95% du temps.

Tableau 7. Diagnostic du cours d'eau tronçon D selon l'approche AERM (année 2018)

Tronçon D	Durée de respect des classes de qualité (étiage année 2018)			
	Paramètres	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre
DCO		91,4%	0,5%	8,1%
DBO ₅		91,0%	0,5%	8,5%
N-NH ₄ ⁺		0,0%	95,3%	4,7%

Enfin, l'impact des rejets du réseau d'assainissement ont aussi été évalués au regard du canal de Saint-Quentin (**tronçon E**), fonction notamment d'un coefficient de pondération pour considérer l'importance du facteur de dilution des rejets. Il en résulte que les exigences de qualité telles que visés dans l'approche AERM sont respectées pour l'ensemble des trois paramètres d'intérêt (*tableau 8*), traduisant un impact très limité voire négligeable des rejets du réseau d'assainissement sur le cours d'eau.

Tableau 8. Diagnostic du cours d'eau tronçon E selon l'approche AERM (année 2018)

Tronçon E	Durée de respect des classes de qualité (étiage année 2018)			
	Paramètres	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre
DCO		96,4%	2,6%	2,2%
DBO ₅		92,5%	5,3%	2,2%
N-NH ₄ ⁺		93,8%	4,0%	2,2%

L'étude menée sur l'impact des rejets d'assainissement par temps de pluie a pu mettre en exergue les limites des objectifs visés par la seule directive des eaux résiduaires urbaines au travers de l'arrêté du 21 juillet 2015. L'approche de la problématique par la méthode de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse se montre quant à elle

d'avantage en adéquation avec les objectifs d'état visés par la directive cadre sur l'eau au travers de l'arrêté du 27 juillet 2018. Afin de respecter l'objectif de qualité du cours d'eau, les mesures envisagées sont les suivantes :

- **Tronçon A** : l'amélioration du paramètre N-NH₄⁺ exigerait de limiter au maximum les rejets d'eaux usées par temps de pluie faible au milieu récepteur, ceci en accroissant légèrement la capacité de reprise de temps sec du réseau au niveau du Boulevard Cordier ;
- **Tronçon B** : l'amélioration des paramètres DCO et DBO₅ suggérerait de limiter l'impact qualitatif des eaux pluviales rejetées au niveau du poste A. La réflexion sur les solutions envisagées telles que le laminage et/ou l'écrêtement et/ou le traitement des volumes collectés par le réseau d'eaux pluviales dépendra des contraintes associées qu'elles soient d'ordre physique, technique, économique, financière, juridique, etc. ;
- **Tronçon C** : l'obligation réglementaire d'éviter le déversement d'eaux usées par temps sec visée par l'article 5 de l'arrêté du 21 juillet 2015 nécessite soit de mettre en conformité l'ensemble des inversions de branchements privés, soit de doter le réseau d'eaux pluviales d'une reprise de temps sec ;
- **Tronçon D** : l'étude a mis en valeur l'effet plutôt bénéfique des rejets de la STEU de Gauchy dans le fossé des Allemagnes. L'amélioration de l'état de la rivière est visée par les préconisations évoquées pour les tronçons A, B et C ;
- **Tronçon E** : une réduction plus ambitieuse des rejets dans le canal de Saint-Quentin n'apparaît pas ici prioritaire tant l'impact de ceux-ci par temps de pluie se révèle négligeable au regard des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau.

Par conséquent, mon travail de fin d'études (TFE) portera sur l'une des déclinaisons opérationnelles émanant du schéma directeur en assainissement, particulièrement sur la problématique relative au tronçon B au regard de l'impact des eaux pluviales urbaines sur le milieu récepteur.

6. Objet du travail de fin d'études

6.1. Gestion qualitative des rejets urbains en temps de pluie

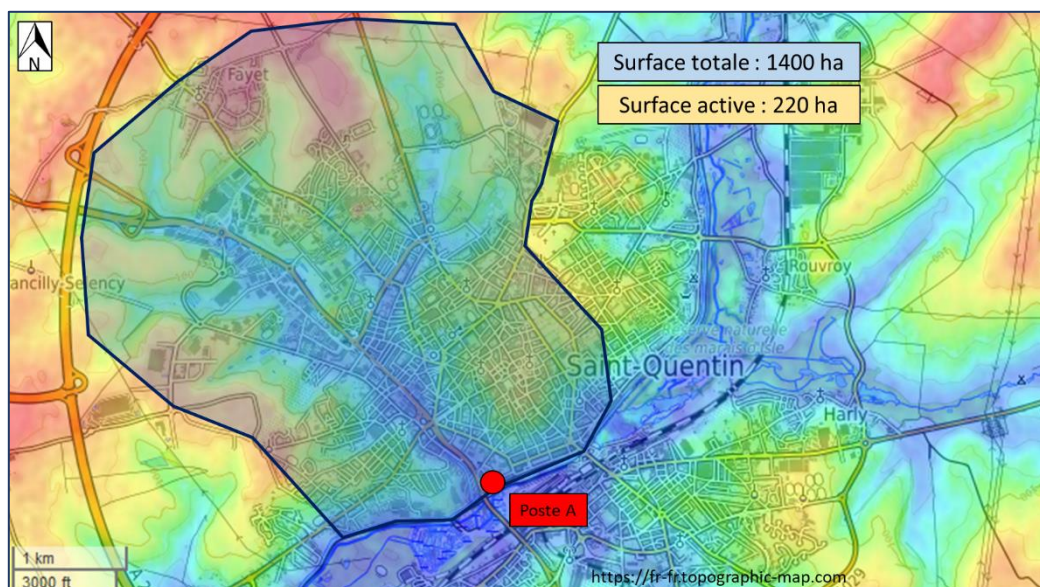


Figure 6. Identification du bassin versant d'étude (220 ha de surface active) à Saint-Quentin (02)

A l'aune des résultats issus du diagnostic en temps de pluie mené par EC.EAU, à la fois vis-à-vis de l'arrêté du 21 juillet 2015 mais aussi et surtout de l'approche de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, mon travail de fin d'études portera sur l'une des déclinaisons opérationnelles résultant du schéma directeur de gestion des eaux pluviales sur le territoire historique de l'Agglomération du Saint-Quentinois. Plus précisément, mon TFE ambitionnera de

répondre à la problématique de dégradation de la qualité ou état du milieu récepteur par les rejets urbains en temps de pluie dans la Somme au niveau du poste A à Saint-Quentin (02). La superficie totale du bassin versant attaché à cet exutoire est estimée à environ 1 400 ha. La surface active correspondante est quant à elle estimée à 220 ha (*figure 6*).

Par définition, les rejets urbains en temps de pluie sont constitués par l'ensemble des eaux rejetées aux exutoires des réseaux séparatifs pluviaux, mais aussi au droit des déversoirs d'orage par surverse des réseaux unitaires ainsi qu'aux by-pass des stations de traitement des eaux usées. Dans les villes françaises, les réseaux séparatifs ne sont pas généralisés et lorsqu'ils existent comme à Saint-Quentin, la séparation des eaux usées et des eaux pluviales est selon toute vraisemblance rarement réalisée de façon parfaite. C'est pourquoi les rejets réputés strictement pluviaux sont en fait généralement des rejets d'eaux pluviales avec une contribution variable d'eaux usées. Les eaux pluviales urbaines, bien qu'aux propriétés différentes des eaux résiduaires urbaines, qu'elles soient strictes ou non, sont aussi vectrices d'une pollution manifeste susceptible de porter dégradation au milieu récepteur, s'agissant ici du cours d'eau de la Somme.

6.2. Définition des niveaux de services attendus

Au moins jusque dans les années 1990, dans la ville de Saint-Quentin comme ailleurs, la gestion des eaux usées et pluviales dans la politique d'urbanisme n'a pas dérogé au schéma centralisateur et traditionnel qui prévalait en matière d'assainissement, à savoir celui du tout au réseau. Si l'imposition de ce schéma pour la gestion des eaux usées sur un territoire fortement urbanisé est aisément compréhensible, il interroge désormais concernant la gestion des eaux pluviales, aussi bien du point de vue quantitatif que qualitatif. Si l'évacuation des eaux pluviales répondait d'abord à un enjeu quantitatif afin principalement d'éviter les phénomènes d'inondation, l'approche qualitative de celles-ci a depuis nettement progressé.

Si, concernant les eaux résiduaires urbaines (rejets domestiques et industriels), la charge hydraulique et polluante collectée et transportée par le réseau d'assainissement est relativement homogène sur un bassin versant au cours de l'année, celle-ci varie fortement au regard des eaux pluviales urbaines. Afin de répondre à la problématique de la dégradation du milieu récepteur par les eaux pluviales urbaines, il conviendra de définir au préalable les niveaux de services attendus pour le système d'assainissement en temps de pluie, ceci en fonction de l'intensité ou plus précisément des périodes de retour des événements pluvieux.

Le présent TFE ambitionnera donc de répondre à la problématique de dégradation du cours d'eau de la Somme par la pollution issue des rejets urbains en temps de pluie de la ville de Saint-Quentin, dans l'Aisne (02). Plus précisément, l'étude portera sur le versant le plus imperméabilisé de la ville, présentant une surface active d'environ 220 ha. Il s'agira de définir une stratégie de contrôle des événements pluvieux eu égard aux niveaux des services attendus pour le système d'assainissement de la ville. Le travail s'appuiera notamment sur des références bibliographiques permettant de préciser une ou plusieurs solutions techniques adaptées, dont la mise en œuvre d'un ouvrage centralisateur de collecte et de traitement des eaux pluviales urbaines.

L'objectif sera de mener l'ensemble des études préparatoires au projet permettant notamment de renseigner le maître d'ouvrage sur la conception, le dimensionnement et le chiffrage des solutions techniques envisagées. Par conséquent, le livrable attendu répondra au moins à l'ensemble des exigences visées par une étude de faisabilité ou un avant-projet sommaire permettant de fournir au décideur une architecture générale du plan d'action envisagé. Dans ce TFE, seront particulièrement étudiés le bassin de retenue-décantation en eau (*cf. 9.2.*) et le filtre planté de roseaux à écoulement vertical (*cf. 9.3.*).

7. Stratégie de contrôle des évènements pluvieux

7.1. Caractéristiques du poste A

Le poste A tient son nom du principal poste de refoulement des eaux résiduaires urbaines de l'Agglomération de Saint-Quentinois, celles-ci provenant du versant droit du bassin versant situé en rive droite du cours d'eau de la Somme qui traverse le territoire intercommunal. Le poste est situé en extrême aval du bassin versant de la ville de Saint-Quentin.

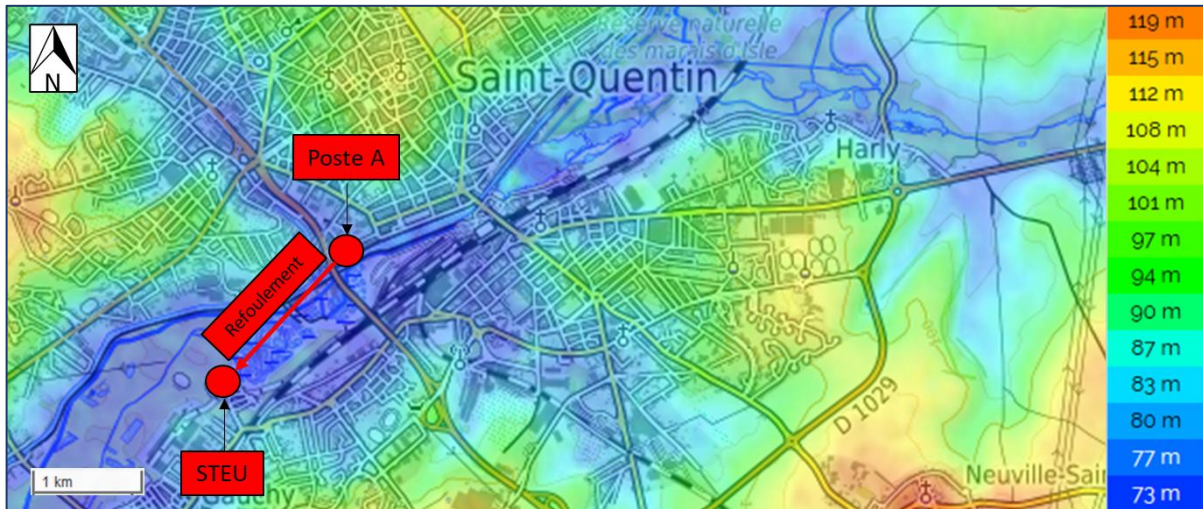


Figure 7. Localisation sur carte topographique du poste A et de la STEU de Gauchy (02)

Celui-ci est composé d'une bache dans laquelle trois pompes centrifuges multicellulaires sont placées en parallèle, celles-ci refoulant les eaux usées vers la STEU de Gauchy par deux conduites en parallèle (figure 7). Le débit des eaux usées apporté par les branches 1 et 2 du réseau d'eaux usées au poste A se caractérise comme suit :

- Débit horaire moyen par temps sec : 350 m³/h, correspondant à un débit journalier moyen de 8 400 m³/j, considérant la contribution moyenne d'une quantité d'eaux claires parasites permanentes ;
- Débit horaire de pointe par temps sec : 650 m³/h ;
- Débit horaire minimal nocturne par temps sec : 150 m³/h.

En réalité, le poste de refoulement fait partie intégrante d'un ouvrage à l'architecture plus complexe (figures 8 et 9) qu'une simple bache équipée de pompes. Avant la collecte des eaux usées dans la bache d'eaux usées, celles-ci transitent par un canal dans lequel les collecteurs en DN600 respectivement pour les branches 1 et 2 débouchent. Avant d'être refoulées, ces eaux usées traversent d'abord un piège à cailloux puis un dégrilleur grossier d'entrefer 25mm. Ce canal assure la connexion entre d'un côté le poste de refoulement des eaux usées et de l'autre un chenal récupérant les effluents issus des réseaux d'eaux pluviales issues du versant droit du bassin versant situé en rive droite de la Somme, débouchant par deux collecteurs en DN1800 et un collecteur en DN1500. Compte tenu de la reprise de temps sec dont ces réseaux d'eaux pluviales font l'objet, ce canal permet la transition des eaux résiduaires urbaines acheminées par les réseaux d'eaux pluviales vers la bache d'eaux usées, ceci en traversant d'abord une vanne batardéau puis un dégrilleur.

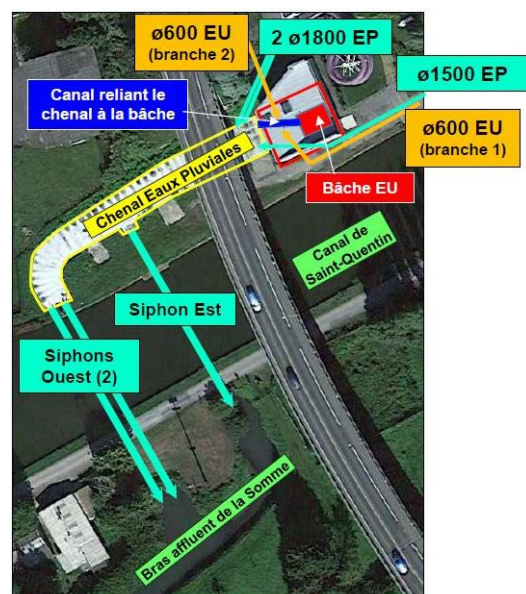


Figure 8. Architecture du poste A

Par temps sec, l'ensemble des eaux résiduaires urbaines du territoire de l'Agglomération situé en rive droite de la Somme, à l'exception de rares zones placées en assainissement non collectif, parvient au poste A. Ces eaux usées sont issues à la fois du réseau d'eaux usées mais aussi du réseau d'eaux pluviales par reprise de temps sec. On rappellera que par temps sec, ces effluents ne sont pas strictement des eaux usées d'origine domestique et industrielle mais aussi accompagnés d'eaux claires parasites permanentes.

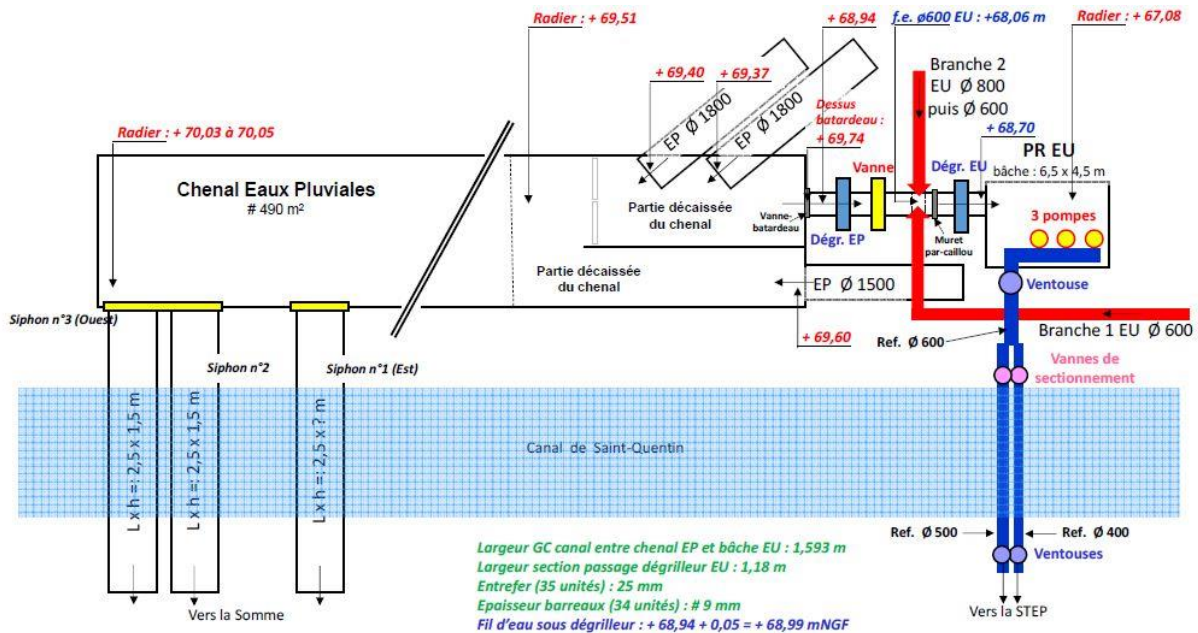


Figure 9. Schéma de principe du poste A

Par temps de pluie, le poste A collecte en plus des effluents identifiés ci-avant, les eaux pluviales issues du ruissellement de surface active de la ville de Saint-Quentin située en rive droite de la Somme. Lorsque le débit arrivant au poste A devient supérieur au débit capacitaire de refoulement des pompes, alors le chenal d'eaux pluviales vient à se remplir progressivement. Au droit du canal de transition, le fonctionnement de vannes permet en premier lieu de favoriser la collecte et le refoulement des eaux résiduaires urbaines. Lorsque, dans le chenal d'eaux pluviales, le niveau de la surface libre vient à atteindre une certaine cote altimétrique, s'opère le déversement des eaux pluviales dans le cours d'eau de la Somme par l'intermédiaire de trois siphons (2 siphons Ouest et 1 siphon Est) permettant le transfert des rejets urbains par temps de pluie de la rive droite à la rive gauche du canal de Saint-Quentin.

7.2. Problématique des déversements par temps de pluie

La problématique de dégradation de la qualité du milieu récepteur par les rejets urbains par temps de pluie au niveau du poste A est la résultante de plusieurs facteurs. Tout d'abord, la surface active du bassin versant d'intérêt, s'agissant de la surface contribuant au ruissellement des eaux pluviales, est évaluée à 220 ha, en raison de la forte imperméabilité des surfaces de la ville de Saint-Quentin ; une urbanisation qui s'est produite sans véritable intégration de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. Néanmoins, le réseau d'eaux pluviales de Saint-Quentin compte plusieurs ouvrages de stockage provisoire de type bassin d'orage, assurant des capacités de laminage du volume ruisselé et collecté afin de réduire la pointe de l'hydrogramme en temps de pluie. Leur fonction est prioritairement hydraulique.

Par ailleurs, le chenal d'eaux pluviales, dont le volume utile est inférieur à 1 000 m³, vient à rapidement atteindre sa capacité maximale avant déversement dans le milieu naturel, et ceci même pour des pluies faibles, par exemple de période de retour T = 1 mois, caractérisées par une intensité moyenne de 3,4 mm/h pendant 2h sur le secteur de Saint-Quentin. Aussi, le fleuve de la Somme est caractérisé par un faible débit, d'autant plus au niveau de la ville de Saint-Quentin à quelques kilomètres seulement de sa source. Avec un débit moyen d'environ 1 m³/s et un débit d'étiage estimé à 0,465 m³/s, le cours d'eau est d'autant plus vulnérable aux effets de choc, de stress et cumulatifs liés aux RUTP de la zone urbaine de Saint-Quentin.

Le diagnostic du réseau d'assainissement de la ville de Saint-Quentin a été effectué au regard de certains paramètres de pollution, mais les rejets urbains par temps de pluie constituent une matrice qui ne saurait être réduite à seulement quelques paramètres et nécessite pour cela d'être considérée dans son entièreté.

7.3. Niveaux de service attendus

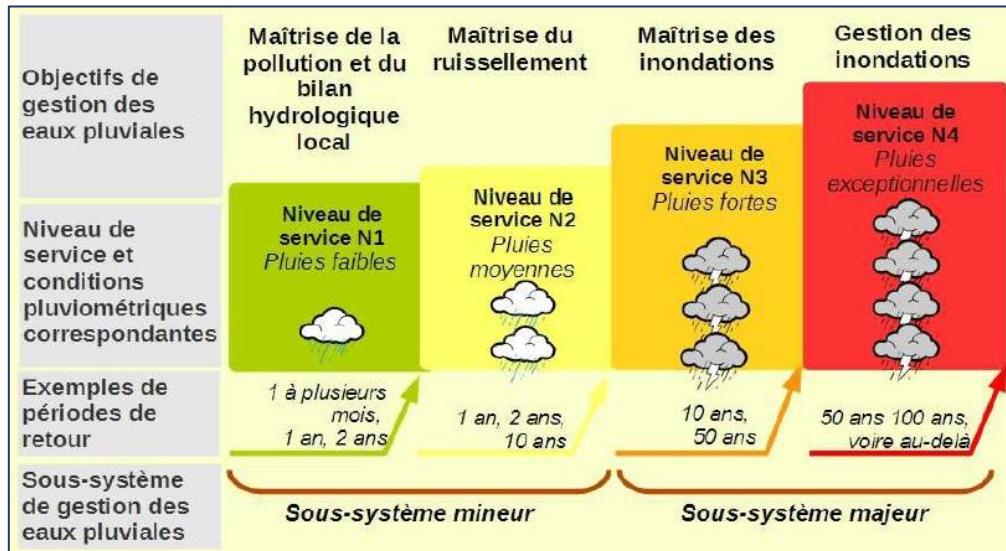


Figure 10. Niveaux de service attendus pour un système d'assainissement par temps de pluie (CEREMA)

Depuis le double processus de décentralisation territoriale et de décentralisation fonctionnelle en 1982, l'habitude a été prise par les collectivités de dimensionner des ouvrages pluviaux, s'agissant essentiellement des collecteurs d'eaux pluviales, pour une période de retour de 10 ans, même si l'instruction technique de 1977 apportait une approche plus nuancée. En France, en l'absence de réglementation nationale, les spécifications de protection relèvent d'une prérogative des autorités locales compétentes. La présente norme européenne NF EN 752 spécifie les objectifs des réseaux d'évacuation et d'assainissement à l'extérieur des bâtiments, ainsi que les prescriptions fonctionnelles permettant de les atteindre. Cette norme propose le dimensionnement hydraulique des réseaux d'assainissement en fonction de la fréquence d'inondation admise sur différents lieux d'installation.

Néanmoins, l'approche actuellement préconisée pour la conception et la gestion des systèmes d'assainissement tient compte de niveaux de service initialement introduite par le référentiel « La ville et son assainissement », édité par le MEDD (Ministre de l'Écologie et du Développement Durable, renommé ministère de la Transition écologique et solidaire depuis 2017) et le CERTU (Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, devenu le Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (CEREMA) depuis 2014) en 2003. A l'échelle urbaine, ont été distingués plusieurs niveaux de service rendus par le système d'assainissement en fonction de l'importance de la pluie (*figure 10*) généralement exprimée en période de retour. Contrairement aux autres, cette approche par niveaux de service est beaucoup plus élaborée puisqu'elle intègre, en plus du niveau de risque et de dégradation des conditions de vie en ville, la problématique de détérioration de la qualité du milieu récepteur.

On remarque que le niveau de service N1 attendu pour un système local de gestion des eaux pluviales correspond à la maîtrise de la pollution et du bilan hydrologique local, suggérant une gestion qualitative des pluies faibles. Cependant, les exemples de période de retour visées présentent un écart relativement significatif, variant de 1 mois à 2 ans, conduisant à une forte sensibilité des paramètres liés au dimensionnement des ouvrages et in fine au coût d'investissement supporté par les maîtres d'ouvrage. Cet écart provient de la difficulté à prévoir la dynamique de pollution des eaux pluviales compte tenu de la variabilité intra-événementielle d'un épisode pluvieux. Les critères de dimensionnement varient donc sensiblement en fonction des objectifs de qualité visés par le maître d'ouvrage.

La pollution des eaux pluviales est un concept qui a maintenant bien été intégré par les acteurs de la ville. Avant de tomber au sol, l'eau de pluie peut déjà être « naturellement » polluée en raison de son passage dans

l'atmosphère. Mais si cette pollution reste relativement faible, l'eau de pluie une fois arrivée au sol va conduire au lessivage des surfaces sur lesquelles elle ruisselle et d'autre part éroder les matériaux de surface. Bien que fonction de nombreux facteurs tels que l'intensité de la pluie, la nature des matériaux de surface, le type d'activités sur ou à proximité de la zone réceptrice, les eaux pluviales de ruissellement se chargent en polluants à la fois sous forme particulaire et dissoute ; une pollution qui augmente considérablement avec la distance parcourue par l'écoulement.

En vue d'établir un contrôle qualitatif des eaux pluviales avant leur rejet dans le cours d'eau supérieur de la Somme, les conclusions du schéma directeur suggèrent un contrôle des événements pluvieux de période de retour $T = 1$ mois, conformément aux critères de l'approche AERM. Cette préconisation présente ici l'avantage d'être adaptée aux caractéristiques locales (urbanistiques, météorologiques, etc.) du bassin versant d'intérêt. On pourrait néanmoins relever plusieurs points de vigilance quant au déroulement de cette étude. En toute rigueur, le diagnostic d'un système d'assainissement selon l'approche AERM nécessite de disposer d'une chronique de pluies suffisamment longue, idéalement sur une période de 30 ans, afin de constituer des groupes-types de pluie caractéristiques tenant compte de la variabilité d'un même type de pluie. Or, le diagnostic a été mené sur l'année 2018 uniquement. Aussi, le choix d'intégrer une concentration moyenne de polluant tout au long d'un hydrogramme peut être discuté. Si l'appréciation fine de la dynamique des polluants est effectivement délicate, une autre méthode consiste à affecter une concentration faible ou forte d'un polluant en-deçà ou au-delà d'une certaine intensité de pluie atteinte en cours d'évènement pluvieux. Enfin, l'approche AERM a jusqu'alors souvent été employée pour l'évaluation des impacts des déversements issus de réseaux unitaires, avec un intérêt particulier porté sur les polluants caractéristiques des eaux résiduaires urbaines. Or, dans notre cas, la matrice d'intérêt est constituée des eaux pluviales urbaines, dont les propriétés sont bien différentes et véhiculant par ailleurs d'autres polluants.

Autrement, le gouvernement du Québec préconise, au travers du Guide de gestion des eaux pluviales élaboré en 2014 par le MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs) et le MAMROT (Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire) le contrôle de 90% des précipitations en base annuelle. Ce contrôle suggère une analyse globale des événements pluvieux, selon une approche différente des données représentées par les courbes IDF (Intensité-Durée-Fréquence). La représentation de la pluviométrie en base annuelle permet d'identifier une hauteur précipitée englobant 90% des événements pluvieux se produisant annuellement. Statistiquement, cela revient à viser un objectif de contrôle des pluies faibles de période de retour $T \leq 1$ an environ. Bien que la France métropolitaine et le Québec se situent en zone climatique tempérée, la province de Québec se caractérise par une pluviométrie plus importante, liée à sa proximité avec des étendues d'eau et à son relief. Cette approche peut aussi être couplée à une modélisation intégrant des chroniques de pluies réelles et la simulation de débits et volumes ruisselés pour un système d'assainissement considéré.

Aujourd'hui, face à l'augmentation des surfaces imperméabilisées et à la saturation des réseaux en zone urbanisée, la gestion alternative au tout-tuyau apparaît comme une solution crédible et durable. Désormais, l'objectif n'est plus d'évacuer les eaux de pluie hors du centre-ville mais de gérer ces volumes au plus près du point de chute (autrement dit à la « source »), soit au niveau de la parcelle ou du sous-bassin versant, par le recours aux techniques alternatives généralement de stockage et d'infiltration. Le Code général des collectivités territoriales prévoit en outre, en application de l'article L. 2224-10, la maîtrise de l'écoulement des eaux pluviales et de palier à tout risque associé de pollution.

Si la gestion intégrée des eaux pluviales est dorénavant prise en considération par les aménageurs dans leurs nouveaux projets urbains et ruraux, il est en revanche complexe d'inverser la tendance dans les territoires construits sur la base des prescriptions autrefois en vigueur dans les documents tels que le PLU, le PLUi (Plan Local d'Urbanisme intercommunal) ou le règlement d'assainissement d'une collectivité. Il est en effet difficile d'introduire l'infiltration à la parcelle si elle n'a pas été prévue en amont des projets de voirie et de construction des bâtiments. A propos, le décret du 28 décembre 2015 relatif à la modernisation du contenu du plan local d'urbanisme prévoit désormais la possibilité d'imposer que les surfaces non imperméabilisées d'un projet représentent une proportion minimale de l'unité foncière.

Eu égard à la politique d'aménagement du territoire de Saint-Quentin jusqu'à présent, mon TFE ne prévoit pas prioritairement de transformer l'ensemble de l'espace urbain du bassin versant d'intérêt par une approche de type corrective ou encore moins préventive, mais plutôt de proposer une action curative. Celle-ci agissant alors sur l'effet du dysfonctionnement identifié, à savoir la dégradation de la qualité du cours d'eau de la Somme consécutive aux rejets des eaux pluviales par temps de pluie au niveau du poste A. Cette dégradation est considérée inacceptable au regard des critères de méthode de l'AERM, ici employée pour les paramètres DCO, DBO₅ et N-NH₄⁺.

A l'instar de la politique de gestion d'un système d'assainissement unitaire décomposée en niveaux de service, le système local de gestion des eaux pluviales doit aujourd'hui être repensé afin d'intégrer à la fois les objectifs de quantité (protection des biens et des personnes) mais aussi de qualité (protection du milieu naturel). La transposition de ce concept au système de gestion des eaux pluviales strictes impose donc le contrôle des événements pluvieux et particulièrement des pluies faibles à des fins de préservation de la qualité du milieu récepteur.

Concernant notre bassin versant d'intérêt, l'étude diagnostique menée dans le cadre du schéma directeur de gestion des eaux pluviales définit, pour le contrôle qualitatif des rejets urbains en temps de pluie, un niveau de service N1 suggérant le contrôle des événements pluvieux de période de retour T = 1 mois environ. Cette stratégie de contrôle devrait permettre de réduire l'impact environnemental des eaux pluviales urbaines sur le cours d'eau supérieur de la Somme, conformément aux critères de l'approche AERM. Dans le même temps, en raison des limites de l'approche AERM relevées précédemment, le contrôle qualitatif des événements pluvieux à l'échelle annuelle sera aussi étudié, s'agissant d'un objectif s'inspirant du mode de gestion des eaux pluviales urbaines appliqué dans la province du Québec.

8. Les rejets urbains en temps de pluie

8.1. Définition générale et programmes de recherche

Dans la bibliographie, plusieurs auteurs ont tenté de définir les rejets urbains de temps de pluie. HEMAIN [1987] désigna les RUTP comme « toutes les eaux qui, tombant sur un bassin versant urbanisé, rejoignent directement le milieu récepteur sans passer par un système d'épuration : eaux de pluie, eaux de ruissellement, rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux, surverses de réseaux unitaires ».

De manière plus générale, CHOCAT et al. [2007] définirent les RUTP comme « l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées), ainsi que par les exutoires pluviaux (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un événement pluvieux et la période de temps sec qui lui succède », le système d'assainissement n'ayant pas encore retrouvé un fonctionnement nominal de temps sec.

Les premières études sur les RUTP furent lancées au début des années 1960 aux Etats-Unis, s'intéressant essentiellement aux déversoirs d'orage et aux rejets qu'ils entraînaient par temps de pluie. WEIBEL et al. [1964] s'intéressèrent premièrement à la pollution apportée par les zones urbaines dans les rivières par temps de pluie. Aux Etats-Unis comme en Europe, d'autres études suivirent afin de caractériser les propriétés physico-chimiques et microbiologiques des effluents issus des systèmes unitaires et séparatifs. En France, de nombreuses études, dont celle menée par DESBORDES et al. [1994] vinrent appuyer le constat jusque-là dressé au regard de la pollution véhiculée par les RUTP, ce qui conduit les autorités à la mise en place d'un contexte réglementaire pour limiter, entre autres, l'impact des eaux pluviales sur le milieu récepteur.

Créé en 1994, l'Observatoire des Polluants Urbains (OPUR) vise à étudier les sources des polluants par temps de pluie, leurs caractéristiques et leur transport en Ile-de-France. Les travaux menés par l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) à Lyon et l'ONEVU (Observatoire Nantais des Environnements Urbains) viennent améliorer la connaissance sur les RUTP et leurs impacts sur les milieux récepteurs. Des projets comme INOGEV (Innovation pour une Gestion durable de l'Eau en Ville), LUMIEAU-Stra (Lutte contre les Micropolluants dans les Eaux urbaines à Strasbourg), Matriochkas, Micromegas, Rempart et Roulepur se sont particulièrement intéressés à la gestion et au traitement des micropolluants par techniques alternatives.

Mené de 2009 à 2013, le projet SEGTEUP (Systèmes Extensifs pour la Gestion et le Traitement des Eaux Urbaines de temps de Pluie) aboutit à la rédaction d'un guide technique. Celui-ci restitue les conclusions du projet en matière de dimensionnement et de paramètres à prendre en compte, aussi bien d'ordre technique, administratif ou organisationnel pour le succès d'un projet de traitement des RUTP par filtres plantés de roseaux à écoulement vertical (FPRV).

Faisant suite au projet SEGTEUP, le projet ADEPTE (Aide au Dimensionnement pour la gestion des Eaux Pluviales par Traitement Extensif), mené de 2013 à 2017, eut pour objectif de proposer aux collectivités et acteurs économiques des règles claires de dimensionnement et de gestion des FPR adaptés aux RUTP. Ce projet fut construit sur la base de l'évaluation technique de quatre ouvrages répartis sur le territoire : en Essonne (91), en Moselle (27), en Charente-Maritime (17) et dans le Rhône (69). Coordonné par Epur Nature (entreprise aujourd'hui mutualisée avec Agro Environnement pour former Syntea), le projet réunit deux partenaires publics emblématiques : le CEREMA et l'IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture). Malgré le caractère stochastique des pluies, le projet permit tout de même de développer ORAGE, un logiciel de dimensionnement des FPR pour le traitement des eaux pluviales.

Plus récemment, le projet LIFE ADSORB a été retenu dans le cadre du programme de la Commission européenne pour l'environnement et le climat. Prévu de se dérouler sur une période de 5 ans, de juin 2018 à juin 2023, ce projet fédère la ville de Paris et une équipe pluridisciplinaire composées de partenaires publics académiques et opérationnels dont le CEREMA et du bureau d'études ECOBIRD. Situé dans le bois de Boulogne à l'ouest de Paris, le projet ambitionne de tester et de mettre en œuvre un nouveau mode de dépollution des eaux pluviales issues du périphérique accompagnées de rares contributions d'eaux usées. Plus précisément, l'accent est mis sur la réduction significative des micropolluants organiques et minéraux présents dans les eaux de ruissellement de voirie. Car si le traitement de la phase particulaire de cette pollution est relativement considéré dans les systèmes classiques de dépollution des eaux pluviales, celui de la phase dissoute reste encore insuffisamment pris en compte. Ce projet prévoit le traitement des eaux pluviales par dispositif de filtre planté de roseaux à écoulement vertical semi-saturé. L'action mécanique de filtration des polluants particuliers est conjuguée à une action d'adsorption des polluants dissous par une couche de matériaux adsorbants.

8.2. Propriétés, effets et impacts des RUTP

L'origine des polluants contenus dans les RUTP est diverse : pollution atmosphérique, lessivage des dépôts de temps sec (gaz d'échappement du trafic automobile, déchets organiques et inorganiques) accumulés en surface des bassins versants, érosion des surfaces urbaines ou encore remise en suspension des polluants présents dans les réseaux d'assainissement (sédiments et biofilms). Ces polluants ainsi que l'impact associé se caractérisent par une grande variabilité propre à l'environnement (pressions exercées par les acteurs et usages, vulnérabilité du milieu en fonction de la période) et aux conditions pluviométriques (régime pluviométrique, fréquence des événements pluvieux) du bassin versant.

La littérature met en évidence que le transport des polluants contenus dans les eaux de pluie commence dès que la quantité d'eau précipitée dépasse quelques dixièmes de millimètre, moyennant les pertes initiales, suffisant à déclencher le ruissellement de surface. A ce ruissellement s'associent ensuite les phénomènes d'érosion et d'entraînement des particules jusqu'ici déposées par temps sec sur les surfaces urbaines. Dans les modèles conceptuels et globaux des phénomènes en jeu par temps de pluie, deux paramètres pluviométriques principaux sont souvent retenus comme explicatifs des flux de polluants observés, s'agissant de la hauteur totale précipitée et de l'intensité maximale d'un événement pluvieux.

Les RUTP, bien que différents des eaux usées, sont aussi chargés en matière organique biodégradable, entraînant une consommation d'oxygène plus ou moins rapide de la faune essentiellement bactérienne aérobie dans le milieu aquatique. Chargés en nutriments, les RUTP peuvent de surcroît conduire à divers degrés d'eutrophisation du milieu récepteur. Du fait du raccordement manifestement illicites d'eaux usées sur les réseaux séparatifs pluviaux, et dans une moindre mesure aux déjections animales drainées par ruissellement, les RUTP sont aussi le vecteur potentiel d'une contamination bactériologique et virale. Les eaux pluviales collectées dans le réseau provenant du ruissellement de surface, celles-ci apportent aussi une part significative de matière minérale particulaire. Enfin, les RUTP sont d'importants vecteurs de micropolluants qu'ils soient organiques (HAP,

pesticides) ou minéraux (éléments traces métalliques) dans le cours d'eau. Considérées séparément, les concentrations observées sont généralement faibles, mais leur présence simultanée est susceptible de générer un effet « cocktail » accompagné d'une augmentation sérieuse du risque cancérigène, mutagène et reprotoxique (CMR) dont les micropolluants sont porteurs.

Les RUTP peuvent avoir plusieurs types d'effets sur les milieux récepteurs, s'agissant principalement de masses d'eaux superficielles de type cours d'eau :

- **Les effets de choc** : liés à un évènement pluvieux, s'agissant d'effets immédiats ou légèrement différés provoquant une dégradation momentanée du milieu récepteur en raison de l'augmentation brutale de la concentration d'un paramètre global ou spécifique de la pollution (température, turbidité, polluant de nature chimique ou organique, etc.). Ces effets de choc peuvent aller jusqu'à provoquer des mortalités piscicoles et des interruptions d'usage (captage d'eau, baignade, etc.) ;
- **Les effets de stress** : liés à une série de pluies, constituant une aggravation de l'impact des rejets du fait de leur répétitivité, empêchant le milieu récepteur de récupérer entre deux pluies ;
- **Les effets cumulatifs** : liés à une chronique d'évènement pluvieux, concernant les contaminants dont l'effet est durable, tels que les métaux lourds, qui s'accumulent dans les sédiments sur de longues périodes. Ces polluants peuvent être progressivement ou soudainement remis en suspension et relargués dans le cours d'eau. L'accumulation de stocks considérables de métaux dans les sédiments pose le problème de leur remobilisation dont la nocivité inquiète bien au-delà de l'arrêt des rejets.

En outre, les déversements des eaux pluviales peuvent engendrer une modification plus ou moins significative du débit du cours d'eau, avec des conséquences hydromorphologiques. L'augmentation brutale du débit liquide et généralement de la vitesse peut conduire à l'érosion des berges et du fond du cours d'eau en accentuant le débit solide associé. Inversement, les matières en suspension (MES) transportées par les eaux pluviales peuvent contribuer à l'accumulation de dépôts solides dans le lit du cours d'eau si le débit solide est supérieur au débit liquide. Les conséquences sont nombreuses telles que l'envasement du cours d'eau et le colmatage du lit, compromettant les échanges avec sa nappe d'accompagnement et entraînant par ailleurs l'appauvrissement des habitats pour la biocénose.

L'ensemble des études menées sur plusieurs types de bassin versant a plus précisément renseigné sur la nature des polluants véhiculés ainsi que sur une certaine variabilité de leurs concentrations. Afin d'évaluer l'impact de ces rejets sur la qualité ou l'état d'une masse d'eau, plusieurs indicateurs servent à décrire cette pollution :

- **Les macrodéchets** : déchets de type flottant en surface ou immergé, majoritairement en plastique (sachets plastiques, bouteilles, emballages divers) et en verre (bouteilles, flacons) puis dans une moindre mesure en métal (cannettes), en tissu, en cuir ou en caoutchouc. Dans les RUTP, ces déchets tendent toutefois à être minimisés par la mise en place de dispositifs de retenue en amont, par système siphon ou dégrillage en divers points du réseau. Les macrodéchets ne sont pas à confondre avec les macropolluants désignant un ensemble comprenant les MES, les matières organiques et les nutriments ;
- **Les paramètres physico-chimiques** : simples à mesurer sur le terrain, ces paramètres regroupent la température, le pH, la conductivité, le potentiel redox, l'oxygène dissous ou encore la turbidité et renseignent sur la qualité globale de l'eau à un endroit donné à un instant donné ;
- **Les matières en suspension** : particules de faible taille et/ou densité, limitant alors leur chute par gravité. Les MES comprennent des fractions organiques (MVS = Matières Volatiles Sèches) et minérales (MMS = Matières Minérales Sèches) dont les contributions respectives varient selon les saisons et les cours d'eau. Les colloïdes constituent une transition entre matières en solution et matières en suspension. Les MES sont un paramètre global influant directement sur la turbidité d'une eau ;
- **Les matières oxydables** : regroupées sous les paramètres globaux DCO et DBO₅. Alors que la DCO représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les substances organiques et minérales d'un échantillon donné, la DBO₅ ne représente que la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader les substances organiques par voie biologique. La DCO renseigne alors sur la totalité des matières oxydables tandis que la DBO₅ ne renseigne que sur la fraction biodégradable des matières organiques d'un

échantillon. Le rapport DCO/DBO₅ permet de qualifier la biodégradabilité d'un effluent (effluent facilement biodégradable si DCO/DBO₅ < 2 et difficilement biodégradable si DCO/DBO₅ > 4). Toutefois, la DCO étant une mesure imprécise et sujette à caution, il est aussi d'usage de procéder à l'évaluation du COT (carbone organique total) ;

- **Les nutriments** : substances organiques ou minérales, directement assimilables par l'organisme vivant pour assurer le fonctionnement métabolique et physiologique de l'individu. Dans un cours d'eau, les nutriments principalement concernés dans le phénomène indésirable d'eutrophisation sont l'azote (nitrates) et le phosphore (phosphates), dont l'apport est essentiellement d'origine anthropique ;
- **Les micropolluants** : aussi qualifiés de polluants émergents, s'agissant de substances organiques (pesticides, hydrocarbures aromatiques polycycliques, herbicides, solvants, détergents, cosmétiques, médicaments, polybromodiphényléthers, etc.) ou minérales (éléments traces, métaux, métalloïdes, éléments radioactifs, etc.) présentes dans le milieu à des concentrations très faibles voire à l'état de traces.

En complément, l'évaluation de la qualité ou de l'état d'une masse d'eau est rendue possible par de multiples indicateurs biologiques (cf 2.2.). Si les paramètres classiques comme les MES, la DCO, la DBO₅, le NKJ ou le P total (Phosphore total) ont déjà fait l'objet d'un suivi de leur concentration voire de leur flux dans les RUTP, la prise en considération progressive de l'impact des polluants émergents sur l'environnement a suscité de nouvelles études. Les polluants émergents ou nouveaux polluants étant définis comme des substances détectées dans l'environnement au fur et à mesure de l'amélioration de la surveillance et des techniques analytiques, il s'agit le plus souvent de micropolluants.

8.3. Caractérisation des polluants émergents

De nos jours, les experts estiment généralement que plus de 100 000 molécules différentes sont commercialisées et utilisées dans les fabrications industrielles, ou entrent dans la composition de nombreux produits d'usage industriel, agricole ou domestique. A terme, ce sont autant de molécules susceptibles de se retrouver dans les différents compartiments de notre environnement. Plusieurs initiatives et politiques de gestion internationales et nationales ont été lancées et mises en place, à l'instar de la directive-cadre sur l'eau établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau pour les Etats membres de l'Union européenne.

Par définition, un micropolluant est une substance indésirable détectable dans l'environnement à très faible concentration (de l'ordre du microgramme par litre voire du nanogramme par litre). Sa présence est en partie due à l'activité humaine et peut, à de très faibles concentrations, engendrer des effets nocifs sur les organismes vivants en raison de sa toxicité, de sa persistance ou de sa bioaccumulation. Le terme de micropolluant concerne de nombreuses substances présentant des propriétés physico-chimiques différentes. Il existe de multiples catégories de micropolluants, classées communément selon deux grandes familles :

- Les micropolluants **minéraux** tels que les métaux, métalloïdes et éléments radioactifs : plomb, cadmium, mercure, arsenic, antimoine, radon, uranium, etc.
- Les micropolluants **organiques** tels que les pesticides, hydrocarbures, solvants, détergents, résidus médicamenteux, cosmétiques, etc.

Les substances chimiques sont généralement regroupées par famille chimique (inorganique ou organique), mais peuvent aussi bien être identifiées par leurs usages (pesticides, biocides, etc.).

La pollution chimique est la conséquence de l'introduction par l'activité anthropique de substances nocives dans l'environnement. Ces substances peuvent être de synthèse voire naturelles, néanmoins originellement présentes en concentration moindre dans le milieu récepteur. Certains éléments chimiques (zinc, le cuivre, sélénium, etc.) sont naturellement présents dans les eaux de surface et dans les nappes souterraines. Ces minéraux se révèlent même indispensables au métabolisme des êtres vivants, toutefois à l'état de traces. Notons que la biodisponibilité des métaux en milieu aquatique peut être limitée du fait de leur forte capacité d'adsorption (sur sédiments ou matières organiques) et de complexation, cette capacité étant variable en fonction des conditions physico-chimiques du milieu. C'est lorsque ces concentrations viennent à dépasser celles originellement présentes dans le milieu, notamment en raison des rejets liés directement aux activités humaines, qu'elles sont

susceptibles de causer une certaine toxicité et écotoxicité pour tout ou partie des organismes et de l'écosystème : ces substances sont alors considérées comme micropolluants.

Cette pollution de nature chimique peut être d'origine domestique, industrielle, urbaine ou agricole. Celle-ci fait l'objet d'une distribution évolutive entre les différents compartiments du milieu, que ce soit dans l'air, l'eau, le sol et les organismes. Tout micropolluant minéral ou organique est susceptible de subir un transport atmosphérique (gaz, aérosols, poussières). Ces polluants atmosphériques retombent ensuite, moyennant un temps de séjour et une circulation plus ou moins importants, à la surface du globe sous forme de dépôts secs (par gravité) ou humides (dissolution ou entraînement par les précipitations). Les dépôts sur le sol sont transportés à vitesse variable vers les masses d'eaux superficielles ou souterraines (nappes phréatiques et profondes) par ruissellement, érosion de surface ou infiltration. Comme pour les autres polluants, les réseaux d'assainissement constituent un vecteur manifeste des micropolluants en zone urbaine vers les masses d'eaux superficielles.

Dispersés dans les différents compartiments de l'environnement, la plupart des polluants se transforme à plus ou moins long terme sous l'action des conditions physico-chimiques et des organismes du milieu. Les différents processus de dégradation tendent de façon ultime à la minéralisation des composés organiques, à savoir la transformation simple en eau, dioxyde de carbone et sels minéraux. A ce propos, les dérivés ainsi formés peuvent être plus ou moins toxiques que la substance parente. La biodégradabilité des polluants comme des micropolluants, majoritairement effectuée par les microorganismes (bactéries, champignons, etc.), est variable selon les composés ; cette caractéristique influant par ailleurs sur ladite capacité d'autoépuration d'un écosystème. La persistance d'une substance dans un milieu traduit sa résistance à la dégradation que ce soit par des processus biotiques ou abiotiques. Le terme de demi-vie, s'agissant de manière générale du temps nécessaire pour qu'une concentration, une masse ou l'activité d'un agent chimique ou physique soit diminuée de moitié, est un indicateur de la persistance d'une substance dans l'environnement. Les sels et métaux font partie des substances conservatives, c'est-à-dire qu'elles n'ont pas tendance à se dégrader physiquement ou chimiquement au cours du temps.

Suivant leur nature et les conditions du milieu, les micropolluants se retrouvent dans l'eau pour tout ou partie à l'état dissous ou particulaire (généralement adsorbés sur les matières en suspension), la fraction particulaire sédimentant plus ou moins rapidement au fond des masses d'eau. Une sédimentation qui peut être reprise et remobilisée par des processus physiques, chimiques ou biologiques (érosion, transport, relargage, désorption, bioturbation).

Par bioaccumulation, les êtres vivants sont susceptibles d'absorber et de concentrer certaines substances chimiques dans tout ou partie de leur organisme. La tendance d'une substance à s'accumuler dans un organisme vivant jusqu'à un niveau supérieur à celui du milieu environnant renvoie au principe de bioconcentration. La bioamplification ou biomagnification traduit ensuite le transfert et l'amplification de la concentration d'une substance le long des trois niveaux de la chaîne trophique. Par biotransformation, s'agissant d'un mécanisme de détoxification par lequel la molécule-mère d'une substance est dégradée en dérivés conjugués et en métabolites, l'organisme est aussi capable d'éliminer et d'excréter les polluants.

La contamination de l'environnement par les micropolluants constitue une pollution de nature chimique pouvant aussi bien être ponctuelle (exutoire d'un réseau d'eaux pluviales) que diffuse (retombées atmosphériques, épandage agricole, lessivage des surfaces imperméabilisées), une distinction qui reste néanmoins dépendante de l'échelle considérée. La toxicité d'une substance caractérise sa propriété intrinsèque à provoquer des effets biologiques néfastes à un organisme vivant exposé. Celle-ci est évaluée selon deux types :

- Toxicité **aiguë** traduisant des effets néfastes qui se manifestent à court terme (en quelques jours au maximum) après une exposition unique à une certaine concentration de substance. Une toxicité aiguë conduit généralement à la létalité de l'organisme ;
- Toxicité **chronique** traduisant des effets néfastes qui se manifestent à long terme (de quelques mois à plusieurs années) après une exposition répétée sur une longue durée à une substance. Les effets considérés sont généralement sub-léthaux et susceptibles d'affecter la pérennité des êtres vivants.

Le seuil de toxicité aiguë est toujours plus élevé que celui de toxicité chronique. Chez un organisme, une toxicité chronique se manifestera vraisemblablement par des effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques. Par ailleurs, la présence simultanée de substances chimiques est susceptible d'intensifier la toxicité sur l'organisme par effet « cocktail ». L'effet contraire est appelé antagonisme.

Dans l'Union européenne, le règlement REACH (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals) adopté en 2006 vient moderniser la législation européenne en matière de substances chimiques, instituant dans le même temps une Agence Européenne des Produits Chimiques (AEPIC). Par la mise en place d'un système intégré unique d'enregistrement, d'évaluation et d'autorisation des substances chimiques dans l'Union européenne, ce règlement a notamment pour but de renforcer la connaissance sur les substances chimiques, puis d'améliorer la protection de la santé et de l'environnement.

Les substances chimiques, bien qu'elles soient minérales ou organiques, sont aussi catégorisées en fonction de propriétés physico-chimiques ou d'effets toxiques comparables. Parmi les plus de 100 000 substances identifiées par la réglementation européenne, les substances préoccupantes comptent environ 1 500 produits chimiques dont les effets sont préoccupants pour la santé publique et l'environnement. Au sein de ce groupe, le règlement prévoit que les risques émanant des substances extrêmement préoccupantes soient d'une part maîtrisés et que d'autre part, ces substances soient progressivement remplacées par des produits de substitution appropriés. Ainsi, une substance est dite extrêmement préoccupante lorsqu'elle remplit au moins une des caractéristiques suivantes :

- Substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques de catégorie 1 ou 2 au regard de la Directive 67/548/CEE (ou de catégorie 1A ou 1B, conformément aux sections 3.5, 3.6 et 3.7 de l'annexe I du règlement (CE) no 1272/2008) ;
- Substances préoccupantes persistantes ;
- Substances préoccupantes bioaccumulables et toxiques (PBT), regroupant par exemple les éléments traces métalliques et les polluants organiques persistants (POP) ;
- Substances préoccupantes très persistantes et très bioaccumulables (vPvB) conformément aux critères de l'annexe XIII du règlement REACH ;
- Substances possédant des propriétés perturbant le système endocrinien ou partageant des propriétés suscitant un niveau de préoccupation équivalent aux substances énumérées précédemment.

Visés par la DCE, les substances prioritaires et dangereuses prioritaires de l'état chimique ainsi que les polluants spécifiques de l'état écologique partagent au moins une des caractéristiques susmentionnées. En outre, parmi les substances PBT se trouvent les substances qualifiées d'ubiquistes.

8.3.1. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques

Rappelons que l'état des lieux mené sur le bassin Artois-Picardie a révélé que 100% des masses d'eau cours d'eau sont en mauvais état chimique. Toutes ces masses d'eau cours d'eau, à l'instar de la Somme et du canal de Saint-Quentin traversant le territoire de l'Agglomération du Saint-Quentinois, sont déclassées par les HAP et en particulier de manière systématique par le benzo(a)pyrène. Le fluoranthène qui, pour certaines classifications, est un composé de la famille des HAP, déclassé à lui seul 85% des masses d'eau cours d'eau. Pour partie, ce déclassement intervient aussi en conséquence de l'abaissement des NQE en 2017 pour ces polluants.

De la même manière, les HAP sont responsables du déclassement systématique des masses d'eau plans d'eau en mauvais état chimique sur l'ensemble du bassin versant, particulièrement par le benzo(a)pyrène. Concernant les masses d'eau souterraines, dont seulement 29% sont en bon état chimique, les HAP font aussi partie des substances déclassantes, même si ces masses d'eau sont majoritairement déclassées par les pesticides. Rappelons que les HAP sont, au même titre que d'autres micropolluants, considérés comme des substances ubiquistes, du fait de leur caractère persistant dans l'environnement.

Un hydrocarbure est un composé organique contenant exclusivement des atomes de carbone et d'hydrogène. Selon leur nature, on distingue les hydrocarbures saturés (les alcanes) dont la chaîne carbonée est constituée

uniquement de liaisons simples, des hydrocarbures insaturés (les alcènes, alcynes et les composés aromatiques) dont la chaîne carbonée présente au moins une liaison double ou triple. Selon les enchaînements possibles, on distingue les hydrocarbures acycliques (linéaires ou ramifiés), des hydrocarbures cycliques (alicycliques ou aromatique). Particulièrement, un hydrocarbure aromatique (terme donné en raison de l'odeur en général douce et enivrante) est un produit pétrolier spécifique composé d'atomes de carbone et d'hydrogène. Il regroupe tous les composés renfermant un ou plusieurs cycles benzéniques (configuration aromatique de six atomes de carbone, le plus simple étant le benzène). Un hydrocarbure aromatique peut alors être monocyclique ou polycyclique.

Les HAP sont des constituants naturels de charbon de bois et du pétrole, ou qui proviennent de la combustion incomplète de matières organiques telles que les carburants, le bois ou le tabac. Selon le nombre de cycles, les HAP sont classés en HAP légers ou lourds, et ont des caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques très différentes. On peut aussi retrouver les termes de HAP de faible poids moléculaire (FPM, 2-4 cycles aromatiques) ou de haut poids moléculaire (HPM). En raison de la grande diversité des HAP, l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau selon les critères prévus par la DCE repose sur l'analyse d'un groupe de 16 HAP (inspiré de la liste des polluants prioritaires établie par l'Agence de protection de l'environnement (APE) des Etats-Unis dans les années 1980), ceux-ci considérés représentatifs de l'ensemble des HAP. Parmi eux, le benzo(a)pyrène se trouve toujours en proportion relativement constante (environ 10%) dans un bon nombre de mélanges de HAP. Il s'agit d'une molécule référence du fait de sa toxicité élevée, classée cancérigène avéré par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer).

Le processus de formation des HAP peut avoir de nombreuses origines pouvant être regroupées en trois catégories :

- **Pyrolytique** : formation par combustion incomplète de matière organique ;
- **Pétrogénique** : formation à partir des produits pétroliers bruts ou des dérivés de produits pétroliers ;
- **Diagénétique** (ou biogéniques) : formation par transformation par les organismes vivants.

Néanmoins, les origines pyrolytique et pétrogénique constituent les deux sources majeures d'émission de HAP dans l'environnement. Si des phénomènes naturels comme les incendies de forêt ou l'activité volcanique contribuent épisodiquement à la production de HAP, l'activité anthropique domestique (chauffage urbain, gaz d'échappement des moteurs à combustion) et industrielle (métallurgie, production énergétique, incinération) est majoritairement responsable des émissions de HAP d'origine pyrolytique dans l'atmosphère.

Quant à l'origine pétrogénique, provenant pour partie de l'activité portuaire et des raffineries, celle-ci est responsable d'émissions plus localisées. Cependant, des teneurs élevées en HAP pétrogéniques sont aussi rencontrées dans les structures de chaussées telles que les matériaux d'enrobé (ou enrobé bitumineux ou béton bitumineux), intégrés en tant que liants hydrocarbonés contenant du bitume, du goudron, ou les deux. Ces matériaux adhésifs, caractérisés par une bonne adhésivité aux granulats mais un vieillissement rapide, sont désormais interdits comme constituants (au même titre que l'amiante) en raison de leur toxicité. Les HAP des enrobés bitumineux sont susceptibles d'être libérés lors du chauffage du matériau ou soustraits par érosion de surface et à terme de migrer vers différents compartiments de notre environnement. Autrement, sur la voirie, les HAP proviennent aussi de l'usure des pneus en caoutchouc ou des fuites d'huile des véhicules.

De manière générale pour la population humaine, l'alimentation est la principale voie d'exposition aux HAP. La contamination des aliments peut se faire par dépôt des retombées atmosphériques sur les espèces végétales (essentiellement céréales et produits à base de céréales), par bioaccumulation dans les espèces animales (viandes, poissons) ou lors de la préparation des aliments au charbon de bois. Selon l'Afssa (Agence française de sécurité sanitaire des aliments), les HAP présents dans l'eau destinée à la consommation humaine représenteraient jusqu'à 1% de l'apport alimentaire total en HAP. La deuxième voie d'exposition de l'homme aux HAP est l'inhalation dans l'air ambiant, en intérieur comme en extérieur (fumée de tabac, gaz d'échappement essentiellement des véhicules diesel). Le projet INOGEV concernant la contamination des eaux pluviales par les micropolluants a pu mettre en évidence une corrélation entre la densité du trafic automobile local avec les concentrations en HAP relevées aux exutoires des bassins versants. Les concentrations les plus élevées ont

systématiquement été trouvées dans le bassin versant présentant la densité de trafic la plus importante parmi les trois bassins versants étudiés. Pour cette raison, les HAP pourraient être reconnus comme traceurs du trafic automobile.

Dans l'atmosphère, les HAP coexistent à la fois en phase gazeuse et particulaire. La volatilité d'un composé, à savoir sa tendance à se trouver en phase gazeuse ou particulaire, est intimement liée à la pression de vapeur saturante. En fonction de la température, cette pression ou tension de vapeur saturante est la pression à laquelle la phase gazeuse du composé est en équilibre avec sa phase liquide ou solide. Les HAP les plus légers, dont les pressions de vapeur saturante sont élevées, seront majoritairement présents en phase gazeuse. A l'inverse, les HAP les plus lourds dont les pressions de vapeur saturante sont plus faibles, seront plutôt liés à la phase particulaire. La gamme des pressions de vapeur saturante peut varier d'un facteur 10^{11} d'un composé à l'autre. De manière générale, plus la température augmente, plus les HAP auront tendance à être présents en phase gazeuse.

En milieu aqueux, la répartition des polluants organiques entre les phases dissoute et particulaire est aussi fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Dans l'ensemble, les HAP sont caractérisés par un coefficient de partage octanol/eau positif et élevé, indiquant une solubilité supérieure des molécules dans l'octanol que dans l'eau, reflétant ainsi leur caractère hydrophobe ou lipophile. Même si d'autres paramètres (structure et charge moléculaire) peuvent affecter le comportement des polluants, ce coefficient reste un bon indicateur pour prédire la distribution des polluants entre les fractions dissoute et particulaire. En outre, ce coefficient rend compte de la tendance d'une molécule à s'accumuler dans les membranes biologiques des organismes vivants, autrement dit son aptitude à la bioaccumulation. De même, leurs coefficients de partage du carbone organique/eau élevés renseignent sur le potentiel important de sorption des molécules sur la matière organique du sol. Ainsi, les HAP sont généralement peu solubles dans l'eau et peu mobiles dans les sols car facilement adsorbés, préférentiellement sur les matières organiques ou autres matrices solides (sédiments).

Dans les RUTP, les HAP sont préférentiellement associés aux particules, mais une différence nette est observable entre les HAP à faible et haut poids moléculaire. En effet, le projet INOGEV a mis en exergue que plus de 80% des HAP HPM ont été trouvés en phase particulaire ; un taux moindre néanmoins significatif pour les HAP FPM, puisque 50% à 80% d'entre eux étaient associés en phase particulaire [GASPERI et al., 2017]. De plus, les HAP sont préférentiellement adsorbés sur les particules de taille inférieure à $100\mu\text{m}$ [HWANG et FOSTER, 2006].

8.4. Dynamique des polluants globaux et prioritaires

8.4.1. Une forte variabilité des concentrations

Alors que les concentrations et les charges des polluants globaux classiques tels que les MES, la DCO, la DBO_5 , le NKJ ou le P total sont relativement bien documentées pour différentes matrices, la prise en considération progressive de l'impact des polluants émergents sur l'environnement a suscité de nouvelles études. Depuis la transposition de la directive-cadre sur l'eau en droit français par la loi du 21 avril 2004, une attention particulière a été accordée aux substances prioritaires et dangereuses prioritaires visées.

En 2006, la ville de Paris, avec le soutien de l'agence de l'eau Seine-Normandie, initia des campagnes de mesures sur les eaux usées et les RUTP au sein du réseau d'assainissement unitaire parisien. En plus des paramètres globaux classiquement mesurés, 66 composés individuels ont été ajoutés comprenant des familles de composés organiques (organoétains, chlorobenzènes, composés organiques volatils (COV), HAP, produits phytosanitaires, alkylphénols, phtalates et autres) et des métaux. Parmi les 66 substances recherchées, 33 et 40 polluants ont été observés, respectivement pour les eaux usées et les RUTP [GASPERI et al., 2008].

Débuté en mars 2007, le projet ESPRIT (Evaluation des Substances Prioritaires dans les Rejets Inhérents au Temps de pluie), mené sur deux bassins versants du territoire du Grand Lyon, s'intéressa à trois étapes du cycle urbain de l'eau pour l'évaluation des concentrations et des flux des polluants prioritaires : les eaux météoriques, les retombées atmosphériques sèches (RAS) et les RUTP à l'exutoire des bassins versants. Les résultats de l'étude ont montré que la variabilité intersite et interévénementielle des flux totaux (dissous et particulaire) de métaux et des flux en phase dissoute des substances organiques était significative [DEMBELE et al., 2009]. Les

concentrations moyennes évènementielles (CME), quel que soit le type d'échantillon (eaux météoriques, RAS et RUTP), faisaient aussi l'objet d'une grande variabilité.

Dans Paris et sa banlieue, la recherche sur les polluants prioritaires dans les eaux pluviales urbaines se poursuit, à l'exutoire de trois bassins versants drainés en séparatif, ceux-ci présentant un gradient d'urbanisation croissant, allant du pavillonnaire à l'urbain très dense. Cette étude consista en un balayage (ou screening) quantitatif, à la fois sur les phases dissoute et particulaire, de 88 polluants urbains dont 65 substances organiques individuelles, 8 métaux et 15 composés organiques volatils. Au total, 46 polluants (52% des substances recherchées) ont été détectés dans les eaux pluviales sur au moins un des trois sites, et 29 substances individuelles décelées systématiquement sur chacun des trois sites [ZGHEIB et al., 2008]. Hormis les COV, les analyses ont permis d'évaluer la répartition des polluants urbains en fonction de la phase analysée. Parmi les 73 substances, 40% ont été détectées en phase dissoute et 45% en phase particulaire.

De façon générale, les diverses études menées en France sur les micropolluants dans les rejets urbains par temps de pluie ont été réalisées sur les trois observatoires d'hydrologie urbaine nationaux : OTHU, OPUR et ONEVU. Cependant, en raison de différences méthodologiques, la comparaison des résultats entre les différents bassins versants n'est pas toujours évidente.

C'est pourquoi le projet INOGEV, mené de 2010 à 2013, fut lancé communément par les trois observatoires sous l'égide du réseau des observatoires français en hydrologie urbaine (SOERE URBIS). Trois bassins versants urbains (en région parisienne, à Nantes et à Lyon) drainés par des réseaux d'assainissement séparatifs furent sélectionnés, ceux-ci présentant une diversité d'occupation du sol représentative des zones urbaines (pavillonnaire, résidentiel avec habitat collectif et individuel, industriel). Les objectifs furent d'étudier la dynamique d'un large panel de polluants dans les eaux pluviales, la variabilité interévènementielle et intersite et d'évaluer les contributions relatives des retombées atmosphériques totales (RAT). Au total, 77 micropolluants ont été analysés, à savoir 14 métaux, 30 pesticides, 16 HAP, 9 PBDE (polybromodiphényléthers), le BPA (bisphénol A) et 7 APnEO (alkylphénols polyéthoxylés).

En conclusion, le projet INOGEV montra que de façon globale, les concentrations moyennes observées sur les trois bassins versants pour les paramètres globaux MES, COD (Carbone organique dissous) et COP (Carbone organique particulaire) concordèrent avec celles typiquement rapportées pour les eaux pluviales dans la littérature. Concernant la majorité des micropolluants, la variabilité interévènementielle des CME sur un même site était du même ordre de grandeur que la variabilité intersite. Par ailleurs, la distribution des polluants entre phases dissoute et particulaire semblait relever essentiellement des propriétés physico-chimiques des molécules et non de la nature des sites. Comme souligné dans la littérature, les métaux étaient préférentiellement associés aux particules, comparativement aux composés organiques dont la répartition dépendait fortement du caractère hydrophile ou lipophile des molécules.

Les HAP et PBDE font partie de ces substances organiques préférentiellement associés aux particules. En outre, le projet INOGEV mis en évidence la faible contribution des RAT (jusqu'à 30%) dans la pollution des eaux pluviales à l'exutoire, indiquant alors une production principalement locale. Une production à relier aux émissions polluantes du trafic automobile ainsi qu'au lessivage des surfaces urbaines, s'agissant principalement des voiries et du mobilier urbain.

En 2013, le guide technique issu du projet de recherche SEGTEUP présenta une synthèse de données européennes et nord-américaines sur les gammes de concentration caractéristiques des différentes matrices (eaux résiduelles, eaux pluviales strictes et eaux unitaires en temps de pluie). Sous forme de tableau (*Annexe 8*), cette synthèse fut initialement établie par ELLIS et al. [2005] puis successivement agrémentée par nombre d'auteurs de la communauté scientifique.

De manière générale, les concentrations en substances prioritaires citées dans la littérature sont variables selon le type de site, qu'il soit pavillonnaire, urbain dense, industriel, etc. Les concentrations mesurées dans les RUTP au déversoir d'un réseau d'assainissement unitaire ou à l'exutoire d'un réseau séparatif d'eaux pluviales sont différentes. Eu égard à la variabilité des conditions pluviométriques, les RUTP sont caractérisés par une forte variation de leur quantité et de leur qualité, aussi bien au cours d'un même évènement pluvieux que d'un

évènement à un autre. Tandis que les eaux résiduaires urbaines se caractérisent généralement par un rapport DCO/DBO₅ variant de 2 à 2,5 traduisant un effluent plutôt biodégradable, les rejets strictement pluviaux apparaissent davantage comme un effluent difficilement biodégradable avec un rapport DCO/DBO₅ variant de 5 à 7,5. Les études menées dans le cadre du projet ADEPTE vinrent confirmer ces résultats.

8.4.2. Le phénomène de premier flot

Le premier flot (first flush en littérature anglosaxonne) ou première chasse d'eau est une notion particulière qui amène parfois une ambiguïté avec la notion de flux de pollution. Evoquée dans la littérature depuis des décennies, l'existence d'un effet de premier flot a depuis lors suscité de nombreuses controverses. L'enjeu du débat est important puisqu'il impacte directement la politique de gestion des eaux pluviales et particulièrement le dimensionnement des ouvrages de traitement des RUTP, pour le cas des ouvrages de stockage-décantation. En réalité, la disparité apparente des observations relève en grande partie de l'absence d'une définition unique et objective de la notion de premier flot.

Selon le concept de premier flot, les rejets urbains seraient beaucoup plus pollués au début de l'évènement pluvieux que lors de ses phases ultérieures. De manière générale, pour expliquer cet effet de premier flot, trois mécanismes ont été invoqués [CHOCAT et al., 1997] :

- L'effet de lavage de l'atmosphère de la ville, soutenant que l'eau précipitée est plus polluée en début d'évènement pluvieux ;
- Le lavage des surfaces urbaines, le premier flot de ruissellement collectant les dépôts qui se sont accumulés en période de temps sec ;
- La remise en suspension des matériaux du réseau d'assainissement lors du transport des premières eaux pluviales de l'évènement pluvieux.

Les études effectuées ne permirent pas d'identifier un effet de premier flot systématique et significatif. Même si un pic de concentration est parfois observable en début d'évènement pluvieux, la masse polluante associée n'est quant à elle pas forcément élevée en raison d'un débit faible encore très voisin du débit de temps sec. Or, l'observation d'un pollutogramme, selon qu'il représente l'évolution de la concentration en fonction du temps, ou l'évolution du débit massique en fonction du temps, traduit cette ambiguïté sur le phénomène de premier flot. En effet, la concentration, généralement exprimée en mg/l ou en ppm (parties par million) désigne la quantité de polluant contenue par unité de volume d'eau, tandis que le débit massique (ou charge polluante), représente la masse de polluant transitée en un point pendant une durée donnée. L'évolution du débit massique, s'agissant de l'intégration de la concentration d'une substance avec le débit transité, ne garantit pas forcément qu'une fraction importante de la masse polluante ne transite au début d'un évènement pluvieux.

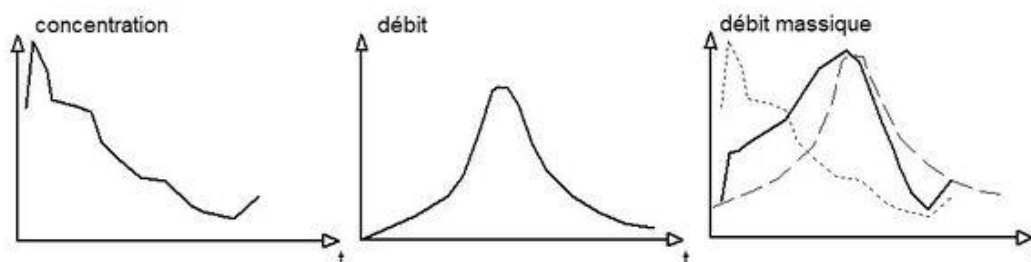


Figure 11. Dynamique de pollution (concentration et flux) en exutoire d'un réseau d'eaux pluviales

Si l'ensemble de la communauté scientifique reconnaît bien l'existence qualitative d'un premier flot de rinçage des surfaces imperméabilisées en début d'évènement pluvieux, les études tendent à rendre compte de l'inégale contribution de la charge polluante de ce premier flot à la charge de pollution totale de l'évènement pluvieux, et ce quel que soit le polluant considéré (MES, DCO ou DBO₅) et quelle que soit la phase considérée (particulaire ou dissoute). En effet, de manière générale, la charge de pollution semble plutôt être apportée tout au long d'un épisode pluvieux (figure 11), sans effet marqué de premier flot [LEGRET et al., 1997]. Ceci est particulièrement le cas en réseau unitaire, dans lequel l'essentiel des dépôts par temps sec est constitué de matériaux relativement grossiers qui ne suivent pas le débit de l'écoulement mais sont transportés par charriage, voire

suspension, à des vitesses plus faibles. Lorsque l'intensité de l'évènement pluvieux devient relativement importante, le transport solide des sédiments jusqu'à l'exutoire peut être associé à la notion d'effet piston, s'agissant d'un déplacement forcé des polluants à cause d'une masse en mouvement.

Ainsi, pour caractériser l'effet de premier flot du point de vue du transport de la pollution, la définition du premier flot la plus adaptée serait la suivante : est considéré l'effet de premier flot lorsque les premiers 30% du volume écoulé véhiculent au moins 80% de la masse de pollution [BERTRAND-KRAJEWSKI et al., 1997]. L'établissement d'un graphique représentant le pourcentage de masse polluante interceptée en fonction du volume écoulé permet d'illustrer la dynamique des charges polluantes lors d'un évènement pluvieux. Par ailleurs, dans la littérature anglosaxonne, parce que la référence de la first flush prête à confusion, les termes « concentration-based first flush » (CBFF) et « mass-based first flush » (MBFF) ont été introduits.

Plusieurs études démontrèrent néanmoins que le phénomène de premier flot pouvait être observable moyennant un nombre de facteurs associés au bassin versant d'intérêt et à l'évènement pluvieux : système de drainage (réseau unitaire ou séparatif), forme, superficie et surface imperméabilisée, intensité et quantité de la pluie ou encore la durée entre deux pluies consécutives. De façon générale, l'effet de premier flot aura tendance à être observé à petite échelle, pour un bassin de faible superficie, peu allongé (faible parcours de l'eau, faible coefficient d'allongement et faible temps de concentration), fortement imperméabilisé, puis lors d'un évènement pluvieux de forte intensité avec une hauteur précipitée totale significative. Autrement dit, le phénomène de premier flot se révèle plutôt exceptionnel pour qu'il puisse à lui seul justifier de l'unique interception et le traitement des eaux au début de l'évènement pluvieux. L'habitude prise autrefois par nombre de maîtres d'ouvrage d'implanter les bassins de rétention en aval de réseaux complexes, dont le flot de rinçage est en réalité peu apparent ou très souvent retardé, a manifestement conduit à une très mauvaise utilisation des volumes de stockage [GIERSCH, 1994] et donc à une efficacité pour le moins contestée en ce qui concerne le piégeage de la pollution.

Par conséquent, du point de vue de la qualité des rejets urbains par temps de pluie, il conviendrait d'orienter le traitement de la pollution non pas simplement au début de l'évènement pluvieux mais plutôt sur la totalité de celui-ci, conformément aux niveaux de service attendus pour le système local de gestion des eaux pluviales.

8.4.3. Vitesse de chute des particules

La distribution des vitesses de chute des différentes particules est le phénomène de base pour l'analyse de la sédimentation à laquelle il convient de s'intéresser pour le contrôle de la qualité des rejets urbains par temps de pluie. La vitesse de décantation dépend notamment des dimensions des particules, de leur forme, de leur poids spécifique et de la température de l'eau. Par ailleurs, il faut distinguer deux modes de sédimentation, soit tranquille ou dynamique. Le premier étant préféré au second lorsqu'il s'agit de maximiser le taux d'interception des particules [MINTON, 2005].

Dans un fluide, la vitesse de chute est la composante verticale de la distance parcourue par une particule en suspension en un temps donné. Celle-ci dépend de l'équilibre entre les forces dues à la pesanteur et de celles dues à la turbulence du fluide et peut être évaluée à l'aide de la loi de Stokes :

$$v = \frac{2r^2 g \Delta(\rho)}{9\mu}$$

v : vitesse de chute (m/s)
r : rayon de la sphère (m)
g : accélération de la pesanteur (m/s²)
 $\Delta(\rho) = \rho_p - \rho_f$: différence de densité entre la particule et le fluide (kg/m³)
 μ : viscosité dynamique du fluide (kg/(m.s))

Notons que cette même formule permet aussi de prédire le dépôt de la pollution particulaire dans les réseaux d'assainissement, si la vitesse de chute de la particule considérée est supérieure à la vitesse de l'eau dans la conduite.

Cependant, les méthodes utilisant des colonnes de sédimentation sont à présent plus répandues car les plus représentatives des vitesses de chute des particules. En effet, la formule de Stokes ne considérant que des particules isolées, ne tenait pas compte des phénomènes de coagulation et de floculation. Il a d'ailleurs été

montré que pour des diamètres inférieurs à 50 μm , les vitesses de chute des particules selon la formule de Stokes étaient sous-estimées par rapport à celles mesurées sur colonnes [CHEBBO, 1992].

Dans un ouvrage publié en [2006] et dédié à la gestion intégrée des eaux pluviales en environnement urbain, Wong et al. présentèrent des vitesses de chute approximatives en fonction des dimensions de particules (tableau 9), allant de l'argile (4 μm) jusqu'au sable très grossier (2mm).

Pour une particule d'argile, la vitesse de chute est estimée à 0,011 mm/s (4 cm/h). En revanche, une particule de sable très grossier décantera en moyenne à 20 cm/s. Pour la suite, notons qu'une vitesse de chute d'1 m/h (0,278 mm/s) serait au moins atteinte pour l'ensemble des particules supérieures à 31 μm de diamètre.

Tableau 9. Vitesses de chute approximatives en fonction des dimensions de particules

Classification de la gamme de particules	Diamètre de la particule (μm)	Vitesse de chute (mm/s)
Sable très grossier	2000	200
Sable grossier	1000	100
Sable moyen	500	53
Sable fin	250	26
Sable très fin	125	11
Silt grossier	62	2,3
Silt moyen	31	0,66
Silt fin	16	0,18
Silt très fin	8	0,04
Argile	4	0,011

Dans notre cas, les particules d'intérêt sont regroupées dans la matrice des matières en suspension désignant l'ensemble des matières insolubles présentes en suspension dans un liquide, de nature minérale ou organique et de taille supérieure aux colloïdes. Au vu des nuances qui existent selon les sources, on considérera que les MES sont des particules de diamètre au moins supérieur à 0,50 μm , les matières dissoutes étant définies comme passant au travers d'un filtre de laboratoire. Les particules de plus grandes dimensions telles que les sables grossiers et les graviers peuvent aussi être regroupées dans les MES.

Néanmoins, la distribution de masse des MES dans le ruissellement urbain révèle que les particules fines, dont le diamètre médian est en moyenne compris entre 30 et 40 μm , représentent la plus grande masse des MES. Plus généralement, entre 70 et 80% de la masse des MES sont constitués de particules dont la taille est inférieure à 100 μm [CHOCAT et al., 1997]. La proportion de particules supérieures à 100 μm augmente avec la hauteur et surtout l'intensité de la pluie, permettant dans ces conditions le transport solide de plus grosses particules.

Rappelons que les substances organiques de taille inférieure à 100 μm représentent un substrat privilégié pour l'adsorption des HAP. C'est pourquoi, au regard de la qualité des rejets, le contrôle des micropolluants, entre autres polluants, peut être réalisé indirectement par le contrôle des MES ; une matrice constituant le principal support des polluants dans les RUTP.

Dans les RUTP, les études ont montré que les vitesses de chute des particules en suspension sont relativement variables d'un site à l'autre et sur un même site, d'un évènement pluvieux à l'autre. PISANO [1996] présenta une synthèse des résultats trouvés entre 1980 et 1995 sur plusieurs sites des Etats-Unis et par différentes méthodes. En réseau unitaire ou séparatif, les valeurs médianes des vitesses de chute furent les suivantes :

- Unitaire : v50 entre 0,03 cm/s (1,08 m/h) et 0,066 cm/s (2,38 m/h)
- Séparatif : v50 entre 0,0015 cm/s (0,054 m/h) et 0,15 cm/s (5,4 m/h)

Plus tard, TORRES et al. [2007] présentèrent les résultats de mesure de vitesses de chute obtenus avec le protocole VICAS (Vitesse de Chute en Assainissement), appliqué à des échantillons prélevés dans le bassin de retenue-décantation Django Reinhardt, construit en 1975 à Chassieu (située en métropole de Lyon) afin d'y recueillir les eaux pluviales de la zone industrielle. L'étude menée sur la base de trois compagnes de mesure révéla une variabilité importante des vitesses médianes variant de 0,025 cm/s (0,9 m/h) à 0,47 cm/s (17 m/h), traduisant une hétérogénéité spatiale et évènementielle des vitesses de chute des sédiments décantés au sein même du bassin de retenue d'eaux pluviales.

Aussi, CHOCAT et al. [2007] présentèrent une synthèse des principaux résultats obtenus au travers des études réalisées. Si les résultats montrèrent effectivement une dispersion importante des vitesses de chute médianes des particules, leurs intervalles étaient néanmoins relativement comparables quel que soit le type de réseau :

- Unitaire : v50 entre 0,0056 cm/s (0,2 m/h) et 0,31 cm/s (11 m/h)
- Séparatif : v50 entre 0,017 cm/s (0,6 m/h) et 0,25 cm/s (9 m/h)

En outre, par suite de l'application du protocole VICAS sur le bassin versant expérimental du Marais à Paris, CHEBBO et al. [2004] précisèrent que les vitesses de chute mesurées pour les rejets urbains en temps de pluie à l'exutoire du bassin versant étaient nettement supérieures à celles de eaux de ruissellement, traduisant alors une meilleure aptitude à la décantation des eaux collectées en aval de bassin versant plutôt qu'à la « source ».

La comparaison de ces résultats met en évidence une variabilité manifeste des vitesses de chute, celle-ci du fait des propriétés intrinsèques des sites étudiés, des conditions pluviométriques, de la distance à l'écoulement (en surface comme en réseau d'assainissement) et éventuellement des différences entre les modes opératoires utilisés.

9. Traitement des rejets urbains en temps de pluie

9.1. Description du site d'implantation

9.1.1. Synthèse des contraintes du projet

Le plan d'action envisagé par le schéma directeur des eaux pluviales prévoit l'implantation de l'ouvrage de collecte et de traitement des rejets urbains en temps de pluie sur la parcelle cadastrale n°0028 de la commune de Saint-Quentin. Cette parcelle est située en aval des exutoires du chenal des eaux pluviales annexé au poste A. Rappelons que ces exutoires sont trois conduites comparables à des siphons permettant l'évacuation des eaux pluviales de la rive droite à la rive gauche du canal de Saint-Quentin, puis de rejoindre un bras affluent du cours d'eau de la Somme. Cette parcelle présente une surface au sol d'environ 15 000 m², ceinturée par le cours d'eau de la Somme et sur laquelle sont actuellement implantés des serres agricoles et des retenues d'eau de type mares et étangs (figure 12). Cette parcelle se situe dans une zone quasiment assimilable à un marais. Plusieurs contraintes transversales sont attachées au site d'implantation prévu.

Le site d'implantation prévu est uniquement accessible via le chemin carrossable du Marais Chantraine de faible structure. La composition de ladite structure peut être contrôlée par carottage. Il conviendra d'évaluer la résistance mécanique de la voirie par essais de portance, à la dynaplaque. L'objectif est d'éviter la déformabilité de la chaussée au fur et à mesure du passage régulier des engins de chantier. Dans le cas contraire, la structure de chaussée devra être renforcée.

La France dispose actuellement d'un zonage sismique divisant le territoire national en 5 zones de sismicité croissante (Annexe 9). La ville de Saint-Quentin et à fortiori le site d'implantation projeté se situent en zone de sismicité 1, soit très faible. Dans cette zone, aucune prescription parasismique particulière pour les ouvrages dits « à risque normal » n'est formulée. En revanche, les ouvrages dits « à risque spécial », concernant les Activités, Installations, Ouvrages, Travaux (AIOT), regroupant les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et les Installations, Ouvrages, Travaux, Activités (IOTA), sont soumis à des règles parasismiques spécifiques. Les équipements visés « à risque spécial » doivent résister à une accélération définie par des spectres de réponse en accélération (horizontale et verticale) forfaitaires, en fonction de la zone de sismicité et de la classe de sol.



Figure 12. Localisation du site d'implantation prévu

Compte tenu de la dimension environnementale dans laquelle s'inscrit l'ouvrage d'art projeté, celui-ci relèvera probablement du régime d'autorisation, particulièrement en ce qui concerne le rejet d'eaux pluviales dans les eaux douces superficielles ; des eaux pluviales issues d'un bassin versant de surface supérieure à 20 ha (Nomenclature IOTA, Titre II : Rejets, Rubrique 2150). A ce titre, un dossier d'autorisation, couramment appelé dossier « Loi sur l'eau » devra être préalablement soumis à l'Administration avant toute mise en service du projet. Le maître d'ouvrage doit être en mesure de prouver que le risque encouru sur le milieu aquatique est d'un niveau acceptable et conforme à la réglementation. Pour ce faire, la demande d'autorisation sera accompagnée d'une étude d'impact ainsi qu'une enquête publique. L'autorisation ou le refus de la demande relève du préfet, autorité compétente en la matière. En cas d'issue favorable, l'autorisation est délivrée après la publication d'un arrêté préfectoral.

Au regard du PPR (Plan de Prévention des Risques) de la vallée de la Somme et particulièrement du PPRICB (Plan de Prévention du Risque Inondation et Coulée de Boue), la parcelle se situe en zone bleue, exposée au phénomène d'inondation par débordement de la rivière Somme (*Annexe 10*). Cette zone est qualifiée de vulnérable et pour laquelle s'applique des dispositions particulières. Celle-ci est dite constructible sous réserve de prescriptions ou de recommandations permettant de prendre en compte le risque inondation. Il s'agira de préserver les capacités de stockage et d'écoulement des eaux.

La ville de Saint-Quentin est également soumise au risque de mouvement de terrain évalué dans le cadre du PPRMT (Plan de Prévention des Risques liés aux Mouvements de Terrain) en vigueur. Néanmoins, le site d'implantation prévu, classé comme zone naturelle et forestière, est considéré comme un espace non directement exposé aux risques. Cette espace n'est aucunement concerné par un quelconque aléa (*Annexe 11*).

Au regard du PLUi (*Annexe 12*) en vigueur pour les communes historiques de l'Agglomération du Saint-Quentinois, le site d'implantation est localisé en zone Nce, s'agissant d'une zone naturelle de continuité écologique. Sur celle-ci, sont autorisés les installations ou aménagements nécessaires à la protection contre les risques naturels et à la gestion des milieux, à condition de préserver la qualité des sites et des paysages. La ville de Saint-Quentin abrite une Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type I aussi considérée comme zone Natura 2000, s'agissant de la réserve naturelle nationale des marais d'Isle situé à environ 1,5 km du site d'implantation projeté. Contrairement à l'inventaire des ZNIEFF qui ne constitue pas une mesure de protection réglementaire, le réseau Natura 2000 est mis en place en application des directives Oiseaux (2009/147/CE) et Habitats (92/43/CEE). Une consultation de la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement), service déconcentré de l'Etat sous autorité du préfet, sera nécessaire.

Concernant le patrimoine culturel, la ville de Saint-Quentin ne présente aucun site inscrit ou classé, c'est-à-dire aucun site revêtant un caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque et dont la qualité requiert la conservation en l'état et la préservation de toute atteinte grave. Autrement, un zonage archéologique a aussi été établi et annexé au présent PLUi de la communauté d'agglomération. Le site d'implantation projeté s'inscrit dans une zone de sensibilité de niveau 2 (*Annexe 13*), où les projets d'aménagements avec une emprise au sol supérieure à 100 m² doivent être transmis au préfet de région (service national de l'archéologie).

A l'égard du risque technologique, l'arrondissement de Saint-Quentin est soumis à 3 Plans de Prévention des Risques Technologiques (PPRT) relatifs à 3 établissements de type industriel : CLOE, SICAPA et TEREOS. En revanche, le site d'implantation prévu pour l'ouvrage de collecte et de traitement des RUTP n'est pas concerné par le risque industriel et technologique.

Actuellement, la parcelle d'implantation projetée appartient à un propriétaire privé de type particulier. En vue d'acquérir cette unité foncière, l'Agglomération du Saint-Quentinois a lancé les formalités administratives et entamé les négociations avec le propriétaire. Notons que l'acquisition des biens par une commune peut être réalisée selon deux modalités, soit à titre onéreux selon des procédés de droit privé (achat ou échange) ou public (expropriation ou droit de préemption), soit à titre gratuit par le biais de l'acceptation de dons et legs ou de l'acquisition de biens sans maître.

9.1.2. Topographie et géotechnique

En raison de sa localisation, le site d'implantation envisagé se caractérise par une pente quasi inexistante. La configuration des lieux, s'agissant d'une parcelle située à proximité immédiate du lit mineur cours d'eau, n'offre qu'un dénivelé très faible. La topographie du site apparaît donc ici comme une donnée contraignante au projet qui pourra nécessiter la mise en œuvre d'équipements électromécaniques pour assurer le bon fonctionnement de l'ouvrage.

En outre, afin d'adapter les futurs ouvrages au site envisagé, la réalisation d'une étude de sol est primordiale lors d'un projet d'aménagement. Il s'agit notamment de prendre en compte la nature des formations constituant le sous-sol afin de garantir une certaine pérennité, aussi bien des futurs ouvrages que des constructions voisines. Cette étape est généralement conduite par un géotechnicien, spécialiste du domaine et dont l'intervention se divise en deux phases : une phase d'investigation (sondages, essais, etc.) et une phase d'ingénierie (analyse, synthèse, etc.). Selon le niveau d'avancement du projet, l'implication du géotechnicien est différente.

En France, la norme NF P94-500 est le document de référence qui précise les différentes missions d'ingénierie géotechnique en fonction de l'évolution des différentes phases d'un projet d'aménagement. Dans notre cas, l'étude commandée correspond à une étude géotechnique préalable (G1) permettant de rendre compte des spécificités géotechniques du site ainsi que l'identification des éventuels risques associés. En outre, cette étude permet de statuer sur la possibilité sur la réutilisation des matériaux issus des déblais de terrassements. La réutilisation des déblais en remblais réduit considérablement le trafic de poids lourds et de matériaux sur chantier. Le gain d'efficacité logistique se répercute favorablement sur le coût du chantier tout en diminuant fortement la quantité totale de déchets.

En raison de la crise sanitaire provoquée par la pandémie de Covid-19, les études géotechniques de la parcelle visée n'ont pas été conduites. Ces études géotechniques sont asservies à la préalable acquisition foncière de la parcelle privée par l'Agglomération du Saint-Quentinois. Or, l'ensemble des démarches administratives fut gelé le temps de l'état d'urgence sanitaire. Pour la conduite de ce TFE, on supposera que la nature du sous-sol en place ne présente pas de risque particulier pour l'implantation de l'ouvrage de collecte et de traitement des RUTP. Supposant un terrain relativement spongieux dans une zone qualifiée de marécageuse, on considèrera que les déblais seront non réutilisables et par conséquent évacués.

De la même manière, sans l'acquisition foncière du terrain privé par l'Agglomération du Saint-Quentinois, aucune campagne de sondages n'a pu être réalisée en vue d'apprécier finement l'encombrement du sous-sol par les réseaux enterrés publics ou privés, secs ou humides. Pour la conduite de ce TFE, on supposera un encombrement nul du sous-sol n'imposant pas de contrainte particulière dans l'implantation de l'ouvrage de gestion des RUTP.

9.1.3. Quelle filière de traitement envisager ?

L'impact des RUTP de la ville de Saint-Quentin sur le milieu récepteur fut mis en évidence lors du diagnostic du système d'assainissement de la ville de Saint-Quentin, à la fois au regard de l'arrêté du 21 juillet 2015 mais aussi de l'approche AERM. Même si l'approche AERM, associant l'hydrologie urbaine avec son milieu récepteur en période critique ne fait pas encore partie des outils réglementaires, celle-ci reste toutefois un outil d'aide à la décision pour les exploitants de réseaux et maîtres d'ouvrage.

L'étude menée dans le cadre de l'élaboration du schéma directeur en assainissement a pris en compte, autant que faire se peut, la complexité apparente du réseau d'assainissement pseudo séparatif de la ville de Saint-Quentin. Pour de nombreux exutoires de la zone urbaine, la dégradation du cours d'eau de la Somme résulte du déversement d'eaux résiduares urbaines, essentiellement d'origine domestique, provenant des reprises de temps sec associées sur le réseau d'eaux pluviales.

De nombreux exutoires à l'exception du poste A qui, comme mentionné ci-avant, est aussi le point de collecte des eaux pluviales issues du ruissellement de surface du bassin versant d'étude totalisant la plus importante surface active (220 ha) de l'Agglomération du Saint-Quentinois. Lorsque le poste de refoulement est confronté à une insuffisance capacitaire (refoulement par ailleurs limité par la capacité de prise en charge de la STEU de Gauchy), situation d'occurrence régulière car se produisant même en temps de pluie faible, les déversements du poste A occasionnent un déclassement du cours d'eau de la Somme.

Si la pollution générée par les eaux résiduaires urbaines ne suscite désormais plus le moindre doute, les enjeux concernant la pollution urbaine se sont progressivement déplacés vers les eaux pluviales, une matrice sur laquelle les efforts des politiques actuelles d'aménagement et de gestion des eaux se concentrent. Pendant de nombreuses années, la collecte, le transport et l'évacuation des eaux pluviales strictes vers le milieu naturel furent la norme dans nombre de zones urbaines, mais les progrès de la recherche et les préoccupations environnementales évoluant, cette pratique apparaît désormais davantage comme un dysfonctionnement du système local de gestion des eaux pluviales.

Comme évoqué auparavant, l'objet prioritaire du présent TFE n'est pas de proposer une action corrective ou préventive mais plutôt curative face à la problématique rencontrée. Il s'agit alors de développer une solution d'application quasi immédiate agissant sur les effets et non les causes probables du dysfonctionnement identifié. Dès lors opérationnelle, la solution envisagée permettra non pas de limiter ni même d'éviter l'apparition dudit dysfonctionnement, mais plutôt d'atténuer les effets délétères des rejets urbains en temps de pluie sur le milieu récepteur.

Toutefois, à l'aune des enjeux environnementaux associés à la pollution des eaux pluviales, la tendance actuelle vise à délaisser les techniques traditionnelles émanant de la culture du tout-tuyau au profit d'une gestion intégrée. Cette dernière, outre la refondation du système de gestion des eaux pluviales, est généralement accompagnée de bénéfices connexes. En effet, l'intégration dans les villes de techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales prétend aussi apporter des services écosystémiques soutenus par l'écologie urbaine.

Précisons que les techniques alternatives ne sont pas forcément toutes porteuses d'une plus-value pour l'écosystème, c'est pourquoi la tendance est de distinguer les techniques grises des techniques vertes. Parmi les techniques grises, n'apportant pas d'amélioration pour la biodiversité, on peut citer les structures alvéolaires enterrées, les tranchées d'infiltration, les chaussées réservoirs ou encore les puits d'infiltration qui n'ont qu'un rôle de rétention et d'infiltration à proximité du point de chute des eaux météoriques. En revanche, les techniques vertes, issues du génie écologique, contribuent à la création ou à la restauration de nouveaux îlots de biodiversité : mares, zones humides végétalisées, noues herbacées, jardins de trottoir, jardins de pluie ou encore toitures végétalisées.

Réparties sur un bassin versant, ces techniques alternatives ont une incidence sur l'hydrologie urbaine. Les ouvrages de rétention avec restitution permettent de laminar les hydrogrammes en exutoire de réseau. Autrement, la déconnexion des surfaces imperméabilisées ou la désimpermeabilisation des surfaces permet non seulement d'écarter les hydrogrammes en exutoire mais aussi de réduire le volume total ruisselé. En définitive, la sectorisation d'un bassin versant en sous-bassins versants par des techniques alternatives permet de gérer les eaux pluviales au plus proche de la source.

Dans le cadre du présent TFE, la priorité sera à la conception et au dimensionnement d'un dispositif de collecte et de traitement des rejets urbains en temps de pluie. En raison de la concentration urbaine du bassin versant d'étude, le dispositif sera placé à l'exutoire de celui-ci, à proximité du poste A. En ce sens, la solution envisagée n'apparaît pas comme une technique dite alternative mais simplement comme une extension du réseau d'assainissement venant compléter l'hydraulique urbaine existante par une phase de traitement avant rejet au milieu naturel.

Contrairement à la gestion des eaux résiduaires urbaines, la gestion des RUTP soulève une problématique bien plus complexe du fait du caractère stochastique des événements pluvieux. Le dispositif envisagé sera sollicité par intermittence et les effluents seront caractérisés par une grande variabilité des concentrations et des débits. Par conséquent, le dispositif devra faire preuve d'une certaine robustesse.

Parmi les filières de traitement envisagées pour la gestion des rejets urbains par temps de pluie, on s'intéressera particulièrement à deux types de dispositifs extensifs qui remplissent à la fois une fonction de rétention et de stockage mais aussi de traitement des effluents. Tandis que le premier ouvrage reposera principalement sur le principe de la décantation, le second s'appuiera essentiellement sur celui de la filtration. En effet, l'étude se portera sur le bassin de retenue-décantation en eau ainsi que sur le filtre planté de roseaux à écoulement vertical.

9.2. Bassin de retenue-décantation

9.2.1. Principes de fonctionnement

Par définition, un bassin de rétention des eaux pluviales est premièrement une zone de stockage des eaux pluviales, qu'elle soit enterrée ou à ciel ouvert (*figure 13*). En fonction de leur localisation dans l'espace urbain et de la fonction recherchée, il en résulte une multitude de cas ayant donné lieu à une terminologie pour le moins généreuse : bassin de rétention, de retenue, de décantation, de dépollution, d'infiltration, bassin tampon, bassin d'orage, etc.



Figure 13. Exemple d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales à Villers-Écalles (76)

De manière générale, la décision de mettre en place un bassin de stockage en assainissement repose sur l'un des deux principes suivants : lutter contre le risque d'inondation ou lutter contre la pollution du milieu récepteur. Si l'on se réfère aux niveaux de service préalablement introduits pour déterminer les objectifs du réseau d'assainissement en fonction des épisodes pluvieux, le premier principe ferait alors référence au niveau 3 et 4 tandis que le second ferait référence au niveau 1.

Dans notre cas, la mise en place du dispositif permettant de limiter la dégradation de l'état du milieu récepteur par les rejets urbains en temps de pluie serait donc sous-tendu par le second principe, faisant référence aux épisodes pluvieux de niveau 1, caractérisés par des périodes de retour de 15 jours à 1 an, voire 2 ans dans certains cas. En effet, pour la gestion de l'aspect qualitatif des eaux pluviales, on se basera plutôt sur les petites précipitations et les charges polluantes associées, s'agissant de la plus grande part des précipitations en base annuelle. Placé en aval de l'exutoire du sous-bassin versant d'intérêt, ce dispositif ne présenterait aucune utilité dans la lutte contre l'inondation.

Considérant la configuration de type réseau séparatif pluvial, malgré une faible contribution d'eaux usées, il n'est en aucun cas prévu la restitution du volume collecté vers le dispositif de traitement principal des eaux résiduaires urbaines de la ville de Saint-Quentin, à savoir la STEU de Gauchy. L'ouvrage assurera la transition entre l'exutoire actuel du réseau d'eaux pluviales et le milieu récepteur, s'agissant du cours d'eau de la Somme.

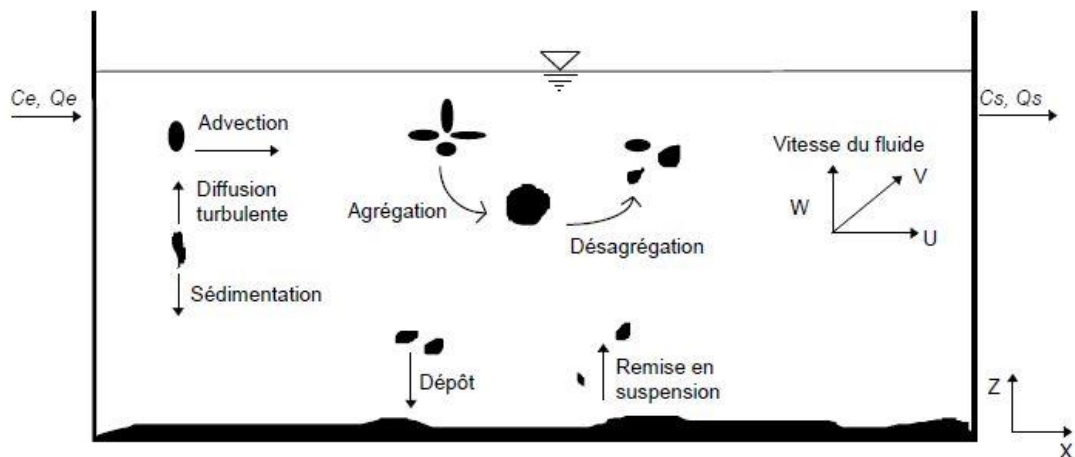
Prévue pour la dépollution des eaux pluviales, la retenue du volume d'eau dans ce bassin sera souhaitée afin de favoriser la décantation des matières en suspension qui, comme évoquées ci-avant, forment une matrice idéale pour la fixation de la pollution, que ce soit en termes de DCO, DBO₅ ou de paramètres plus spécifiques comme les HAP sous forme particulaire. Rappelons que la décantation est l'effet de séparation de plusieurs phases non-miscibles (dont l'une est au moins liquide ou gazeuse), sous l'effet de la gravitation. Lorsque le liquide chargé n'est soumis qu'à l'action de la pesanteur, le terme de sédimentation peut aussi être utilisé. En outre, la retenue d'eau permanente permet de prévenir l'érosion de l'ouvrage.

En fonction des différentes fonctionnalités, on peut distinguer plusieurs ouvrages de rétention :

- **Les bassins secs** : conçus afin de ne remplir qu'une fonction hydraulique, essentiellement recherchée dans le cadre de la lutte contre les inondations. Il s'agit avant tout de conserver un volume de stockage disponible lorsque le débit de transit sera le plus fort. Lorsque les capacités hydrauliques redeviennent favorables, ces bassins sont vidangés vers le milieu naturel avec ou sans restitution intermédiaire au réseau, ceci avec ou non apport d'énergie extérieure (conduite étranglée, limiteur de débit à effet vortex, pompage, etc.). La forme de ce type de bassin importe peu, seul son volume utile est important ;
- **Les bassins en eau** : prévus afin de réaliser un abattement de la pollution des effluents traversiers. De manière générale, le traitement de la pollution s'effectue par décantation, mais l'on peut aussi observer un traitement par flottation avec la mise en œuvre d'une lame siphonide bien dimensionnée. Ce type de bassin peut aussi assurer le rôle d'un bassin sec. Néanmoins le fonctionnement mixte est à considérer avec rigueur tant la conciliation des usages peut aboutir à des modes d'exploitation contradictoires.

Différentes études qui se sont attachées à évaluer les efficacités de traitement des ouvrages de gestion des eaux pluviales s'accordent à dire que les bassins de rétention en eau éliminent plus efficacement les polluants, tandis que les bassins secs semblent avoir des abattements moindres et plus variables. Ces bassins peuvent être à ciel ouvert ou enterrés. Si les bassins enterrés présentent l'avantage d'être en apparence effacés du paysage, leur coût est généralement bien plus élevé que celui des bassins à ciel ouvert. Aussi, en raison du faible dénivelé disponible, on fera ici le choix d'un bassin à l'air libre de rétention en eau prévue exclusivement pour le traitement de la pollution des rejets urbains en temps de pluie par décantation.

En principe, l'étude de l'hydrodynamisme des écoulements dans les bassins de retenue-décantation est nécessaire pour décrire le transport solide et les phénomènes liés à la décantation. Au sein d'un tel ouvrage, le régime d'écoulement est transitoire et généralement turbulent. La décantation des particules sera d'autant plus favorable que les zones de recirculation et de mélange seront réduites. Les zones de mélange sont plutôt localisées en entrée d'ouvrage tandis que les zones de recirculation se manifestent en fonction des courants préférentiels s'établissant en son sein. Dans un bassin de retenue-décantation, trois grands phénomènes (*figure 14*) sont généralement mis en jeu [LUCAS-AIGUIER et CHEBBO, 1995] :



C_e, C_s les concentrations à l'entrée et la sortie du bassin

Q_e, Q_s les débits à l'entrée et à la sortie du bassin

u, v, w : les composantes de la vitesse du fluide en fonction des coordonnées x, y, z .

Figure 14. Phénomènes en jeu dans un bassin de retenue-décantation

- **Le transport de MES par advection, dispersion et sédimentation.** L'advection correspondant au transport des particules par le mouvement du fluide et la dispersion concernant le mélange des particules dans la colonne d'eau et donc la dilution entre les zones de faible et forte concentration en MES ;

- **L'agglomération ou la désagrégation des particules**, s'agissant d'un phénomène complexe mettant en jeu le mouvement aléatoire des particules (mouvement brownien), la contrainte de cisaillement du fluide et des forces interfaciales (nécessaires pour rompre la surface entre deux liquides immiscibles) ;
- **La remise en suspension des particules décantées**, dépendant des caractéristiques hydrauliques du fluide et des particules.

En soit, la décantation peut se distinguer en trois types [CHOCAT et al., 1997] :

- **La décantation des particules grenues**, s'agissant de la sédimentation indépendante des particules les unes des autres observable en cas d'effluent faiblement concentré ;
- **La décantation gênée**, à savoir la sédimentation des particules par floculation naturelle ou provoquée, qui se manifeste en cas d'effluent plus fortement concentré ;
- **La décantation piston**, traduisant le déplacement des particules par effet piston, l'effluent s'écoulant comme au travers d'un milieu poreux. Cette décantation peut par exemple s'observer en filtre planté de roseaux au travers du média filtrant par phénomène de flaquage.

De manière générale, afin de considérer l'ensemble de ces phénomènes, le temps de décantation constitue le principal paramètre de contrôle de qualité des eaux au sein d'un bassin de retenue. La régulation du débit en sortie d'ouvrage permettant, le cas échéant, d'augmenter artificiellement le stockage des effluents, autrement dit le temps de séjour. Ainsi, des formes seront à privilégier afin de limiter la turbulence et la remobilisation des particules dans le bassin, ceci pour obtenir la surface de décantation utile la plus grande possible.

Dans un bassin de retenue-décantation, le temps de séjour nécessaire est intimement lié à la notion de charge hydraulique superficielle (CHS) ou vitesse de Hazen (vH). Cette dernière, aussi appelée vitesse de coupure (en m/h), charge surfacique ou débit surfacique (en $m^3/h/m^2$) est définie par le rapport entre le débit entrant dans l'ouvrage de décantation (débit traversier) et la surface au miroir de ce même ouvrage. Le modèle de Hazen permet alors de déduire que toutes les particules dont la vitesse de chute (ou vitesse de sédimentation) est supérieure à vH décanteront de manière effective. Autrement, la décantation des particules telle que leur vitesse de chute est inférieure à vH sera fonction de leur hauteur d'injection dans l'ouvrage. Néanmoins, compte tenu des différents types de décantation et de la complexité des phénomènes précédemment évoqués, la méthode de Hazen reste une approche simplifiée.

L'étude hydrodynamique de l'écoulement dans un dispositif de décantation par modélisation numérique 3D se révéla aussi adaptée pour la description du comportement des particules [ISENMANN et al., 2016]. Le solveur permis d'identifier la présence de chemins préférentiels ou de zones mortes par la connaissance du champ des vitesses et des lignes de courant associées. La confrontation des résultats numériques avec les données collectées sur modèle physique en laboratoire démontra la relative capacité du modèle à reproduire le taux d'abattement des MES, avec une précision de l'ordre de 5 à 10%. Cette étude révéla en outre qu'un point de fonctionnement optimal était associé à une certaine longueur au-delà de laquelle l'abattement des MES n'était quasiment plus influencé. L'approche simplifiée de Hazen, supposant une distribution uniforme du débit, permet toutefois de dégager un ordre de grandeur utile au dimensionnement de l'ouvrage.

Dans le cas d'une contrainte spatiale forte et dans l'objectif d'améliorer l'efficacité d'interception des polluants, il est possible d'augmenter significativement la surface utile de décantation par la mise en place de faisceaux lamellaires sur la hauteur mouillée de l'ouvrage. Afin d'assurer l'évacuation gravitaire des dépôts (ou boues), les lamelles sont inclinées d'un certain angle par rapport à l'horizontale. La vitesse de Hazen se calcule alors sur la surface projetée de l'ensemble des éléments lamellaires. Trois types de décantation lamellaire sont possibles :

- **A contre-courant** où l'eau et la boue circulent en sens inverse, permettant une dynamique des flux la plus simple et la plus fiable ;
- **A courants croisés** où l'eau et la boue circulent perpendiculairement mais exigeant une répartition des flux complexe à mettre en œuvre ;
- **A co-courant** où l'eau et la boue circulent dans le même sens mais présentant de grandes difficultés pour la reprise de l'eau traitée.

De surcroît, comme au sein d'une filière de traitement classique des eaux usées, la décantation des polluants peut être accélérée par traitement physico-chimique avec l'ajout de deux réactifs, un coagulant (sel de fer ou d'aluminium) et un floculant (polymère). Leur action est complémentaire : alors que le coagulant neutralise les particules colloïdales permettant leur agrégation, le polymère favorise l'agglomération de ces agrégats conduisant à la formation de floes plus aptes à la décantation. La combinaison de la décantation lamellaire et de l'ajout de floculant permet d'améliorer l'efficacité épuratoire. Néanmoins, en plus d'un investissement coûteux, l'efficacité d'interception d'un ouvrage de retenue-décantation lamellaire nécessite une exploitation pour le moins délicate avec un entretien régulier et fastidieux [SAVARY, 2009]. Puis, on privilégiera la rusticité d'une telle filière reposant uniquement sur un process physique. Pour ces raisons, on fera le choix d'un bassin de retenue-décantation simple, sans dispositif lamellaire ni injection de réactifs.

Pour une filière de traitement, l'efficacité d'interception des polluants est définie comme étant le rapport de la masse interceptée sur la masse totale en entrée d'ouvrage produite par un évènement pluvieux à l'échelle du bassin versant d'intérêt. Ce paramètre permet de proposer des règles de dimensionnement des ouvrages de retenue-décantation, généralement exprimées en fonction du volume de stockage spécifique en m^3/ha_{imp} ou m^3/ha_{actif} . Cette efficacité dépend des objectifs souhaités et permet d'estimer des ordres de grandeur de volume spécifique de stockage nécessaire pour obtenir un certain rendement d'interception sur les MES, en fonction d'évènements de période de retour particulière ou à une échelle annuelle.

Dans la littérature, BERTRAND-KRAJEWSKI et CHEBBO [2003] préconisèrent un volume de stockage spécifique d'environ $100 m^3/ha_{actif}$ pour intercepter plus de 80% des MES en masse à une échelle annuelle en réseau séparatif. Cependant, une étude menée dans le cadre du projet Ecopluies, conduit de 2005 à 2009 et relatif aux techniques alternatives de traitement des eaux pluviales, souligna que les rendements pour les MES variaient de 35 à 70% en période annuelle. Dans sa dernière version établie en 2017, le Guide technique de l'ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement) relatif à la conception et le dimensionnement des systèmes de gestion des eaux pluviales et de collecte des eaux usées introduit la notion de facteur de charge, celle-ci importée des Etats-Unis, traduisant le rapport entre une surface d'emprise de l'ouvrage d'intérêt et la surface productrice qui lui est raccordée, s'agissant de la surface active. Concernant le bassin en eau, le guide lui associe un facteur de charge de 20 à 50, traduisant donc la capacité de l'ouvrage à gérer les eaux de ruissellement d'une surface 20 à 50 fois supérieure.

9.2.2. Règles de conception et de dimensionnement

Ici, la conception et le dimensionnement de l'ouvrage seront adaptés afin de pouvoir essentiellement piéger les particules solides de petite taille, c'est-à-dire inférieure à $100\mu m$. Outre le traitement optimal des effluents traversiers, il s'agira dans un second temps de permettre une exploitation pratique de l'ouvrage. Les bassins de retenue-décantation sont principalement constitués de trois parties, à savoir un ouvrage d'alimentation, une zone de stockage et un ouvrage de régulation en sortie (assurant un débit de fuite). Les règles de conception et de dimensionnement établies ci-après proviennent essentiellement du Guide technique de l'ASTEE paru en 2017. Les exigences requises sont les suivantes :

- Le rapport longueur/largeur sera idéalement compris entre 3 et 6. La forme privilégiée sera donc allongée afin de favoriser le phénomène de décantation de la pollution particulaire ;
- L'entrée et la sortie seront les plus éloignées possible. Le cas échéant, la mise en place de bermes ou de digues, produisant un parcours sinueux afin d'éviter les courts-circuits permettra d'allonger le temps de parcours de l'effluent ;
- Les pentes de talus seront idéalement de 4H/1V, ce ratio peut varier en fonction de la nature du sol. La stabilisation des talus pourra être réalisée par végétalisation ou autre méthode (géogrilles, enrochements, dispositifs anti-batillages, etc.) ;
- Afin d'éviter toute contamination du sol ou de la nappe par le transfert des polluants piégés, l'étanchéité du bassin sera rendue obligatoire, par mise en œuvre d'une géomembrane ou par réalisation d'une paroi en génie civil. Un compromis consistant en un radier en génie civil et les talus en géomembrane pourra aussi être envisagé ;

- En présence de nappe phréatique et afin de garantir la stabilité de l'ouvrage, les efforts de poussée seront neutralisés par la mise en place de dispositifs d'ancrage ou de lestage. Un drainage des fluides (eau et gaz) sera mis en place sous l'étanchéité du bassin, par géogrille ou réseau de drains ;
- Le bassin offrira une surface horizontale suffisamment importante avec le respect d'une charge hydraulique superficielle en relation avec les objectifs de traitement visés. Le pouvoir de coupure visé sera de 1 à 2 m/h pour l'évènement pluvieux et le débit de référence ;
- Le volume utile du bassin permettra aux effluents traversiers d'atteindre un temps de séjour de 1 à 2h pour l'évènement pluvieux de référence ;
- L'ouvrage pourra faire l'objet d'une compartimentation en plusieurs bassins si les bénéfices associés en termes de procédés de traitement et de conditions d'exploitation sont avérés ;
- En amont de l'ouvrage, un prétraitement classique de type dégrillage sera prévu afin de retenir les déchets grossiers tels que les flottants ;
- Afin d'éviter la remise en suspension des dépôts vers l'exutoire à chaque utilisation du bassin, il pourra être envisagé de disposer d'une fosse à boue afin de confiner les matières décantées. Une inclinaison au radier sera mise en œuvre pour concentrer les matières décantées. Autrement, on pourra faire le choix d'une pente au radier inclinée vers l'amont du bassin ;
- La profondeur d'eau moyenne pour la retenue permanente sera de 1 à 2m, avec un maximum de 3m en intégrant tous les volumes de stockage. Le maintien d'une telle hauteur d'eau permettra de limiter voire d'éviter le phénomène d'eutrophisation ;
- Au-dessus de la hauteur de retenue d'eau permanente, le marnage sera inférieur ou égal à 1m. Celui-ci pourra éventuellement apporter, le cas échéant, une dimension écologique au fonctionnement de l'ouvrage ;
- Une revanche minimale de 0,30m sera prévue entre le niveau maximal de conception et le niveau de débordement du bassin ;
- La vidange des eaux de crue, s'agissant de la part des eaux assurant le marnage, devra être effectuée dans un délai relativement court (inférieur à 24h) pour que le bassin puisse être fonctionnel lors d'une succession rapide d'évènements pluvieux ;
- Le dispositif d'évacuation sera muni, le cas échéant, d'une protection (de type tête d'aqueduc de sécurité) évitant toute intrusion dans les organes de l'ouvrage ;
- L'installation de dispositifs de mesure pourra être envisagée afin d'apprécier de façon qualitative et quantitative l'efficacité d'interception des polluants. Leur facilité d'accès sera assurée à des fins de maintenance et d'entretien ;
- En amont direct de l'ouvrage de sortie, un dispositif de piégeage des graisses, boues et hydrocarbures sera mis en place. Ces matières seront d'abord extraites (raclage ou pompage) et stockées dans un puits à boues, avant leur évacuation et traitement sur plateforme dédiée ;
- En ouvrage de sortie, une vanne d'isolement ou autre dispositif équivalent pourra être mise en place pour confiner une éventuelle pollution accidentelle provenant du réseau d'assainissement ;
- Un dispositif de trop-plein ou de déversoir d'urgence pourra être prévu en fonction de la configuration envisagée en sortie d'ouvrage ;
- Pour permettre l'enlèvement des dépôts progressivement accumulés par décantation, la vidange préalable du bassin sera prévue. Selon le matériau utilisé au radier, une rampe d'accès pour les engins pourra être envisagée, avec une pente adaptée (inférieure à 5% en amont et aval et environ 10% sur la portion principale). Sinon, un dispositif d'enlèvement des boues par aspiration pourra être prévu. Le fond de l'ouvrage sera constitué d'un matériau relativement lisse et résistant pour faciliter l'évacuation des sédiments. Des caniveaux pourront être installés pour permettre l'entraînement des boues et le nettoyage du radier ;

- Autour du bassin à ciel ouvert, les voies de circulation permettront une certaine aisance dans la manœuvrabilité des véhicules. Une largeur d'au moins 3m sera prévue (idéalement 4m) ainsi que des zones de demi-tour. Une légère pente transversale sera mise en œuvre afin d'éviter la stagnation d'eau pluviale sur la voirie ;
- Pour des raisons de coût d'investissement et d'entretien, on évitera, autant que faire se peut, le recours à un apport d'énergie extérieure par dispositifs de pompage. L'écoulement gravitaire des effluents sera privilégiée ;
- En cas de chute de personnes ou de présence d'animaux dans le bassin, un ou plusieurs dispositifs de type échelle à rongeurs seront installés pour faciliter leur extraction.

Concernant l'aspect esthétique, les bassins de rétention constituent encore trop souvent des verrues paysagères, c'est pourquoi on veillera à ce que la solution proposée s'intègre au mieux à son environnement. La forme générale du bassin pourra imiter au mieux certains plans d'eau naturels. Le choix d'essences locales pour la végétalisation du site sera privilégié. Afin de protéger l'étanchéité du bassin, les végétaux à développement racinaire de surface seront préférés. Dans certains cas, l'ouvrage de rétention en eau peut faire partie intégrante d'une plaine de jeux accessible aux riverains. Néanmoins concernant l'ouvrage proposé, celui-ci sera situé dans une zone relativement isolée et peu facilement accessible au grand public, autrement dit une zone peu voire pas du tout fréquentée. Dès lors fonctionnel, le lieu sera clôturé et uniquement réservé au personnel d'exploitation pour des travaux d'entretien et de maintenance. Les clôtures attenantes ne seront pas en mesure de perturber l'écoulement des eaux en cas de submersion du site.

9.2.3. Prétraitement et régulation du débit traversier

9.2.3.1. Prétraitement

Comme dans le cas d'une filière de traitement classique, un prétraitement sera mis en œuvre dans le but de piéger les déchets moyens et grossiers en amont du bassin de retenue-décantation. Un dégrillage des eaux pluviales sera limité à la part des effluents qui emprunteront le siphon est qui sera, comparé aux siphons Ouest, le plus fréquemment en service. La mise en place d'une paroi siphonide entre le siphon Est et les siphons Ouest pourrait être envisagée afin de dévier les flottants vers le dégrillage du siphon Est.

On fera le choix d'un dégrillage manuel ou automatique (*figure 15*) disposant d'un entrefer moyen de 20 à 30mm et adapté au débit traversier souhaité.

Afin d'obtenir l'application des matières sur la grille, sans pour autant provoquer une perte de charge importante ni entraîner un colmatage des barreaux, la vitesse d'approche n'excédera pas 0,7 m/s au débit de pointe dans le canal d'amenée. En section libre, la vitesse de passage entre les barreaux sera idéalement comprise entre 0,5 et 1 m/s et pourra exceptionnellement atteindre 1,2 m/s. Pour un espacement supérieur à 10mm, le degré de colmatage toléré est environ de 25%. Afin d'éviter la retombée des déchets et favoriser le relevage des refus, les grilles seront en position verticale ou inclinée avec un ratissage intermittent ou continu.

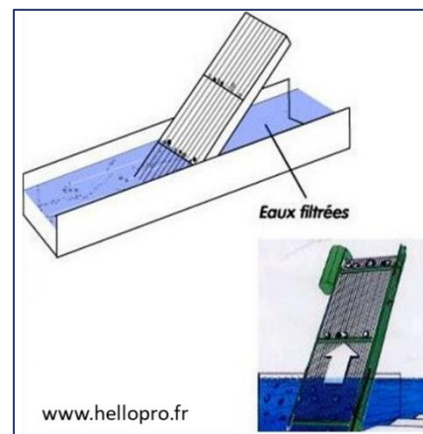


Figure 15. Dégrillage incliné à barreaux

Pour un tel dispositif, la perte de charge estimée sera environ de 10cm en débit de pointe. L'élévation de la ligne piézométrique en amont peut être considérée comme négligeable. Les conditions hydrodynamiques de l'écoulement ne seront pas significativement perturbées.

Pour le cas d'un dégrillage manuel, le curage et l'enlèvement des solides piégés pourra s'effectuer en période de temps sec après effacement ou non de la vanne secteur. Le décolmatage du dégrilleur nécessitera en revanche l'évacuation de l'ensemble des effluents du chenal d'eaux pluviales.

9.2.3.2. Ouvrages d'alimentation

En configuration actuelle, les eaux pluviales arrivant au poste A et qui ne sont pas refoulées vers la STEU de Gauchy rejoignent le milieu naturel via trois siphons : 2 siphons Ouest et 1 siphon Est (*figure 9*). Le bassin de retenue-décantation sera conçu et dimensionné pour le contrôle des pluies faibles. En cas de forte pluie, l'hydrodynamisme de l'ouvrage ne doit pas être compromis, au risque de provoquer la remise en suspension des dépôts et sédiments accumulés. C'est pourquoi, parmi ces trois siphons, on fera le choix d'alimenter l'ouvrage projeté par un seul d'entre eux : le siphon Est. Ainsi, l'évacuation des eaux pluviales se fera prioritairement par ce siphon. En cas de forte pluie, l'évacuation des eaux pluviales sera de surcroît assurée par les deux siphons Ouest, permettant de conserver un débit d'alimentation du bassin en deçà d'un débit maximal admis. D'une part, le bassin de retenue-décantation ne verra pas son rôle de traitement compromis et d'autre part, l'évacuation du volume d'eaux pluviales en excès par les deux autres siphons limitera la formation d'une contrainte aval au niveau du poste A. L'alimentation de l'ouvrage projeté par le siphon Est uniquement nécessitera la déconnexion des exutoires dans le bras de la Somme.

Le débit de référence sur l'ouvrage projeté devra être en cohérence avec les performances épuratoires visées. Celles-ci sont fonction d'un temps de séjour minimal à respecter pour les eaux pluviales admises, ou encore en fonction d'une vitesse de coupure souhaitée. Un pouvoir de coupure vH de 1 à 2 m/h est généralement conseillé pour assurer la bonne décantation des MES contenues dans les eaux pluviales strictes ; il s'agit du paramètre clé du dimensionnement de l'ouvrage.

L'exploitation du modèle du réseau d'assainissement de la ville de Saint-Quentin permis d'identifier un débit de pointe d'eaux pluviales à traiter au droit du poste A, moyennant la capacité de refoulement de la station de pompage. Pour un événement pluvieux de période de retour $T = 1$ mois, le débit de pointe d'eaux pluviales généré s'établit à environ $Q_{1\text{mois}} = 2,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Considérant un pouvoir de coupure sécuritaire de $vH = 1 \text{ m/h}$, la surface au miroir nécessaire pour le bassin de retenue-décantation s'établit environ à $10\,000 \text{ m}^2$, correspondant quasiment à la surface utile potentiellement offerte par la parcelle d'implantation prévue. Dans ce cas, l'ouvrage centralisateur projeté devrait pouvoir satisfaire les objectifs visés en matière de traitement des RUTP du bassin versant concerné.

Considérant maintenant un événement pluvieux de période de retour $T = 1$ an, le débit de pointe d'eaux pluviales obtenu s'établit à environ $Q_{1\text{an}} = 9 \text{ m}^3/\text{s}$. Tenant compte d'un pouvoir de coupure sécuritaire de $vH = 1 \text{ m/h}$, la surface au miroir nécessaire pour le bassin de retenue-décantation s'établit environ à $33\,000 \text{ m}^2$. Or, le site d'implantation envisagé ne présente qu'une surface maximale de $15\,000 \text{ m}^2$. La surface utile réellement disponible étant encore moindre, la superficie offerte par la parcelle retenue apparaît insuffisante pour satisfaire le contrôle des événements pluvieux à l'échelle annuelle. Ce débit de référence admissible sur la filière n'est pas jugé satisfaisant au regard de l'objectif de contrôle visé des événements pluvieux. En effet, cela nécessiterait une déconnexion de près de 50% (110 ha) de la surface active existante (220 ha). La superficie maximale exploitable ne pouvant être étendue aux parcelles voisines, celle-ci apparaît dès lors comme une condition aux limites contraignante pour le projet. C'est pourquoi l'ouvrage centralisé de traitement des RUTP ne pourra se suffire à lui-même. Le contrôle des événements pluvieux à l'échelle annuelle nécessitera la mise en œuvre soit d'une solution technique conjointe, soit d'une tout autre solution technique.

Dans le cas de l'association ou non du bassin de retenue-décantation avec une autre solution technique, le débit maximal admissible sur l'ouvrage sera donc limité au débit de référence $Q_{\text{référence}} = 2,8 \text{ m}^3/\text{s}$ précédemment estimé. Rappelons que les effluents proviendront du poste A caractérisé par une architecture particulièrement complexe. Afin de limiter un débit d'alimentation du bassin conformément au débit de référence, on préférera la mise en œuvre d'un ouvrage de régulation au fonctionnement dynamique plutôt que statique. Cet ouvrage sera placé dans l'axe du siphon Est.

On pourra faire le choix d'un seuil semi-automatique de type vanne secteur déversant par le haut (*figure 16*). Ce déversoir est facilement réglable à des positions prédéterminées par sa rotation autour de son articulation.

La hauteur de référence de crête devra permettre le maintien d'un débit déversé de $2,8 \text{ m}^3/\text{s}$ admissible sur l'ouvrage de traitement tout en évitant la mise en charge de l'extrémité aval des collecteurs débouchant dans le chenal des eaux pluviales du poste A. En outre, le déversement des eaux pluviales par le haut permettra d'optimiser sensiblement le calage altimétrique de l'ensemble de la filière de traitement.

En fonctionnement normal, une position quasiment statique de la vanne secteur pourra être maintenue. Si le collecteur en amont venait à monter en charge, l'évacuation du débit excédentaire serait réalisée par les ouvrages de régulation placés en amont des siphons Ouest. Le fonctionnement de ces ouvrages de régulation serait commandé par automate en fonction du niveau d'eau dans le chenal des eaux pluviales.

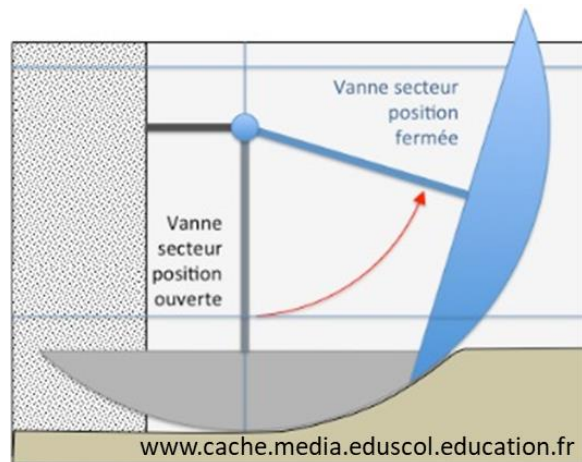


Figure 16. Fonctionnement d'une vanne secteur

Pour un fonctionnement optimal de la vanne seuil, il conviendra de s'assurer que l'hydrodynamisme soit pleinement favorable à un écoulement qui soit le moins perturbé, que ce soit par un éventuel ressaut hydraulique en amont direct ou une influence aval. L'arrêtée déversante de la vanne secteur doit rester le point de contrôle de l'écoulement dans le cas d'un seuil en fonctionnement dénoyé.

Pour ce faire, la cote altimétrique maximale de la surface libre du bassin de retenue-décantation ne sera pas susceptible de noyer le seuil, c'est-à-dire que la cote de la surface libre aval demeure inférieure à celle de la crête du seuil. Par ailleurs, le débit capable offert par le siphon (considérant une perte de charge totale disponible de $0,50\text{m}$) est estimé à près de $12 \text{ m}^3/\text{s}$, soit plus de 4 fois supérieur au débit de référence admissible sur l'ouvrage de traitement des eaux pluviales. Par conséquent, le siphon ne risque pas de conduire à une augmentation significative du niveau d'eau en amont de l'engouffrement. Puis, avec une vitesse de référence supérieure à 1 m/s dans le siphon, les conditions d'autocurage sont vérifiées.

Quant au ressaut hydraulique, la formation d'un tel phénomène en amont direct de la vanne seuil est écarté. En effet, l'ensemble des trois collecteurs d'eaux pluviales débouche dans une chambre de tranquillisation réduisant la vitesse du flux et permettant de garantir un écoulement fluvial en son sein et en amont de la vanne secteur.

Si le fonctionnement de la vanne secteur placée en axe du siphon sera quasiment statique, cet ouvrage de régulation permettra de placer l'ouvrage de traitement en chômage pour d'éventuelles opérations d'exploitation et de maintenance nécessitant un temps d'intervention plus ou moins important. A l'inverse, en cas d'évènement pluvieux exceptionnel de grande période de retour, la priorité sera donnée à la lutte contre les inondations, situation dans laquelle on prévoira l'effacement complet de la vanne secteur.

9.2.3.3. Ouvrages de sortie

Dans notre cas, aucune contrainte réglementaire ne s'impose la régulation du débit de sortie de l'ouvrage projeté. Actuellement, le débit de sortie des eaux pluviales collectées sur le bassin versant est simplement asservi à la capacité de transit des siphons en place. Le règlement du PPRICB de la vallée de la Somme impose en revanche qu'une zone bleue, dans laquelle se trouve l'ouvrage projeté, doit garder un rôle important d'expansion et de stockage des eaux de crue.

L'ouvrage principal de régulation du débit de sortie du bassin de retenue-décantation permettra de préserver l'ensemble des conditions hydrodynamiques précédemment évoquées pour un traitement optimal des effluents. Son fonctionnement pourra être statique ou dynamique. Dans le but d'une simplicité de fonctionnement, on pourra faire le choix d'un organe de type seuil à crête simple ou épaisse placé en aval du bassin. La solution d'un organe sans seuil de type orifice sera écartée, la nécessité d'une charge importante étant nécessaire pour permettre l'évacuation. Le débit de déversement souhaité sera au maximum équivalent au débit de référence en entrée d'ouvrage, à savoir $2,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Un volume de stockage temporaire pourra être considéré en cas de débit

de sortie inférieur au débit d'entrée. L'organe sera dimensionné selon une cote de référence de la surface libre dans le bassin.

Eu égard aux conditions topographiques du milieu et des règles de conception et de dimensionnement suivies, le fil d'eau du radier du bassin de retenue-décantation se situera à une cote altimétrique inférieure au fil d'eau de rejet. Cette configuration permettra de maintenir une retenue d'eau permanente essentielle au procédé de traitement. Néanmoins, le bassin de retenue-décantation doit pouvoir faire l'objet d'une vidange complète à des fins d'exploitation. C'est pourquoi on préconisera la mise en œuvre d'équipements électromécaniques permettant le relevage ou le refoulement des effluents ; il s'agira de pompes centrifuges dont la localisation et le fonctionnement seront précisés.

Par ailleurs, en raison du règlement du PPRICB et du calage altimétrique, il est probable qu'en période de hautes eaux du cours de la Somme, la cote altimétrique de la surface libre du cours d'eau soit supérieure à l'arête déversante en sortie du bassin de retenue-décantation. Si tel est le cas, le bon fonctionnement de l'ouvrage de traitement n'en sera pas pour autant compromis, voire même amélioré. Le piégeage de la plupart des polluants associés au ruissellement urbain restera effectif dès leur entrée sur la filière de traitement. Il conviendra en revanche de s'assurer que les eaux en provenance du milieu récepteur ne remontent jusqu'au sein du poste A. Si un déversement du milieu naturel dans le bassin en période de hautes eaux est toléré, aucun déversement ne le sera en période d'étiage.

On fera le choix d'un seuil à crête mince ou épaisse en fonction de l'écoulement au droit de l'ouvrage. En période d'étiage, l'écoulement sera dénoyé. Il pourra éventuellement être noyé en période de hautes eaux. Le seuil sera de longueur finie (déversoir rectangulaire ou carré) ou non finie (triangulaire, trapézoïdale, circulaire, etc.). Par exemple, dans le cas d'un seuil à crête mince, on pourra faire le choix d'un déversoir à échancrure trapézoïdale isocèle évasée vers le haut avec contraction latérale. Dans le cas d'un seuil à crête épaisse, on pourra faire le choix d'un déversoir de forme rectangulaire sans contraction latérale et arête vive (figure 17). La hauteur de l'arête déversante pourra faire l'objet d'une régulation par la mise en place de batardeaux. Ce déversoir permettra d'évacuer le débit de référence de l'ouvrage dès l'atteinte d'une hauteur d'eau de référence dans l'ouvrage de retenue-décantation.

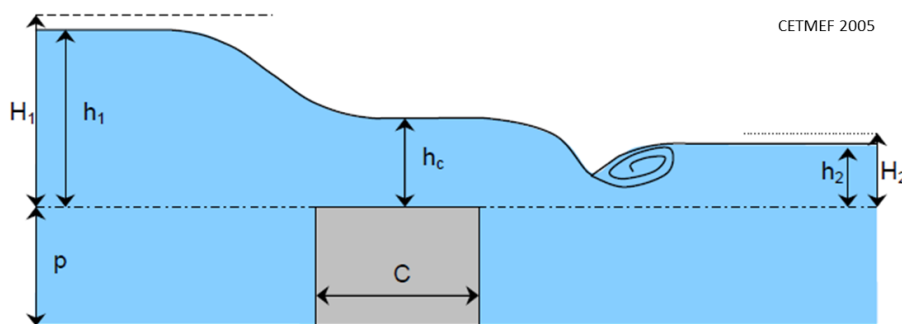


Figure 17. Coupe longitudinale d'un déversoir rectangulaire sans contraction latérale à crête épaisse

En fonctionnement normal, le bassin disposera donc d'une retenue d'eau permanente, située à une cote inférieure à l'arête déversante de sortie, puis un volume de stockage temporaire progressivement évacué assurant le marnage.

Pour des opérations de curage des sédiments, la vidange du bassin doit être préalablement réalisée. La capacité de refoulement totale des pompes mises en place sera définie en fonction du volume de retenue d'eau permanente à évacuer dans un délai maximum de 24h. Par exemple, pour un volume de 18 000 m³, on prévoira la mise en œuvre de 3 pompes centrifuges avec une capacité individuelle au refoulement de 250 m³/h au minimum. Une pompe supplémentaire sera placée en secours en cas d'avarie. Un volume utile spécifique à la station de pompage ne présente ici que peu d'intérêt. Un volume mort sera cependant prévu pour garder les pompes immergées en phase de pompage. Afin d'éviter la formation d'Hydrogène Sulfuré (H₂S), qui évolue ensuite en acide sulfurique au contact de l'air, on prévoira la vidange des conduites de refoulement par retour au poste. L'autocurage des conduites de refoulement sera assuré par une vitesse au refoulement comprise entre 1,0 et 2,0 m/s. L'arrêt de chacune des pompes se fera progressivement de façon à éviter les phénomènes de

coups de béliers. En raison du faible linéaire de conduites de refoulement et des diamètres successifs relativement importants, la HMT (Hauteur Nanométrique Totale) d'une pompe dépendra essentiellement de la hauteur géométrique entre l'aspiration et le refoulement. Si l'alimentation hydraulique de la station est prévue via des conduites, on veillera au bon dimensionnement de celles-ci au regard des pertes de charge générées à l'aspiration.

Un local technique sera aménagé à proximité et abritant les armoires de commande des pompes. Le site d'implantation prévu étant considéré comme zone urbanisée inondable au regard du PPRICB, ce local technique sera en mesure de fournir une étanchéité complète à l'eau des équipements en son sein. Les parties métalliques feront l'objet d'un traitement anti-corrosion. Les liants à base de plâtre seront proscrits. L'ensemble des matériaux sera hydrofuge pour garantir l'isolation des équipements contre l'humidité. Le réseau d'alimentation électrique sera aussi protégé des effets de l'immersion.

9.2.4. Performances épuratoires attendues

L'efficacité d'un ouvrage de traitement est particulièrement appréciée au regard de l'efficacité de piégeage de la pollution, aussi désignée comme efficacité de traitement, efficacité de rétention ou bien efficacité épuratoire. L'efficacité épuratoire d'un système se définit par le rendement d'élimination des polluants ou encore par le taux d'abattement de la pollution entre l'entrée et la sortie, s'agissant de la masse polluante interceptée sur la masse polluante entrante. Elle est décrite par l'équation suivante :

$$E_{\text{épuratoire}} = \frac{m_{\text{retenue}}}{m_{\text{entrante}}} * 100$$

$E_{\text{épuratoire}}$: efficacité d'abattement de polluants (%)
 m_{retenue} : masse de polluants retenue dans l'ouvrage
 m_{entrante} : masse de polluants arrivant dans l'ouvrage

Bien entendu, l'efficacité épuratoire s'apprécie en fonction du type de polluant visé et peut être déterminée selon plusieurs échelles temporelles, qu'il s'agisse d'un évènement pluvieux particulier (échelle évènementielle) pour apprécier les effets de choc ou d'une succession d'évènements pluvieux (échelle à long terme) pour appréhender les effets cumulatifs.

Cependant, si un grand nombre d'études s'intéresse seulement au taux d'abattement de la pollution, il ne saurait être suffisant pour évaluer la performance globale d'un ouvrage. Il conviendrait alors de combiner l'efficacité épuratoire à l'étude des masses et des concentrations de polluants en entrée et en sortie afin d'apprécier pleinement les performances. En effet, un ouvrage peut présenter un taux d'abattement élevé de polluants (rendement satisfaisant) sans pour autant délivrer une eau de bonne qualité en sortie (mauvaise concentration) et inversement.

Précédemment évoquées, les MES constituent un paramètre important à prendre en considération pour l'évaluation de la qualité des eaux. De plus, de nombreux micropolluants comme les ETM et HAP ont tendance à s'associer aux MES. Jusqu'à récemment, le peu d'études réalisées présentaient des efficacités de traitement globalement satisfaisantes, avec un abattement plus élevé dans les bassins en eau que dans les bassins secs. En effet, alors qu'un taux d'abattement de 50% était en moyenne observé pour un bassin sec, celui-ci dépassait majoritairement 70% pour un bassin en eau. Malgré ces taux d'abattement moyens corrects, une variabilité pouvait être constatée en fonction de la méthode de calcul employée, le nombre d'échantillons, l'occupation du sol des bassins versants, les caractéristiques des évènements pluvieux ou encore la géométrie des ouvrages.

En 2019, les retours d'expériences menées sur les projets Matriochkas à Nantes, Micromégas à Lyon et Roulépur en Ile-de-France ont davantage tempéré ces résultats. Si l'efficacité de traitement supérieure pour un bassin retenue-décantation en eau par rapport à celle d'un bassin sec a bien été confirmée, les taux d'abattement moyens observés furent en revanche moins satisfaisants. En effet, les résultats des différents projets démontrèrent que pour un bassin sec, l'efficacité épuratoire était à peine supérieure à 10% concernant l'abattement des concentrations en MES. Dans le cas d'un bassin de retenue-décantation en eau, cette efficacité atteignait environ 50%. Ces résultats, moins encourageants que les conclusions des toutes premières études, sont néanmoins à prendre avec précaution du fait du peu d'ouvrages considérés.

Les métaux sont connus pour leur fort caractère d'absorption sur les MES, leur abattement est manifestement corrélé à l'abattement des MES, bien que généralement inférieur. Les études se sont globalement intéressées au zinc, au plomb, au cuivre et au cadmium. Là encore, les bassins en eau apparaissent plus efficaces dans le traitement des ETM. Et de manière globale, le plomb semble présenter un taux d'abattement plus élevé, pouvant s'expliquer par son affinité pour la phase particulaire, et donc une meilleure aptitude à la décantation.

L'efficacité épuratoire des bassins au regard des HAP fait l'objet de peu d'études. Parmi celles-ci, SEBASTIAN [2013] considéra l'analyse du groupe de 16 HAP prioritairement visés par la DCE. Cette étude, menée dans le cadre du projet INOGEV, révéla des efficacités épuratoires élevées dans les bassins secs ou en eau, corrélées à celles des MES et des ETM. En fonction des HAP, ces efficacités variaient de 22 à 100%. En effet, le benzo(a)pyrène comme d'autres HAP lourds au caractère particulaire font par exemple l'objet d'un abattement à plus de 80%. En raison du nombre de campagnes restreint, il convient néanmoins de rester prudent sur ces résultats.

Une prudence également de mise au regard des résultats attachés aux pesticides, en raison du faible nombre de campagnes. De manière générale, les pesticides, préférentiellement sous forme dissoute, ne sont pas retenus dans les dispositifs basés sur la décantation. Les conclusions des projets Matriochkas, Micromégas et Roulépur vinrent appuyer ce constat, notamment pour les dispositifs basés sur la décantation.

Le rôle des végétaux est ici majoritairement esthétique pour assurer l'intégration paysagère de l'ouvrage avec son environnement. S'agissant d'un bassin étanchéifié, la plantation des végétaux sera prévue, le cas échéant, autour de l'ouvrage et non en son sein. En effet, même si des processus biologiques et biochimiques peuvent avoir lieu, le processus essentiellement mis en œuvre pour l'abattement de la pollution repose sur la décantation des MES, une matrice favorable pour le support de la DCO, DBO₅ et des micropolluants.

En conclusion, l'efficacité épuratoire des ouvrages pour certains polluants, tant en masse qu'en concentration, est très variable, ceci même pour une famille d'ouvrages considérée. Le fonctionnement hydraulique en réponse à la variabilité des événements pluvieux sur un bassin versant conditionne en grande partie l'interception des polluants, un fonctionnement qui est directement lié à la conception et au dimensionnement de l'ouvrage.

Dans notre cas, le bassin de retenue-décantation projeté ambitionnera d'atteindre au moins les performances épuratoires exposées ci-après pour les paramètres globaux et spécifiques retenus (*tableau 10*). Ces performances épuratoires sont exprimées en taux d'abattement :

Tableau 10. Performances épuratoires attendues pour un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales

Paramètre	MES	DCO	DBO ₅	NKJ	PT	ETM	HAP
Taux d'abattement	80%	70%	70%	40%	30%	50%	50%

9.2.5. Plan du bassin de retenue-décantation projeté

Dès lors les règles de conception et dimensionnement définies au regard des objectifs de traitement visés, un premier plan de masse de l'ouvrage projeté peut être établi, fonction des contraintes propres à l'environnement du site d'implantation (figure 18). Le schéma altimétrique associé à l'ensemble de la filière est disponible en Annexe 14.

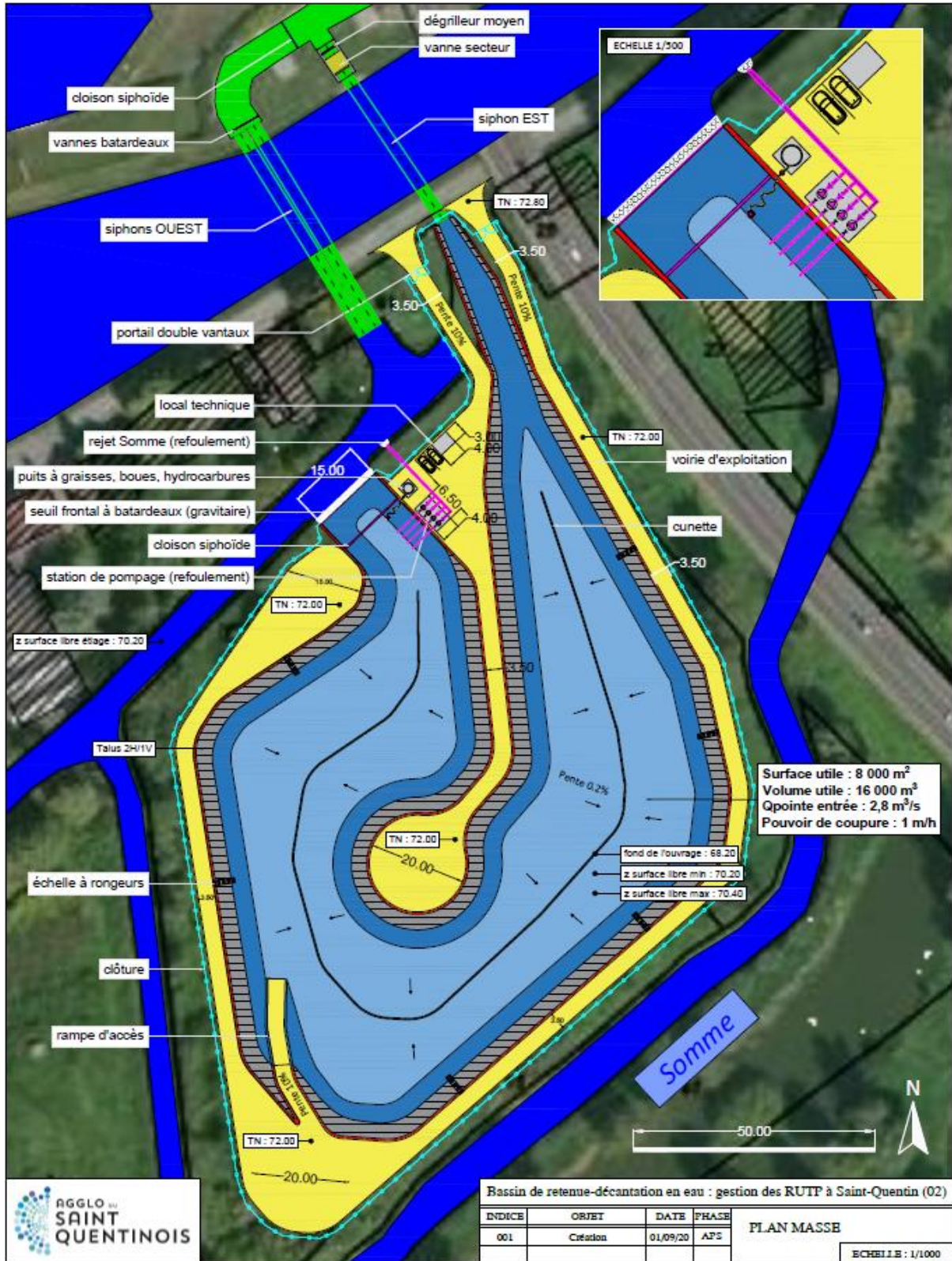


Figure 18. Plan de masse du bassin de retenue-décantation en eau projeté

9.2.6. Règles de gestion et d'exploitation

Afin que l'ouvrage de retenue-décantation assure un rôle fonctionnel sur la durée, celui-ci doit faire l'objet d'un entretien indispensable, à la fois préventif et curatif. A défaut, un bassin peut rapidement devenir inopérant en plus d'être source de nuisances. Ces opérations d'entretien sont les suivantes :

- Vérification des ouvrages de prétraitement, d'alimentation et d'évacuation (régulation de débit) après chaque pluie importante pour éviter tout risque de colmatage ;
- Curage et entretien des ouvrages de prétraitement, d'alimentation et d'évacuation le cas échéant ;
- S'agissant d'un ouvrage végétalisé, une tonte préconisée par mois ou deux fois par mois avec évacuation des produits de tonte. Il s'agit d'un entretien classique de type espace vert, en évitant l'utilisation de produits phytosanitaires ;
- Ramassage et évacuation des flottants et autres déchets une à deux fois par mois ;
- Entretien des abords (accès, voiries, clôture éventuelle, etc.) ;
- Curage des sédiments accumulés en fond d'ouvrage à intervalle de quelques années.

9.2.7. Métré, chiffrage et planning prévisionnel des travaux

Le chiffrage du projet a été estimé le plus précisément que possible en tenant compte de la localisation géographique du site, de l'intervention d'entreprises de travaux locales et de prix récents relatifs à chaque produit, élément d'ouvrage ou prestation prévu. Concernant le projet de bassin de retenue-décantation, le récapitulatif du chiffrage détaillé (*Annexe 15*) se décompose comme suit (*tableau 11*) :

Tableau 11. Chiffrage du bassin de retenue-décantation en eau projeté

RECAPITULATIF - BASSIN DE RETENUE-DECANTATION EN EAU		
N° DES PRIX	DESIGNATION DES OPERATIONS	TOTAL (HT)
1	TRAVAUX PREPARATOIRES	33 000,00 €
2	TERRASSEMENTS	744 375,00 €
3	PRETRAITEMENT	608 730,00 €
4	BASSIN DE RETENUE-DECANTATION	310 475,00 €
5	STATION DE POMPAGE	170 910,00 €
6	VOIRIE D'EXPLOITATION	249 470,00 €
7	CONTROLES, PLANS ET DOSSIERS	15 200,00 €
		TOTAL HT 2 132 160,00 €
		TVA 20% 426 432,00 €
		TOTAL TTC 2 558 592,00 €

En outre peut être établi un planning prévisionnel d'exécution des travaux, s'agissant d'organiser l'exécution des différentes tâches sur un calendrier associées à leurs dates de commencement et d'achèvement, fonction d'un délai déterminé. L'élaboration du calendrier d'exécution suppose la prise en compte de différentes contraintes, d'ordre chronologique (ordre à respecter impérativement dans la succession de certaines tâches), technique (temps de séchage ou prise des matériaux mis en œuvre) ou liées à l'affectation d'une certaine quantité de main d'œuvre. Dans notre cas, on supposera l'affectation de plusieurs équipes permettant la réalisation simultanée de certaines tâches. Pour ce projet, le planning prévisionnel d'exécution des travaux a été établi pour l'année 2025 (*Annexe 16*), tenant compte de l'ensemble des études complémentaires et des procédures administratives à réaliser au préalable. Le démarrage des travaux est prévu au mois d'avril pour un achèvement à la fin du mois de novembre, soit un délai d'exécution prévu de 8 mois environ, essentiellement en belle saison, lorsque les conditions météorologiques sont les plus favorables.

9.3. Filtre planté de roseaux

9.3.1. Principes de fonctionnement

Pour le traitement des rejets urbains en temps de pluie, la seconde solution envisagée est un ouvrage de type filtre planté de roseaux (FPR). Si, depuis les années 1990, ce dispositif a déjà fait ses preuves pour le traitement des eaux usées en assainissement collectif et non collectif, il pourrait aussi trouver un usage dans la gestion des eaux de ruissellement et des eaux pluviales (figure 19).



Figure 19. Exemple d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical à Marcy-l'Etoile (69)

Bien que l'organisation de la filière puisse sensiblement varier, la technique de traitement des rejets urbains en temps de pluie repose quasi similairement sur celle utilisée pour le traitement des eaux usées. Celle-ci consiste à faire circuler les eaux pluviales au travers d'un massif filtrant, ce dernier assurant plusieurs fonctions. En effet, la ou les couches de matériaux filtrants mises en œuvre permettent dans un premier temps d'assurer une rétention physique des matières en suspension en surface de filtre puis, dans un second temps, d'être un support privilégié pour le développement d'une biomasse épuratrice fixée en conditions majoritairement aérobies (figure 20).

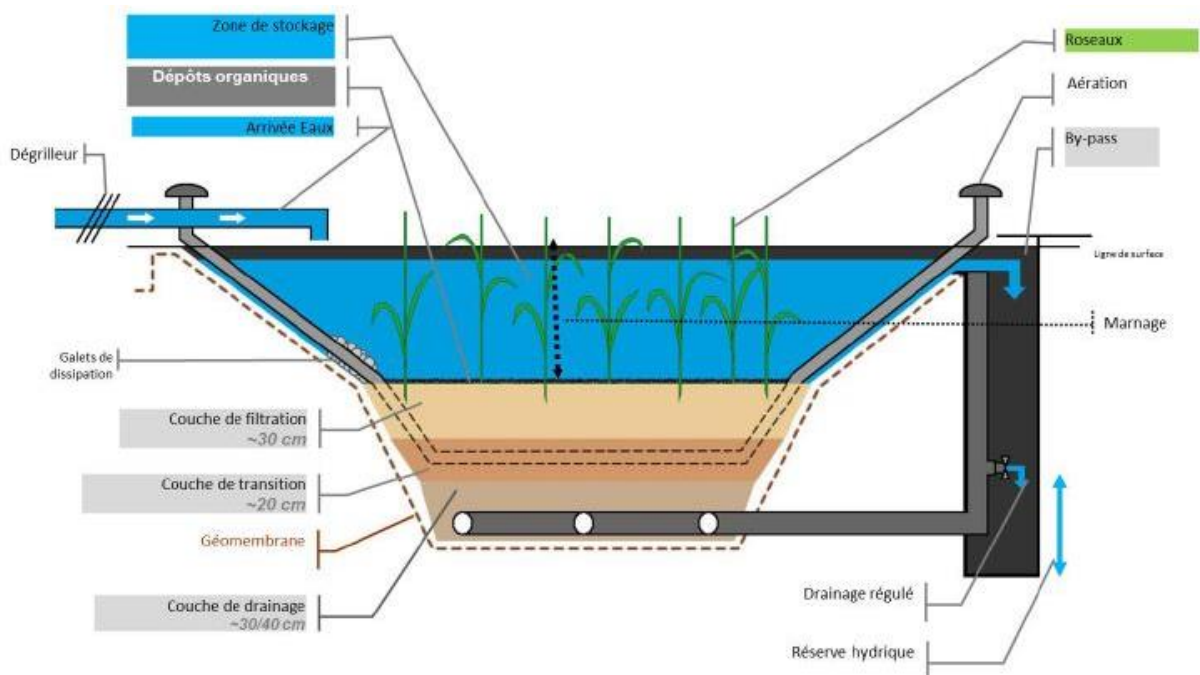


Figure 20. Coupe transversale d'un FPR à écoulement vertical pour le traitement des RUTP (SEGTEUP)

En traitement des eaux usées, la filière générique est classiquement composée de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical. S'agissant d'une filière extensive, exigeant une surface foncière relativement importante, ce procédé est désormais largement utilisé pour le traitement des effluents de communes de 20 à 2 000 EH. Contrairement à une filière intensive classique de traitement des eaux usées, les FPR présentent l'avantage d'un fonctionnement à la fois robuste et rustique ainsi que d'une intégration paysagère satisfaisante. La filière classique s'organise en deux étages de traitement composés de filtres en parallèles, ces derniers faisant l'objet de phases successives d'alimentation (par bâchées) et de repos, fondamentales pour contrôler la croissance de la biomasse au sein des filtres, y maintenir des conditions aérobies et favoriser la minéralisation du dépôt de matière organique (MO) provenant de la rétention des MES en surface. Les filtres sont aérés de deux manières : active lors des apports hydrauliques par convection et diffusion (par ressuyage ou phénomène de flaquage) et passive grâce à des puits d'aération (ou cheminées) répartis sur l'ensemble de la surface.

Il est possible de distinguer trois types de filtration : la filtration de surface, la filtration par piégeage et la filtration en profondeur [MCDOWELL-BOYER, 1986]. Dans le cas d'un FPRV, hormis l'étape de prétraitement, la filtration de surface constitue la première phase d'abattement de la pollution avec rétention des particules solides en surface de filtre. Ensuite, l'interception se poursuit avec la filtration par piégeage des particules fines coincées mécaniquement dans les espaces poreux de faibles dimensions. La filtration en profondeur correspond au phénomène d'adsorption par lequel les particules fines et même les colloïdes sont retenus au sein du milieu poreux et filtrant. Evidemment, l'efficacité des processus de filtration est fonction de plusieurs paramètres tels que l'épaisseur des couches, le type de matériau filtrant, la granulométrie, la porosité et la vitesse de filtration. De manière générale, ces processus sont plus importants dans les premiers centimètres des couches filtrantes mises en œuvre.

L'effluent, percolant au sein du filtre, est ensuite envoyé vers le second étage de traitement afin d'en affiner l'épuration, particulièrement en ce qui concerne la nitrification. En effet, si le premier étage est principalement le siège de l'abattement des MES et de la MO par processus physique et biologique (biodégradation par une biomasse bactérienne hétérotrophe à croissance rapide), le second étage va surtout permettre le processus de nitrification (nitrification et nitrification) par une biomasse bactérienne autotrophe à croissance plus lente disposant de conditions plus favorables à leur développement.

Traditionnellement implantée sur un terrain présentant un certain dénivelé, la station peut fonctionner sans équipement électromécanique et donc sans apport d'énergie extérieure. Cette configuration a démontré ses performances en matière de dégradation de la matière carbonée, de rétention des MES et de nitrification quasi complète.

Le processus de dénitrification peut toutefois s'obtenir en complétant la filière par des filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal (FPRH) de granulométrie fine. Le colmatage physique est évité par l'alimentation du massif en eaux claires seulement. Continuellement saturé en eau et assurant un temps de séjour plus important, le milieu est plongé en condition anoxique favorisant le processus de dénitrification par les bactéries anaérobies. Cette étape de dénitrification est rarement mise en œuvre dans les filières classique de FPR pour le traitement des eaux usées. Par ailleurs, contrairement aux FPRV, les FPRH apparaissent plus sensibles aux variations de charge hydraulique.

Contrairement au bassin de retenue-décantation, la plantation de végétaux revêt un rôle primordial nécessaire au bon fonctionnement des massifs filtrants. Ces macrophytes sont généralement des roseaux (*Phragmites Communis* ou *Phragmites Australis*). Ces plantes semi-aquatiques (ou hydro-hélophytes) possèdent un système racinaire très développé et apportent plusieurs fonctions aux massifs filtrants :

- **réduction du risque de colmatage** par le mouvement des roseaux sous l'action du vent. Ceci permet de casser la couche de dépôt et de maintenir la perméabilité du massif. Un écoulement préférentiel peut être constaté le long des racines ;
- **amélioration des capacités de décantation des MES**, y compris des particules fines, par le couvert végétal réparti sur l'ensemble de la surface du filtre ;

- **favoriser la fixation et le développement des bactéries épuratrices** (essentiellement de la matière organique) sur les rhizomes. En zone rhizosphérique, le développement bactérien y est plus dense et diversifié que dans le matériau inerte ;
- **limiter la remise en suspension des polluants** accumulés en surface de filtre ;
- **protéger la biomasse épuratrice des variations extrêmes de température** et de l'action des rayons ultraviolets.

Le rôle direct des végétaux dans l'abattement des polluants (assimilation des minéraux), de même que leur rôle d'oxygénation, peuvent être considérés comme négligeables. Si dans le cas des FPR la notion de phytoépuration est à exclure, on peut toutefois accepter le terme de phytoremédiation si l'on considère le rôle interactionnel des macrophytes avec le sol et les microorganismes dans le processus global de traitement des eaux.

L'application des filtres plantés de roseaux dans le traitement des rejets urbains en temps de pluie et l'évaluation de leurs performances ont particulièrement été suivis dans le cadre de deux programmes de recherche : le projet SEGTEUP (Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie) mené de 2009 à 2013 et le projet ADEPTE (Aide au dimensionnement pour la gestion des eaux pluviales par traitement extensif) mené de 2013 à 2017. Différents systèmes extensifs à base de macrophytes ont été envisagés pour le traitement des RUTP, mais ces deux programmes se sont précisément intéressés aux FPR à écoulement vertical. Ces derniers sont en effet plus adaptés aux variations de charge hydraulique, moins sensibles au colmatage et moins consommateurs d'espace.

9.3.2. Règles de conception et de dimensionnement

Dans la gestion des RUTP, l'intérêt des FPRV est double. Comme les bassins d'orage classiques, les FPRV permettent d'une part de jouer un rôle tampon par laminage de l'hydrogramme, ceci en stockant les eaux pluviales au sein et à la surface du filtre. D'autre part, le dispositif permet le traitement de la pollution à la fois particulaire et dissoute par des processus physiques (filtration, adsorption) et biochimiques. Les règles de conception et de dimensionnement établies ci-après proviennent essentiellement du Guide technique paru en 2013 et faisant référence au programme de recherche SEGTEUP. Les exigences requises sont les suivantes :

- Un prétraitement simple de type dégrillage, dessablage (avec un pouvoir de coupure grossier de 90 m/h) et déshuilage en entrée pour éviter les apports particuliers sur le filtre pourra être envisagé ;
- La filière nécessitera un minimum de 1m de dénivellée entre la surface du filtre et le fil d'eau de sortie auquel se rajoutera la hauteur de stockage maximale souhaitée. Une dénivellée de 2 à 2,5m est idéale et permet d'augmenter la compacité de la filière ;
- La répartition des effluents devra être la plus homogène possible à la surface des filtres. Des dispositifs anti-affouillement seront mis en place le cas échéant ;
- L'ouvrage sera en mesure de traiter le débit journalier maximal de l'évènement pluvieux critique dans un délai de 24h, voire 30h exceptionnellement. Autrement dit, l'évènement pluvieux de référence sera idéalement traité et rejeté au milieu récepteur en 24h, voire 30h ;
- La limitation de la remise en suspension des dépôts accumulés en surface de filtre peut être envisagée en limitant la vitesse d'entrée à 1,5 m/h sur la surface utile de l'ouvrage ;
- On privilégiera idéalement un pendage de talus de 3 pour 1 afin d'en assurer la stabilité ;
- La surface minimale du filtre est liée au drainage en 24h du volume de référence à traiter suivant une certaine vitesse de drainage, cette dernière fonction de la perméabilité des matériaux filtrants mis en place et du débit de fuite autorisé ;
- Le volume de stockage de l'ouvrage permettra d'accepter le débit de référence de l'évènement pluvieux critique. Le stockage se fera aussi bien en surface qu'au sein du filtre (porosité à prendre en compte) ;
- La mise en œuvre de sable fin ou grossier pourra assurer un rendement moyen d'environ 50% sur le NKJ en concentration. Pour une nitrification plus poussée, l'utilisation de zéolithe est recommandée ;

- Le filtre sera composé de 3 couches : filtrante (de hauteur 40 à 60cm, de matériau fin d10 entre 0,4 et 0,7mm), de transition (de hauteur 10 à 20cm et de matériau moyen à grossier 2/4 à 3/8mm) et drainante (de hauteur 30 à 40cm y compris la réserve hydrique et de matériau grossier 10/20 à 15/25mm) ;
- Afin d'éviter le colmatage du système, il sera prévu 1 ou 2 filtres en fonction de la fréquence de sollicitation de l'ouvrage. Pour une sollicitation au moins bihebdomadaire, il est recommandé 2 filtres avec une alternance mensuelle. En-deçà, un seul filtre pourra être utilisé en permanence ;
- L'aération passive du système sera assurée par l'implantation de drains d'aération au sein de la couche drainante. Ces drains seront reliés à des cheminées d'aération (événets). Ce dispositif permettra en outre de favoriser l'écoulement des eaux au travers du massif filtrant ;
- L'étanchéité de l'ouvrage sera assurée par géosynthétique de type géomembrane ou géosynthétique bentonitique, afin de prévenir la migration des polluants dans le sol. La combinaison de géotextiles inférieur et supérieur séparés par une couche de bentonite peut être envisagée ;
- En présence de nappe phréatique et afin de garantir la stabilité de l'ouvrage, les efforts de poussée seront neutralisés par la mise en place de dispositifs d'ancrage ou de lestage. Un drainage des fluides (eau et gaz) sera mis en place sous l'étanchéité du bassin, par géogrille ou réseau de drains ;
- Une voirie de largeur minimale de 3m (idéalement de 4m) ainsi que des zones de demi-tour seront aménagées afin de permettre l'accès aux engins d'exploitation. Celle-ci sera inclinée de manière à éviter le ravinement du talus par ruissellement ;
- Une réserve hydrique en fond de filtre de 20 à 30cm maximum sera prévue pour assurer la survie des roseaux (remontée d'eau par capillarité vers la rhizosphère) ;
- L'ouvrage sera éventuellement équipé d'un trop-plein muni d'un dispositif de protection pour éviter le départ des éventuels flottants vers le milieu récepteur ;
- Une revanche sera mise en œuvre afin d'éviter un transfert indésirable de l'ouvrage au milieu récepteur ou du milieu récepteur à l'ouvrage.

Contrairement au bassin de retenue-décantation qui peut nécessiter un travail cosmétique supplémentaire, le FPR se suffit à lui-même pour une bonne intégration paysagère. De la même manière, ce dispositif peut servir de lieu de passage pour le public en impliquant une requalification de l'espace urbain. A terme, les FPR peuvent aussi abriter une diversité aussi bien floristique que faunistique. Plus ludique que le bassin de retenue-décantation, ce type de filière peut aussi servir de support de communication et de valorisation d'une politique environnementale. Néanmoins, pour des raisons de sécurité, l'ouvrage de traitement sera clôturé et accessible exclusivement aux agents d'exploitation. Ces clôtures ne devront pas perturber l'écoulement des eaux en cas de submersion du site.

Dans le cadre du projet LUMIEAU-Stra, la combinaison d'un ouvrage de décantation et de filtration pour le traitement des rejets urbains en temps de pluie a aussi fait l'objet d'une étude. WALASZEK et al. [2018] démontrèrent l'efficacité de cette complémentarité en série dans l'abattement de la pollution, à la fois des polluants majeurs et des micropolluants. Ces deux ouvrages extensifs sont implantés en aval d'un bassin versant urbain de surface active estimée à 0,9 ha. Eu égard à la surface active du bassin versant d'étude de la ville Saint-Quentin estimée à 220 ha, la combinaison de deux ouvrages extensifs en série ne sera pas étudiée dans ce TFE.

9.3.3. Prétraitement et régulation du débit traversier

9.3.3.1. Prétraitement

Pour le filtre planté de roseaux comme pour le bassin de retenue-décantation, le prétraitement envisagé sera identique. L'ordre de grandeur du débit admissible sur l'une ou l'autre filière est comparable. Un dégrillage sera limité à la part des effluents qui emprunteront le siphon Est, dans le but de piéger les déchets moyens et grossiers. La mise en place d'une paroi siphonoïde entre le siphon Est et les siphons Ouest est aussi recommandée afin de dévier les flottants vers le dégrillage du siphon Est.

On fera le choix d'un dégrillage manuel ou automatique disposant d'un entrefer moyen de 20 à 30mm et adapté au débit traversier souhaité. Pour le cas d'un dégrillage manuel, le curage et l'enlèvement des solides piégés pourra s'effectuer en période de temps sec par suite de l'effacement complet de la vanne secteur. Une fois l'ensemble des effluents du chenal d'eaux pluviales évacué, le personnel d'exploitation pourra intervenir.

9.3.3.2. Ouvrages d'alimentation

Dans le cas du projet de traitement des eaux pluviales par filtre planté de roseaux à écoulement vertical, la configuration des ouvrages d'alimentation sera quasiment identique à celle prévue pour le bassin de retenue-décantation (cf. 9.2.3.2.). Notons toutefois que cet ouvrage présente deux paramètres clés au dimensionnement, à savoir la charge hydraulique superficielle et le volume de stockage souhaité en surface de filtre.

D'abord, une vitesse d'alimentation du filtre limitée à 1,5 m/h est préconisée afin d'éviter la remise en suspension des dépôts accumulés en surface. Ce paramètre, qu'on pourrait comparer à la vitesse de coupure pour le bassin de retenue-décantation, porterait le débit de référence admissible sur la filière à $Q_{référence} = 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ pour une surface utile de 5 000 m². Par ailleurs, ce débit correspondrait au débit de pointe d'un évènement pluvieux de période de retour $T = 1$ mois environ pour le bassin versant concerné.

Ensuite, le débit de fuite est directement lié à la capacité de drainage du filtre. Considérant une conductivité hydraulique variant de 1.10^{-5} à 5.10^{-5} m/s (soit 3,6 à 18 cm/h) selon les matériaux mis en œuvre et une surface utile de 10 000 m², le débit de fuite varie de 0,06 à 0,3 m³/s. Tenant compte d'un objectif de drainage de l'évènement pluvieux de référence en 24h, le débit de référence journalier admissible sur la filière varie de 5 000 à 26 000 m³/j. Considérés unitairement, ces volumes correspondent à des évènements pluvieux de période de retour $T = 7$ jours à 1 mois.

L'ouvrage centralisateur projeté devrait donc pouvoir satisfaire l'objectif de contrôle des évènements pluvieux conformément à l'approche AERM. En revanche, ce débit de référence admissible sur la filière n'est pas jugé satisfaisant au regard de l'objectif de contrôle visé des évènements pluvieux à l'échelle annuelle. En effet, comme pour la solution précédente, cela nécessiterait une réduction de près de 50% (110 ha) de la surface active existante (220 ha). Par conséquent, le contrôle des évènements pluvieux à l'échelle annuelle nécessitera aussi la mise en œuvre soit d'une solution technique conjointe, soit d'une tout autre solution technique.

Dans un cas comme dans l'autre, on fera le choix de limiter le débit maximal admissible sur l'ouvrage au débit de référence $Q_{référence} = 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ précédemment estimé. De même, on préférera la mise en œuvre d'un ouvrage de régulation au fonctionnement dynamique, placé dans l'axe du siphon Est. Comme vu en 9.2.3.2., il pourra s'agir d'une vanne secteur dont l'arête déversante sera cette fois-ci légèrement augmentée pour le déversement d'un débit inférieur.

Concernant le traitement des eaux usées domestiques, la répartition des effluents sur le filtre est classiquement réalisée via des points d'injection uniformément disposés en surface. Pour ce faire, les conduites d'injection sont particulièrement dimensionnées pour obtenir à la fois des conditions d'autocurage mais aussi une vitesse d'injection satisfaisante. En revanche, dans le cas du traitement des RUTP, les charges hydrauliques apportées sont variables. Par ailleurs, le faible dénivelé disponible pour la filière offre une perte de charge disponible insuffisante pour reproduire une telle configuration. Pour ces raisons, on s'accordera une répartition non homogène en surface du filtre (au moins au début de la phase d'alimentation), l'injection étant uniquement assurée par l'organe d'entrée de l'ouvrage de traitement. En amont du filtre, on pourra préconiser la mise en œuvre d'un dispositif anti-affouillement pour éviter le creusement des premiers matériaux filtrants.

9.3.3.3. Ouvrages de sortie

En raison du faible dénivelé disponible, les eaux traitées par filtration seront obligatoirement évacuées au milieu naturel par pompage. Un ouvrage de collecte des eaux traitées sera aménagé, celui-ci comprenant plusieurs pompes centrifuges multicellulaires fonctionnant en parallèle si nécessaire. S'agissant d'une filière de traitement par filtre planté de roseaux, le débit de sortie est significativement inférieur au débit entrant, ceci en raison de l'évapotranspiration des végétaux ainsi que des pertes de charge rencontrées au travers du massif filtrant. Par conséquent, en sortie de filière, on peut considérer une réduction en moyenne par 3 ou 4 du débit d'entrée.

Le débit maximal de refoulement des pompes placées en parallèle sera équivalent au débit de sortie maximal offert par l'ouvrage de traitement en charge hydraulique maximale en surface de filtre. Aux différents points de rejets du refoulement des pompes, un système de protection anti-affouillement pourra être prévu afin de prévenir l'érosion du milieu récepteur. On prévoira une capacité de refoulement totale de la station de pompage d'environ 3 000 m³/h, soit une capacité individuelle au refoulement de 600 m³/h pour 5 pompes placées en parallèle. Une pompe de secours supplémentaire sera mise en place en cas d'avarie.

La station de pompage projetée présentera une longueur de 15m et une largeur de 10m, avec un marnage de 3m, accordant un volume utile de 450 m³. Les pompes seront immergées dans un volume mort présentant une hauteur d'eau d'1m et permettant le refroidissement des organes de pompage. Les cycles de démarrage seront asservis au niveau d'eau dans la station, avec un niveau très haut, haut et bas. En fin de ressuyage de l'évènement pluvieux, la station pourra éventuellement être vidangée dans sa quasi-totalité afin d'éviter la formation d'hydrogène sulfuré (H₂S). Quasi-totalité, si l'on considère ensuite la vidange des conduites de refoulement vers la station de pompage. Le dimensionnement prévoira de satisfaire les conditions d'autocurage. Puis, on évitera l'arrêt brusque des pompes afin de s'amender du phénomène de coups de béliers.

Un local technique sera aménagé à proximité et abritant les armoires de commande des pompes. Situé en zone bleue au regard du PPRICB de la vallée de la Somme, ce local technique sera en mesure de fournir une étanchéité complète à l'eau des équipements en son sein (cf. 9.2.3.3.).

9.3.4. Performances épuratoires attendues

Si les performances des filtres plantés de roseaux sont relativement bien documentées en traitement des eaux usées, peu d'études se sont attachées à celles se rapportant à la matrice des eaux pluviales strictes. Néanmoins, plusieurs travaux permettent de dégager des ordres de grandeur.

Comme précédemment évoquée, la grande majorité de la pollution des RUTP est sous forme particulaire. C'est pourquoi le rôle de filtration physique en surface de filtre est tout aussi important qu'un rôle de décantation pour un bassin de retenue. Concernant les MES, deux FPRV traitant les eaux pluviales issues d'une autoroute furent étudiés en Grèce [TERZAKIS, 2008]. Chacun des deux filtres présentait un rendement supérieur à 80% en MES, sans variation significative liée au temps de séjour des effluents (12 et 24h). Les études menées dans le cadre du projet SEGTEUP montrèrent que la charge hydraulique n'avait pas d'effet notable sur la filtration. Par ailleurs, aucune différence significative n'était observée sur l'efficacité de filtration suivant les granulométries de matériaux utilisées (du sable fin au gravillon). Les rendements de filtration dépendaient principalement de la concentration d'entrée en MES avec de manière générale un rendement qui augmentait à mesure que la concentration en MES augmentait. Pour des concentrations d'entrée en MES supérieures à 400 mg/l, les rendements de filtration étaient supérieurs à 95%.

Concernant la DCO, majoritairement fixée aux MES sous forme particulaire en temps de pluie, les rendements observés sur la DCO totale suivaient la même tendance que ceux observés sur les MES. En revanche, les rendements associés à la DCO dissoute se sont révélés pour le moins hétérogènes et faibles (de 0 à 40%) lorsqu'il s'agissait de concentrations d'entrée faibles (inférieures à 50 mg/l). Ces résultats peuvent s'expliquer en raison de charges hydrauliques fortes (associées à des concentrations faibles) et une proportion importante de DCO réfractaire dont la dégradation est rendue difficile. De manière générale pour les paramètres MES et DCO, les niveaux de qualité des eaux de sortie du système seront respectivement inférieurs à 35 et 125 mg/l.

L'abattement du NKJ se fait en partie par filtration sur la partie particulaire (concernant l'azote organique) et par adsorption sur la partie dissoute (concernant l'azote ammoniacal). En raison de la saturation du milieu lors d'un évènement pluvieux, la nitrification directe apparaît négligeable dès lors que le milieu n'est plus oxygéné par convection et diffusion. La nitrification a lieu entre les évènements pluvieux, après drainage de la charge hydraulique de surface. Les études ont montré que plus le matériau filtrant était fin, plus les capacités d'absorption de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) étaient importantes, s'expliquant par la surface développée des matériaux. Par ailleurs, l'utilisation de zéolithe qui, contrairement aux matériaux classiques, présente une grande capacité d'échange cationique, permet une rétention quasi-totale de l'azote ammoniacal. Les sites d'absorption seront progressivement libérés à mesure du relargage de l'azote nitrifié lors des épisodes pluvieux suivants. Alors

qu'un rendement moyen de 40 à 60% peut être respectivement obtenu avec du sable grossier et fin, une nitrification quasi-complète à 95% ne peut être obtenue qu'avec l'utilisation de zéolithe.

Concernant les micropolluants, l'efficacité d'interception des éléments-traces métalliques, largement liés aux particules, tend à suivre celle des MES, avec une rétention principalement effectuée en surface de filtre, alimentant la couche de dépôt. Quant aux HAP qui pour la plupart sont aussi liés aux particules, la filtration physique en surface de filtre semble aussi être le principal processus de rétention des polluants. En revanche, les performances au regard des métaux ou des HAP en phase dissoute apparaissent négligeables. Dans leurs travaux de recherche, DURIN [2006] et GUJISAITE [2008] ont mis en évidence un éventuel relargage des ETM et des HAP en raison des conditions transitoires du système (alimentation irrégulière du filtre, environnement saturé ou non saturé). Au gré des saisons, les variations des conditions climatiques et des pratiques associées (périodes de temps sec prolongées, massif saturé ou non saturé, utilisation de sels de déneigement, alternance des périodes de croissance et de sénescence des végétaux) ont montré leur influence sur les performances du système dans le traitement des micropolluants. Les variations des conditions physico-chimiques induites par ces conditions transitoires peuvent être responsables du relargage de certains polluants par l'ouvrage, dont les micropolluants.

Notons qu'avant d'atteindre l'efficacité optimale de traitement de la pollution, la filière nécessite d'abord une phase de démarrage pendant laquelle un surfaçage du filtre se réalise (formation d'une couche de dépôt) et la biomasse végétale et animale se développe. En conditions favorables, le système racinaire des roseaux témoigne d'une croissance relativement rapide. Quelques semaines d'attente sont donc indispensables avant d'obtenir un ouvrage fonctionnel.

Dans notre cas, le filtre planté de roseaux projeté ambitionnera d'atteindre au moins les performances épuratoires exposées ci-après pour les paramètres globaux et spécifiques retenus (*tableau 12*). Ces performances épuratoires sont exprimées en taux d'abattement :

Tableau 12. Performances épuratoires attendues pour un FPRV pour le traitement des RUTP

Paramètre	MES	DCO	DBO5	NKJ	PT	ETM	HAP
Taux d'abattement	90%	75%	80%	50%	40%	60%	60%

9.3.5. Plan du filtre planté de roseaux projeté

Dès lors les règles de conception et dimensionnement définies au regard des objectifs de traitement visés, un premier plan de masse de l'ouvrage projeté peut être établi, fonction des contraintes propres à l'environnement du site d'implantation (figure 21). Le schéma altimétrique associé à l'ensemble de la filière est disponible en Annexe 17.

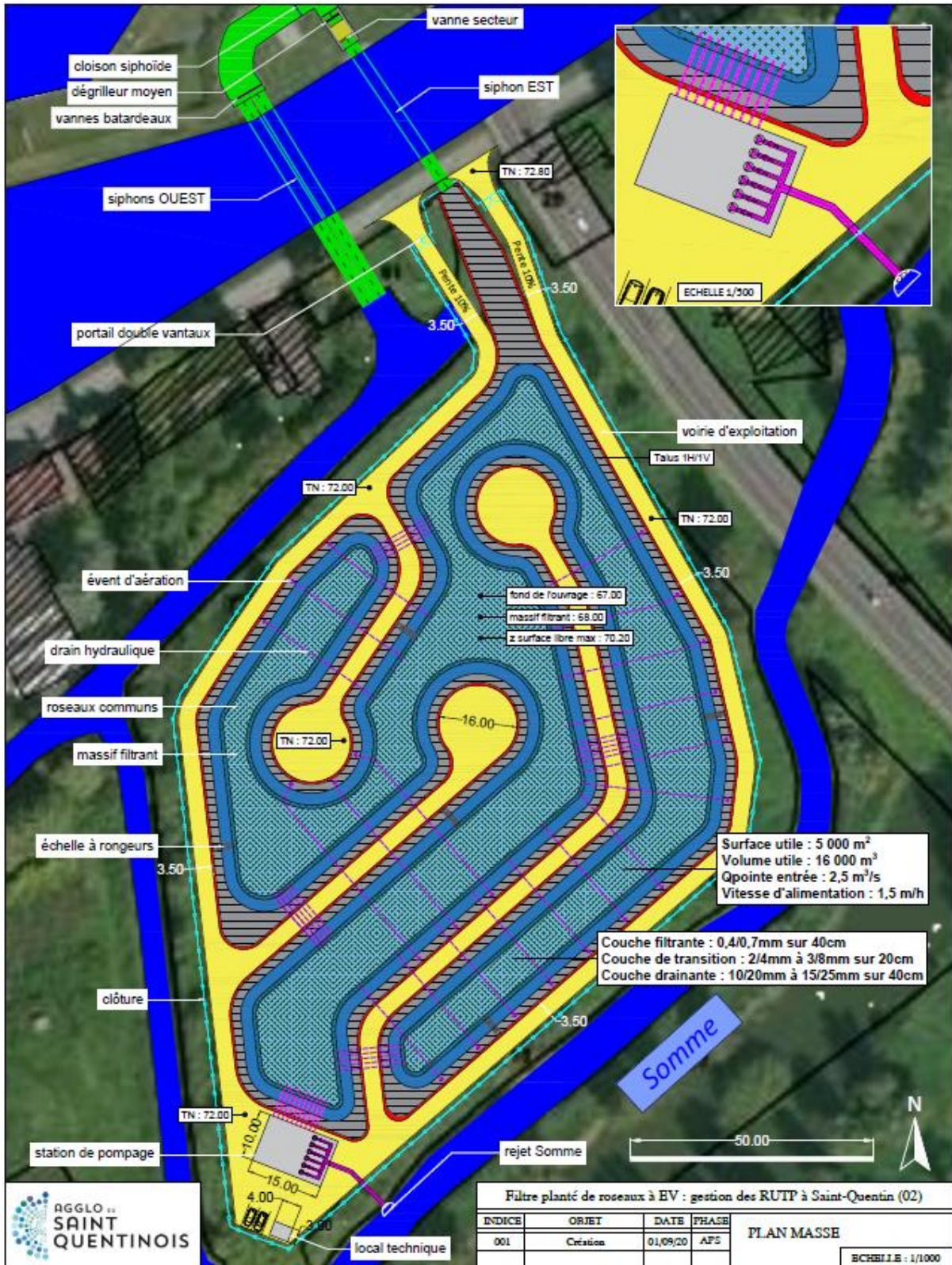


Figure 21. Plan de masse du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté

9.3.6. Règles de gestion et d'exploitation

Afin d'assurer la pérennité de la filière de traitement de type FPRV, aussi bien dans sa structure que dans son fonctionnement, des mesures préventives et curatives sont indispensables :

- Vérification des ouvrages de prétraitement, d'alimentation et d'évacuation (régulation de débit) après chaque pluie importante pour éviter tout risque de colmatage ;
- Curage et entretien des ouvrages de prétraitement, d'alimentation et d'évacuation le cas échéant. Il faudra également prévoir le ramassage des flottants non interceptés en phase de prétraitement ;
- Contrôle et surveillance de la végétation avec le désherbage par arrachage des végétaux non désirés. Il est conseillé d'intervenir à hauteur de 6 fois par an lors des 2 premières années de fonctionnement avant la colonisation complète du filtre par les roseaux ;
- Afin d'éviter le dépérissement et la mort des roseaux, les situations de stress hydrique (tolérance d'un mois d'assec) ou de submersion doivent être limitées au maximum ;
- Contrairement à une filière de traitement des eaux usées domestiques, le faucardage à fréquence annuelle n'est pas recommandé. Les plantes ne doivent pas être immergées, quelle que soit la charge hydraulique en surface de filtre ;
- Entretien des abords (accès, voiries, clôture éventuelle, etc.) ;
- Curage et évacuation de la couche de dépôt accumulé en surface de filtre environ tous les 10 ans. On évitera que l'épaisseur de cette couche ne dépasse 15cm, induisant une modification significative du volume utile de stockage et limitant les capacités de drainage.

9.3.7. Métré, chiffrage et planning prévisionnel des travaux

Le chiffrage du projet a été estimé le plus précisément que possible en tenant compte de la localisation géographique du site, de l'intervention d'entreprises de travaux locales et de prix récents relatifs à chaque produit, élément d'ouvrage ou prestation prévu. Concernant le projet de filtre planté de roseaux à écoulement vertical, le récapitulatif du chiffrage détaillé (*Annexe 18*) se décompose comme suit (*tableau 13*) :

Tableau 13. Chiffrage du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté

RECAPITULATIF - FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A ECOULEMENT VERTICAL		
N° DES PRIX	DESIGNATION DES OPERATIONS	TOTAL (HT)
1	TRAVAUX PREPARATOIRES	33 000,00 €
2	TERRASSEMENTS	1 006 225,00 €
3	PRETRAITEMENT	608 730,00 €
4	FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A EV	355 571,80 €
5	STATION DE POMPAGE	301 140,00 €
6	VOIRIE D'EXPLOITATION	285 468,20 €
7	CONTROLES, PLANS ET DOSSIERS	20 300,00 €
TOTAL HT		2 610 435,00 €
		TVA 20% 522 087,00 €
TOTAL TTC		3 132 522,00 €

Comme pour le bassin de retenue-décantation, une planification des travaux peut être établie pour le filtre planté de roseaux à écoulement vertical. De la même manière, le planning prévisionnel a été établi pour l'année 2025 (*Annexe 19*), tenant compte de l'ensemble des études complémentaires et des procédures administratives à réaliser au préalable. Le démarrage des travaux est prévu au mois d'avril pour un achèvement à la fin du mois de novembre, soit un délai d'exécution prévu de 8 mois environ.

9.4. Participations financières au projet de travaux

Depuis plus de 50 ans, l'agence de l'Eau Artois-Picardie s'engage aux côtés des acteurs de l'eau pour préserver les ressources en eau du bassin Artois-Picardie. Le 11^{ème} programme d'intervention (2019-2024) doté d'un budget s'élevant à 1,198 milliard d'euros, se veut ambitieux et volontariste. Le projet de travaux réalisé dans le cadre du présent TFE pourra notamment faire l'objet d'une participation financière de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Cela dit, d'autres organismes chargés de la gestion d'un service public administratif peuvent également concourir au subventionnement de l'opération de travaux, à l'échelle départementale, régionale, nationale et

européenne. Ces programmes opérationnels de financement sont bien souvent inscrits dans une logique multi-partenaire entre différents établissements publics.

En France, l'action territoriale de l'Union européenne se mobilise notamment en deux fonds structurels, aux priorités différentes mais complémentaires : le FSE (Fonds Social Européen) et le FEDER (Fonds Européen de Développement Régional) dont une partie des enveloppes nationales est destinée au développement urbain durable.

Dans le cadre de sa Politique Régionale de Biodiversité 2016-2021 « Homme-Nature, un Pacte pour la Biodiversité », la Région souhaite prioritairement agir en faveur des écosystèmes. L'intervention financière de la Région s'articule avec les programmes FEDER/FSE ainsi que de l'AEAP. Il s'agit précisément de soutenir les projets de maîtrise d'ouvrage visant à améliorer l'état écologique et chimique des milieux aquatiques et humides.

Plus localement, le département de l'Aisne s'engage financièrement, notamment via le dispositif API (Aisne Partenariat Investissement) ou DSIL (Dotation de Soutien à l'Investissement Local), dans les projets d'aménagement du territoire, dont les ouvrages et équipements en matière d'assainissement afin de réduire les transferts de polluants vers les milieux naturels.

L'éligibilité du projet de travaux aux différentes subventions dépendra de l'instruction technique des dossiers de demande. Pour une opération de travaux de cette nature et envergure, on pourra être en mesure d'espérer une participation financière de l'ordre d'environ 60% du montant total hors taxe des travaux (*tableau 14*) :

Tableau 14. Taux et montants prévisionnels des subventions attendues pour les opérations de travaux

Nature des travaux	Montant des travaux	Soutien au financement (subventions)			Autofinancement CASQ	
	Total (HT)	Taux	Montant (HT)	Montant (TTC)	Montant (HT)	Montant (TTC)
Bassin de retenue-décantation	2 132 160,00 €	60%	1 279 296,00 €	1 535 155,20 €	852 864,00 €	1 023 436,80 €
Filtre planté de roseaux à EV	2 610 435,00 €	60%	1 566 261,00 €	1 879 513,20 €	1 044 174,00 €	1 253 008,80 €

9.5. Comparaison des deux filières projetées

Les deux filières de traitement étudiées reposent chacune sur un ouvrage extensif difficile à mettre en place en site urbain dense. Dans notre cas, la surface d'implantation de l'ouvrage projeté est aussi contrainte par la réglementation du PPRICB de la vallée de la Somme. En maximisant la surface utile offerte par la parcelle dédiée, le bassin de retenue-décantation en eau comme le filtre planté de roseaux à écoulement vertical aurait la capacité de collecter et de traiter les rejets urbains en temps de pluie pour les événements pluvieux de période de retour T = 1 mois environ. Les performances épuratoires attendues pour le niveau de service souhaité sont comparables d'un ouvrage à l'autre.

Rappelons que le CEREMA préconise de la maîtrise de la pollution des eaux pluviales au niveau de service N1, correspondant aux pluies faibles caractérisées par une période de retour de 1 mois jusqu'à 2 ans. L'étude diagnostique menée dans le cadre du schéma directeur de gestion des eaux pluviales préconise un contrôle des événements pluvieux de période de retour T = 1 mois, satisfaisant alors les critères de l'approche AERM. Une autre approche, appliquée dans la province du Québec, consiste au contrôle de 90% des événements pluvieux à l'échelle annuelle. De manière statistique, cela revient à viser un objectif de contrôle des pluies faibles de période de retour T ≤ 1 an environ. L'atteinte d'un tel objectif nécessitera de conjuguer un ouvrage centralisateur avec l'intégration de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur le bassin versant considéré.

Dans le cas d'un contrôle à l'échelle annuelle, ces techniques alternatives permettront la gestion plus en amont des eaux pluviales urbaines, réduisant dans le même temps la part de surface active raccordée à l'ouvrage de traitement principal. Qu'il s'agisse du filtre planté de roseaux à écoulement vertical ou bassin de retenue-décantation en eau, l'étude préconise une déconnexion d'environ 50% (110 ha) de la surface active totale (220 ha) du bassin versant considéré, ce qui pose un défi de taille au regard du degré d'urbanisation dont la ville de Saint-Quentin fait l'objet.

Tableau 15. Comparaison des coûts d'investissement par poste des deux filières projetées

N° DES PRIX	DESIGNATION DES OPERATIONS	COÛT D'INVESTISSEMENT (HT)		
		BASSIN	FILTRE	Δ RELATIF
1	TRAVAUX PREPARATOIRES	33 000,00 €	33 000,00 €	0%
2	TERRASSEMENTS	744 375,00 €	1 006 225,00 €	+35%
3	PRETRAITEMENT	608 730,00 €	608 730,00 €	0%
4	OUVRAGE DE TRAITEMENT	310 475,00 €	355 571,80 €	15%
5	STATION DE POMPAGE	170 910,00 €	301 140,00 €	+76%
6	VOIRIE D'EXPLOITATION	249 470,00 €	285 468,20 €	+14%
7	CONTROLES, PLANS ET DOSSIERS	15 200,00 €	20 300,00 €	+34%
TOTAL (HT)		2 132 160,00 €	2 610 435,00 €	+22%

Concernant le chiffrage des deux solutions, la filière de traitement par filtre planté de roseaux se révèle être plus coûteuse que celle par bassin de retenue-décantation (tableau 15). En cause, une profondeur plus importante du fond de l'ouvrage projeté accentuant de fait les opérations de terrassements et le volume de déblais à évacuer. En outre, la solution par filtre planté de roseaux nécessite une station de pompage de plus forte capacité. En effet, si la station de pompage prévue pour le bassin de retenue-décantation ferait seulement l'objet d'un usage contrôlé pour la vidange complète de l'ouvrage (l'exutoire principal étant constitué d'un seuil frontal en écoulement gravitaire), le filtre planté de roseaux est en revanche exclusivement asservie à la station de pompage pour le refoulement des eaux pluviales traitées. Les pompes, de puissance installée globalement supérieure, fonctionneraient donc à chaque évènement pluvieux. Par ailleurs, l'aménagement du filtre planté de roseaux présente une surface de voirie légèrement supérieure en vue de l'accessibilité des engins à des fins d'exploitation, le roulement étant proscrit en surface de massif filtrant. Enfin, l'importance de la station de pompage et l'intégration d'un linéaire de conduites plus conséquent conduisent à des opérations de contrôle sensiblement plus onéreuses. Les travaux préparatoires et le prétraitement sont considérés équivalents pour les deux filières projetées.

Le site d'implantation prévu étant situé en zone de marais, une phase de pompage a été prévue consistant à abaisser temporairement le niveau de la nappe phréatique jusqu'au niveau d'exécution des travaux. Il s'agira de procéder à un rabattement de nappe temporaire lors du chantier. Afin d'organiser au mieux la méthodologie à prévoir ainsi que de préciser le chiffrage associé à l'opération de pompage, il conviendrait au préalable de commander une étude hydrogéologique sur site. En outre, cette opération de pompage relèvera aussi d'une procédure d'autorisation à formuler auprès de l'autorité compétente.

Au regard des conditions d'exploitation, le bassin de retenue-décantation apparaît plus pratique que le filtre planté de roseaux. En effet, ce dernier nécessite, bien qu'à fréquence rare, un faucardage des roseaux communs et l'évacuation des produits végétaux. Si cette opération nécessite peu de moyens humains et matériels pour les surfaces réduites, l'exploitation de la solution projetée dans cette étude se révèle pour le moins contraignante. D'autre part, bien que la plantation fasse l'objet d'un semis organisé, le contrôle de la végétation reste aléatoire sur le long terme, pouvant aboutir à une colonisation très dense du massif et réduire les performances en matière de stockage des effluents.

A la différence du filtre planté de roseaux, le bassin de retenue-décantation présente aussi un potentiel de gestion plus pratique d'une éventuelle pollution accidentelle, à condition que le bassin soit vidangé au préalable, le marnage offert étant relativement faible en raison des contraintes altimétriques du projet. Si le stockage et le confinement d'une pollution accidentelle peuvent être assurés par les deux ouvrages, le retour aux conditions normales de traitement des eaux pluviales peut être relativement compromis s'agissant du massif filtrant selon la nature de ladite pollution. Concernant le bassin de retenue-décantation, la gestion d'un tel risque présuppose donc une vidange régulière de l'ouvrage. Si l'effluent pollué exige un traitement supplémentaire à celui offert par l'ouvrage, les conditions de son évacuation seront rendues accessibles.

Compte tenu de la nature des travaux de et leur montant prévisionnel, l'opération fera sans doute l'objet d'un appel d'offres pour un MAPA (Marché Public à Procédure Adaptée). La communauté d'agglomération du Saint-Quentinois, entité adjudicatrice, procèdera à une publicité dans les conditions fixées par la réglementation. Dans notre cas, l'Avis d'Appel Public à la Concurrence (AAPC) fera l'objet d'une publicité au BOAMP (Bulletin Officiel

des Annonces des Marchés Publics) ou dans un JAL (Journal d'Annonces Légales). Cette offre respectera les trois principes de la commande publique à savoir la liberté d'accès des soumissionnaires, l'égalité de traitement des offres et la transparence des procédures. Aussi pourra-t-on prévoir le fractionnement du marché en sous-ensembles appelés « lots » susceptibles d'être attribués séparément. Le jugement des offres pourra être effectué selon les critères classiquement retenus que sont la valeur technique de l'offre et le prix. Une pondération sera affectée à chacun d'entre eux, laissée au choix de l'acheteur public. Notons toutefois que cette pondération peut faire partie des conditions d'éligibilité d'un projet à des subventions, encourageant davantage la valeur technique au détriment du prix de l'offre. Le maître d'ouvrage fera le choix d'une maîtrise d'œuvre interne ou externe. Dans le cas d'une maîtrise d'œuvre externe, l'Agglomération du Saint-Quentinois organisera préalablement un AAPC pour un marché public de maîtrise d'œuvre en matière de services, relevant sans doute d'une procédure adaptée, accompagnée des mêmes règles de publicité qu'énoncées ci-avant.

9.6. Une valorisation limitée des boues de curage

Le devenir des boues de la filière de traitement envisagée, qu'elles soient sédimentées en fond de bassin de retenue-décantation ou déposées en surface de FPRV fait partie intégrante de l'exploitation de l'ouvrage. Actuellement, il n'existe pas de contexte réglementaire spécifique encadrant la gestion des sédiments issus du traitement des eaux pluviales. Sont-ils considérés comme déchets ou produits ? A défaut, il conviendra de se référer à la réglementation en vigueur applicable aux boues de station d'épuration. La commission européenne considère que les boues traitées ont un statut de déchet. A l'échelle nationale, les boues sont aussi considérées comme déchets, relevant de la nomenclature des déchets selon l'article R541-8 du code de l'environnement. L'article L.541-1-1 du même code précise la définition d'un déchet comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que le détenteur destine à l'abandon ».

Le présent TFE, qui ambitionne de reconsidérer la gestion des rejets urbains en temps de pluie à l'échelle d'un bassin versant urbanisé, ne peut omettre la problématique du devenir des sédiments accumulés quel que soit l'ouvrage de traitement envisagé. Si la priorité demeure l'atteinte du bon état des masses d'eau, le transfert des polluants d'un compartiment à un autre de l'environnement ne semble pas pour autant constituer une solution durable. Rappelons que dans le cas du bassin Artois-Picardie, 12 masses d'eau souterraines sur 17, dont celle de la Somme amont, sont classées en état chimique médiocre ou mauvais, notamment en raison des HAP.

Par ailleurs, les boues de curage proviendront ici d'eaux pluviales quasiment strictes, avec une contribution faible d'eaux usées. L'intérêt agronomique des boues de station d'épuration provient essentiellement des éléments azotés, phosphatés et potassiques issus des déjections domestiques. Contrairement aux eaux résiduaires urbaines, les eaux pluviales strictes ne sont que faiblement pourvues en éléments nutritifs essentiels pour la production agricole.

La valorisation agricole des boues de curage issues du traitement des eaux pluviales strictes ou quasiment strictes ne présente que peu d'intérêt. C'est pourquoi il conviendra plutôt de les évacuer en décharge de classe 2. L'incinération peut être préalablement envisagée pour totalement éliminer la fraction organique, exploiter l'énergie thermique et réduire le volume de produits. Les résidus de l'incinération essentiellement constitués de matériaux incombustibles, appelés mâchefers, qui peuvent ensuite être valorisés ou considérés comme déchets ultimes. Le choix de gestion des boues de curage incombera donc à la communauté d'agglomération en fonction des critères techniques, économiques et environnementaux.

Il convient de noter que selon l'ouvrage de traitement des RUTP envisagé dans le cadre du présent TFE, les boues de curage présenteront des siccités bien différentes. Le dépôt accumulé en surface de filtre planté de roseaux présente généralement une siccité supérieure à 30%, comparable à celle des boues en sortie de filtre-pressé classique en station d'épuration. Leurs propriétés physiques leur confèrent une certaine malléabilité favorable au transport. En revanche, les boues de curage issues du bassin de retenue-décantation sont considérées comme liquides avec une siccité inférieure à 5%. C'est pourquoi on pourra faire le choix, avant leur évacuation, de les soumettre à un procédé de déshydratation situé à proximité du bassin. Le séchage solaire des boues apparaît comme une solution à la fois rustique et efficace, qu'il soit sous serre ou sous couvert végétal.

Conclusion

L'évolution des matériels et méthodes d'analyse, soutenue par le progrès scientifique et technique, permet de dresser un état des lieux préoccupant des compartiments de l'environnement, et particulièrement des masses d'eau, une notion introduite en Europe le 23 octobre 2000 par la directive-cadre sur l'eau (DCE). Si la gestion des eaux résiduaires urbaines est globalement maîtrisée, celle de la pollution des eaux pluviales urbaines s'impose aujourd'hui comme un nouveau défi. A Saint-Quentin (02) comme dans nombre d'aires imperméabilisées, les rejets urbains en temps de pluie (RUTP) sont vecteurs d'une pollution manifeste pour l'environnement, à la fois au regard des paramètres classiques (dont MES, DCO, DBO₅) mais aussi des micropolluants (dont HAP et ETM).

Par conséquent, ce travail de fin d'études ambitionna de répondre à la problématique de la pollution du milieu récepteur (Somme amont) par la mise en place d'un ouvrage centralisateur de collecte et de traitement des eaux pluviales urbaines de la ville de Saint-Quentin (02). Conformément aux critères de l'approche AERM, le diagnostic préconisa le contrôle qualitatif des événements pluvieux de période de retour $T = 1$ mois. Néanmoins, eu égard aux limites de la méthodologie appliquée, un second objectif de contrôle des événements pluvieux à l'échelle annuelle fut envisagé. Deux ouvrages extensifs furent ici étudiés : le bassin de retenue-décantation en eau ainsi que le filtre planté de roseaux à écoulement vertical.

A performances épuratoires quasiment équivalentes, le choix du bassin de retenue-décantation au détriment du filtre planté de roseaux apparaît justifié, notamment au regard des coûts d'investissement estimés et de fonctionnement supposés. Les conditions d'exploitation de l'ouvrage sont par ailleurs plus accessibles. En outre, le bassin permettra une gestion moins contraignante (rétention, stockage, évacuation et retour aux conditions normales de fonctionnement) d'une éventuelle pollution accidentelle provenant du réseau d'assainissement.

Au regard de l'approche AERM, la surface foncière actuellement offerte par le site d'implantation permettrait à l'ouvrage centralisateur projeté de satisfaire le contrôle qualitatif des rejets urbains en temps de pluie faible de période de retour $T = 1$ mois. Un contrôle consistant en l'abattement de la pollution des eaux pluviales urbaines, essentiellement en ce qui concerne sa fraction particulaire, avec un abattement souhaité de 80% des MES, s'agissant par ailleurs d'un substrat privilégié pour l'adsorption de certains polluants dont les HAP. En revanche, l'atteinte plus ambitieuse d'un objectif de contrôle des événements pluvieux à l'échelle annuelle ($T \leq 1$ an) nécessiterait la combinaison du bassin de retenue-décantation avec l'intégration de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur le bassin versant étudié. L'étude recommande en effet une prise en charge de 50% (110 ha) de la surface active totale (220 ha) du bassin versant d'étude par les techniques alternatives.

Aujourd'hui, la gestion des eaux pluviales est un enjeu majeur pour la reconquête du bon état des masses d'eau, qu'elles soient superficielles ou souterraines. L'imperméabilisation autrefois galopante dans l'urbanisation d'un territoire doit désormais être contrôlée en faisant la part belle aux techniques vertes de génie écologique. Les défis environnementaux soulevés par la DCE encouragent la transformation de l'espace urbain en ville perméable. Ce changement de paradigme permettrait une gestion autant qualitative que quantitative des eaux pluviales urbaines, en plus des nombreux bénéfiques connexes associés. Notons que si la mise en œuvre des solutions projetées dans ce TFE permettra l'abattement effectif de certains polluants globaux et spécifiques des eaux pluviales urbaines avant leur rejet au milieu naturel, l'amélioration de l'état des masses d'eau ne sera observable qu'à moyen voire long terme. Par exemple, l'impact au vu des substances ubiquistes, dont les HAP font partie, ne sera pas appréciable à l'échelle d'un cycle de gestion DCE.

Dans ce TFE, les solutions projetées relèvent davantage d'approches curatives voire correctives. La véritable prévention contre la pollution des masses d'eau, particulièrement au regard des micropolluants, consisterait en la réduction progressive (en termes de rejet et d'emploi) des substances dangereuses pour l'environnement, avec pour échéance leur interdiction définitive. Qu'il s'agisse de la reconquête de la qualité de l'eau ou des autres compartiments de l'environnement, l'atteinte de tels objectifs devra obligatoirement faire l'objet d'une politique de gestion intégrée avec une planification volontariste. Cette nouvelle politique de gestion des eaux pluviales urbaines, orientée vers une approche « milieux », peut aussi bien se décliner à Saint-Quentin comme dans les autres communes de l'EPCI, où l'impact des eaux pluviales intéresse autant le cours d'eau de la Somme que sa nappe d'accompagnement. De plus, le caractère davantage rural des communes voisines favoriserait assurément l'intégration de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales.

Références bibliographiques

ASSOCIATION SCIENTIFIQUE ET TECHNIQUE POUR L'EAU ET L'ENVIRONNEMENT (ASTEE). **Conception et dimensionnement des systèmes de gestion des eaux pluviales et de collecte des eaux usées - Memento technique**. 2017, 275 p.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G., SAGET A., (1997). **Répartition des masses de polluants en fonction du volume dans les rejets urbains de temps de pluie. Conséquences pour la notion de premier flot**. Techniques Sciences et Méthodes, 92ème année, numéro 2, p. 53-67.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. et CHEBBO G., (2003). **Méthode de dimensionnement et ordre de grandeur des ouvrages de traitements des rejets urbains par temps de pluie**. Techniques Sciences et Méthodes, numéro 12, p. 21-37.

CHEBBO G., BACHOC A. (1992). **Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges**. Water Science and Technology 25 (8), p. 171-179.

CHEBBO G., GROMAIRE M.C., AHYERRE M., GARNAUD S., (2001). **Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris**. Urban Water, Volume 3, p. 3-15.

CHOCAT B., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., BARRAUD S., (2007). **Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie**. Techniques de l'Ingénieur, Eau 2.

CHOCAT B., (1997). **Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement**. Eurydice 92, Edition Tec&Doc, Lavoisier, Paris, 1124 p.

COMITE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE. **L'état des lieux des districts hydrographiques. Escaut, Somme, & cours d'eau côtiers Manche, Mer du Nord, Meuse (Partie Sambre). Parties françaises**. 2019, 140 p.

DEMBELE A., BECOUZE C., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CREN-OLIVE C., et al., (2009). **Quantification des polluants prioritaires dans les rejets urbains de temps de pluie - les premiers résultats du projet de recherche Esprit mené sur deux bassins versants**. Techniques Sciences et Méthodes, numéro 4, p. 60-76.

DESBORDES M.M., BACHOC A., TABUCHI J.-P., CHEBBO G., PHILIPPE J.-P., (1994). **La pollution des rejets urbains par temps de pluie: quantité, origine et nature**. Houille Blanche, p. 21-33.

DURIN B., (2006). **Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques**. Thèse de Doctorat, Université de Nantes, 394 p.

ELLIS J.B., MARSALEK J., CHOCAT B., (2005). **Urban water quality: Encyclopedia of Hydrological Sciences**, ed G.Anderson, John Wiley and son, Ltd, London, p. 1479-1491.

GASPERI J., GARNAUD S., ROCHER V., MOILLERON R., (2008). **Polluants prioritaires dans les eaux usées et les rejets urbains de temps de pluie**. Techniques Sciences et Méthodes, numéro 11, p. 47-70.

GASPERI J., SEBASTIAN C., RUBAN V., DELAMAIN M., PERCOT S., et al. (2017). **Contamination des eaux pluviales par les micropolluants: avancées du projet INOGEV**. Techniques Sciences et Méthodes, ASTEE/EDP Sciences, p. 51-66.

GIERSCH P., (1994). **Les rejets urbains par temps de pluie. Effet chronique, effet de choc : peut-on combattre l'un sans subir l'autre?** La Houille Blanche N°1/2, p. 108-112.

GUJISAITE V., (2008). **Transport réactif en milieux poreux non saturés**. Thèse de Doctorat, Nancy, Institut National Polytechnique de Lorraine, Ecole Nationale supérieure des industries chimiques, 232 p.

HEMAIN J.-C., (1987). **La pollution des eaux pluviales - de quoi parle-t-on ?** Journées nationales sur la Recherche et l'expérimentation sur l'eau et l'aménagement urbain du 11 et 12 juin, Paris-France, Atelier n° 2, p. 9-21.

HWANG H.M., FOSTER G.D., (2006). **Characterization of polycyclic aromatic hydro-carbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA.** Environmental Pollution 140, p. 416-426.

IRSTEA, EPUR NATURE, GRAIE, Grand Lyon, INSA EVS, INSA LGCIE, SINT. **SEGTEUP - Système Extensifs pour la Gestion et le Traitement des Eaux Urbaines de temps de Pluie.** 2013, 43 p.

ISENMANN G., DUFRESNE M., VASQUEZ J., MOSE R., et al., (2016). **Evaluation de la performance des dispositifs de décantation des eaux de ruissellement.** NOVATECH 2016. 5 p.

LEGRET M., LE MARC C., DEMARE D., (1997). **Pollution des eaux de ruissellement de chaussées autoroutières.** L'autoroute A11 près de Nantes, Ponts et Chaussées 211, p. 101-115.

LUCAS-AIGUIER E., CHEBBO G., (1995). **Synthèse bibliographique sur la modélisation de la décantation dans le domaine du traitement des rejets urbains (temps sec et temps de pluie).** CERGRENE, Paris, 124 p.

MCDOWELL-BOYER L.M., HUNT J.R., SITAR N., (1986). **Particle transport through porous media.** Water Resources Research, Volume 22, Issue 13, p. 1901-1926.

MDDEP, MAMROT. **Guide de gestion des eaux pluviales. Chapitre 8 - Qualité des eaux pluviales : évaluation, contrôle et suivi.** 2014. p. 166-198.

MINTON G. (2005). **Stormwater treatment – Biological, Chemical and Engineering Principles.** Resources Planning Associates, Seattle, Washington, 416 p.

PISANO W.C., (1996) **Summary: United States “sewer solids” settling characterization methods, results, uses and perspectives.** Water Science and Technology, 33(9), p. 109-115.

SAVARY P., (2009). **Gestion des eaux pluviales en milieu urbain (collecte, stockage, évacuation...).** Montpellier, AgroParisTech ENGREF.

SEBASTIAN C., (2013). **Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants.** Thèse de Doctorat, INSA de Lyon, 356 p.

TERZAKIS S., FOUNTOULAKIS M.S., GEORGAKI I., ALBANTAKIS D., et al., (2008). **Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region.** Chemosphere 72, p. 141-149.

TORRES A. et BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (2008). **Evaluation of uncertainties in settling velocities of particles in urban stormwater runoff.** Water Science and Technology. 57(9), p. 1389-1396.

WALASZEK M., (2018). **Dynamique des flux de micropolluants et mécanismes de dépollution des rejets pluviaux urbains stricts à travers une technique alternative : approche multi-échelles par des méthodes expérimentale et numérique.** Thèse de Doctorat, Génie des procédés, Université de Strasbourg, 388 p.

WALASZEK M., LAURENT J., BOIS, P., WANKO A., (2018). **Dynamique de rétention des micropolluants par un système extensif de traitement de rejets urbains de temps de pluie stricts d'un bassin versant résidentiel.** Revue Des Sciences de L'eau, 31(2), p. 89-95.

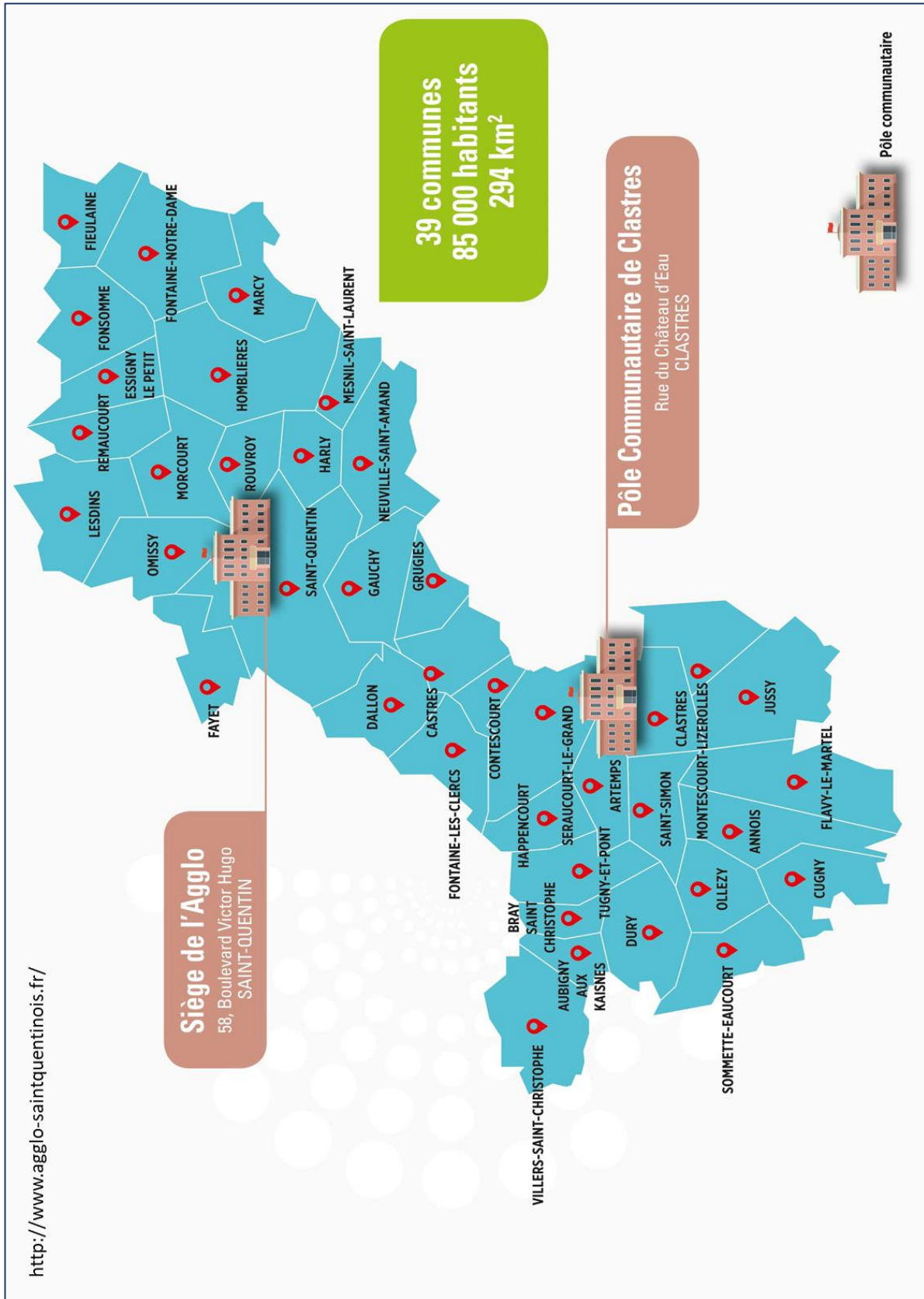
WEIBEL S., ANDERSON R.J., WOODWARD R.L. (1964). **Urban land runoff as a factor in stream pollution.** Journal of the Water Pollution Control Federation, vol. 36, no 7, p. 914-934.

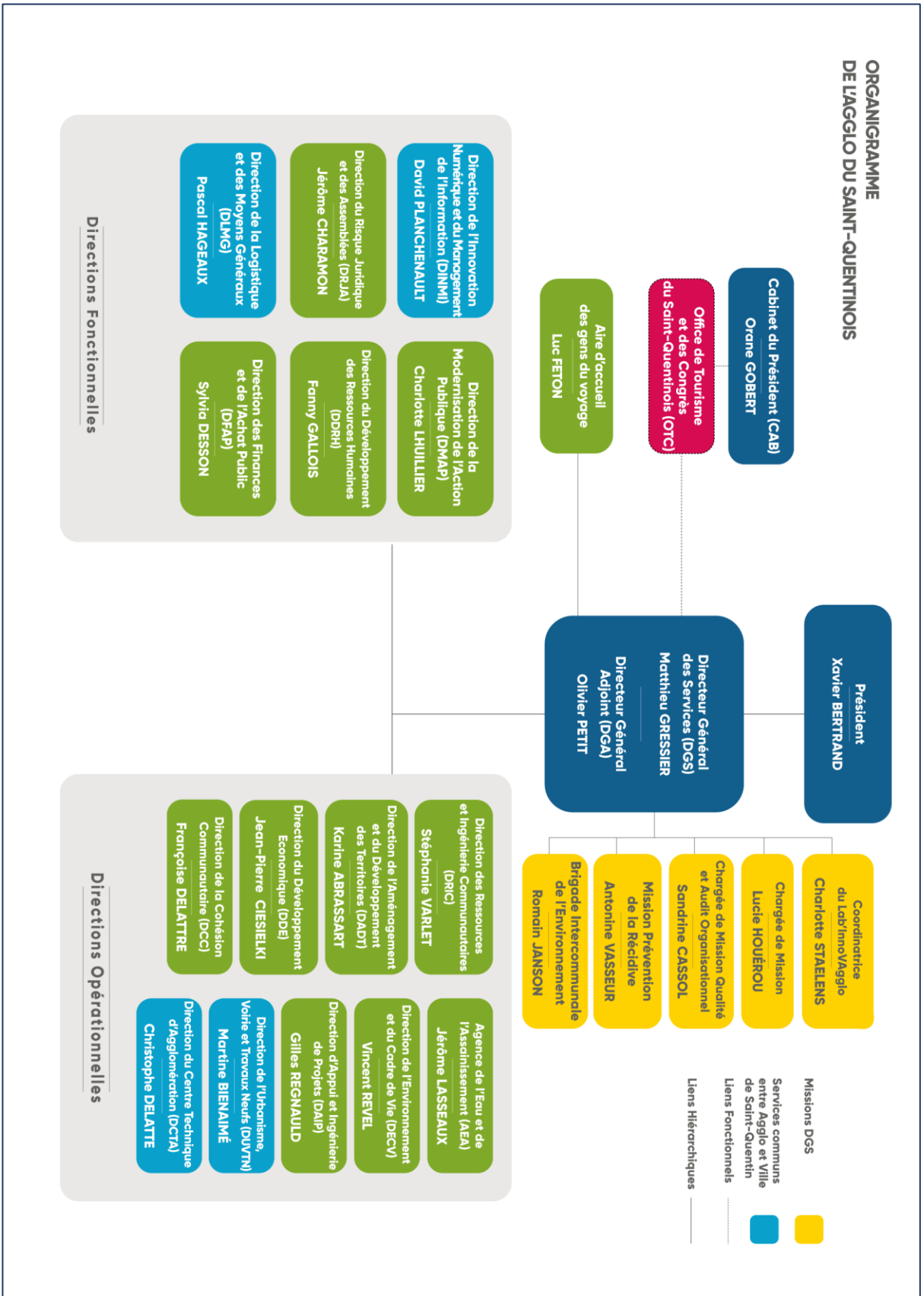
WONG T.H.F., (2006). **Australia Runoff Quality. A Guide to Water sensitive urban design.** Engineers Australia, Melbourne.

ZGHEIB S., MOILLERON R., SAAD M., CHEBBO G., (2008). **Les polluants prioritaires dans les eaux pluviales urbaines : identification et concentrations.** Actes des 3^e Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine. Nancy, 14-15 octobre, p. 79-86.

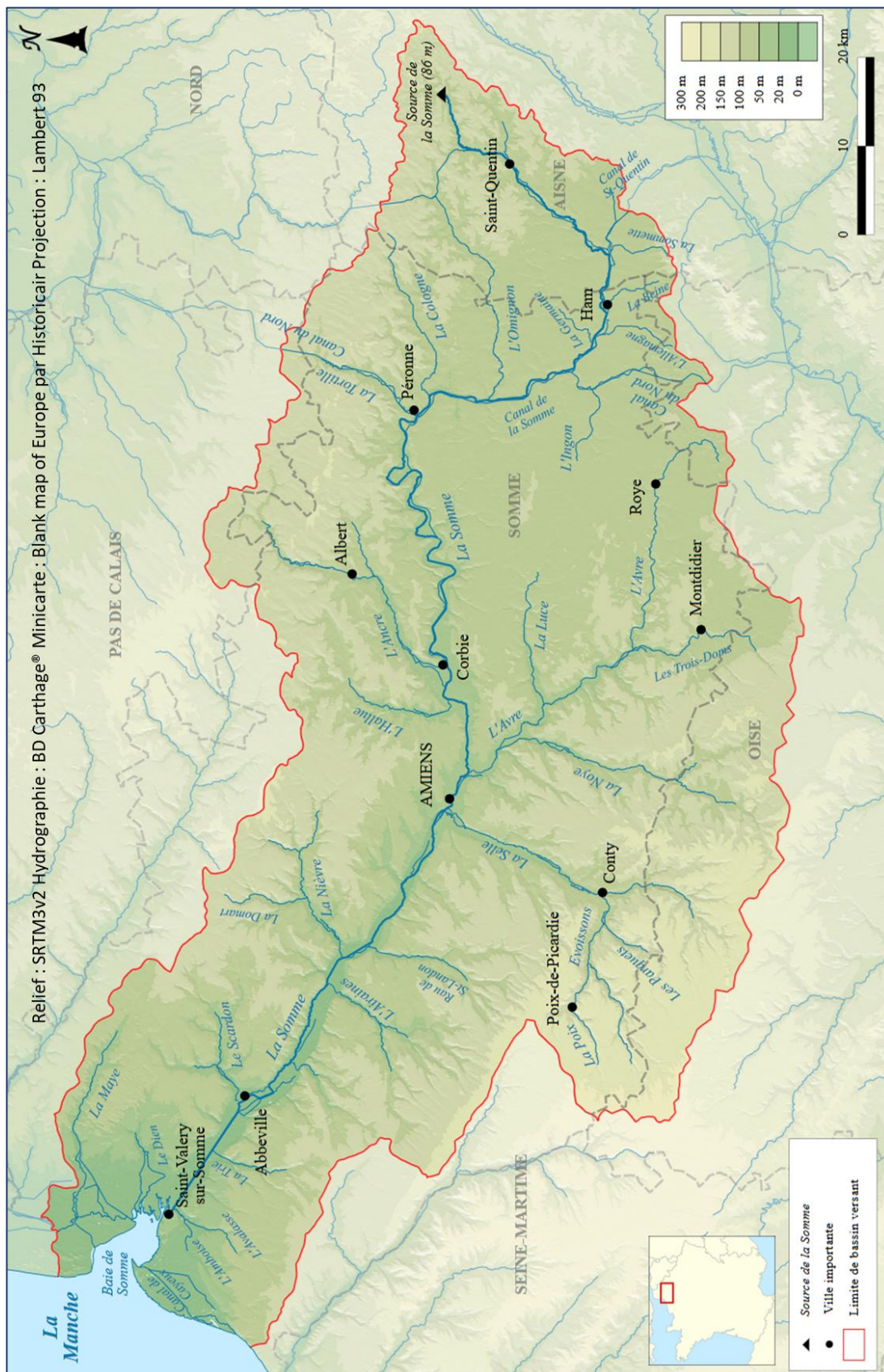
Annexes

Annexe 1. Carte de la communauté d'agglomération du Saint-Quentinois	75
Annexe 2. Organigramme de la communauté d'agglomération du Saint-Quentinois.....	76
Annexe 3. Carte du bassin versant de la Somme	77
Annexe 4. Carte du bassin hydrographique Artois-Picardie	78
Annexe 5. Carte de l'état chimique des masses d'eau cours d'eau en 2015	79
Annexe 6. Carte de l'état écologique des masses d'eau cours d'eau en 2015.....	80
Annexe 7. Carte du réseau d'eaux usées de l'Agglomération du Saint-Quentinois (Branches 1, 2 et 3).....	81
Annexe 8. Gammes des concentrations de paramètres de qualité dans les différentes matrices (SEGTEUP)	82
Annexe 9. Zonage sismique de la France	83
Annexe 10. Zonage réglementaire du PPRICB de la vallée de la Somme pour Saint-Quentin (02).....	84
Annexe 11. Carte des aléas du PPRM pour Saint-Quentin (02)	85
Annexe 12. Zonage du PLUi pour Saint-Quentin (02)	86
Annexe 13. Zonage archéologique pour Saint-Quentin (02).....	87
Annexe 14. Schéma altimétrique du bassin de retenue-décantation en eau projeté	88
Annexe 15. Chiffrage du bassin de retenue-décantation en eau projeté	90
Annexe 16. Planning prévisionnel d'exécution des travaux du bassin de retenue-décantation (année 2025)	91
Annexe 17. Schéma altimétrique du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté	92
Annexe 18. Chiffrage du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté	94
Annexe 19. Planning prévisionnel d'exécution des travaux du FPRV (année 2025)	95

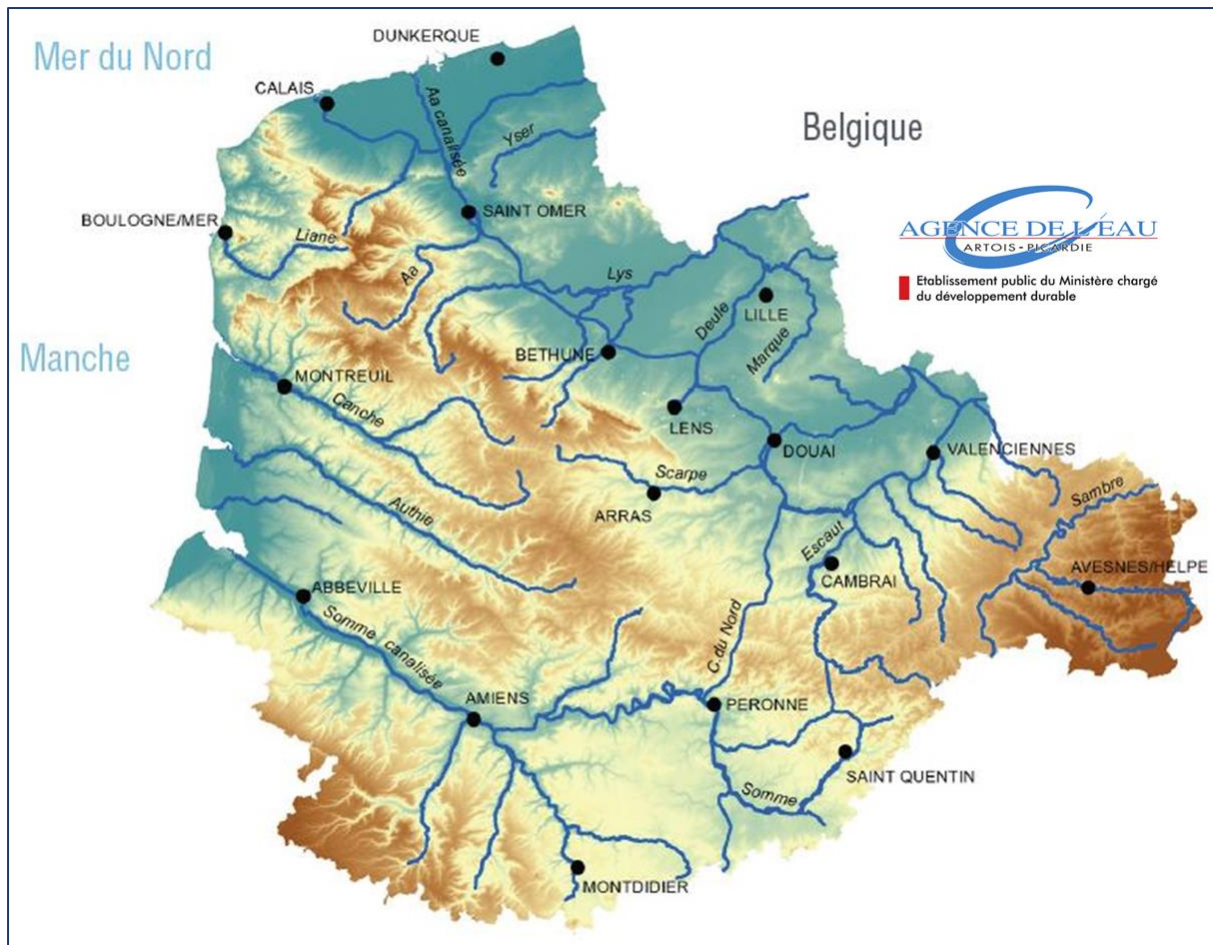




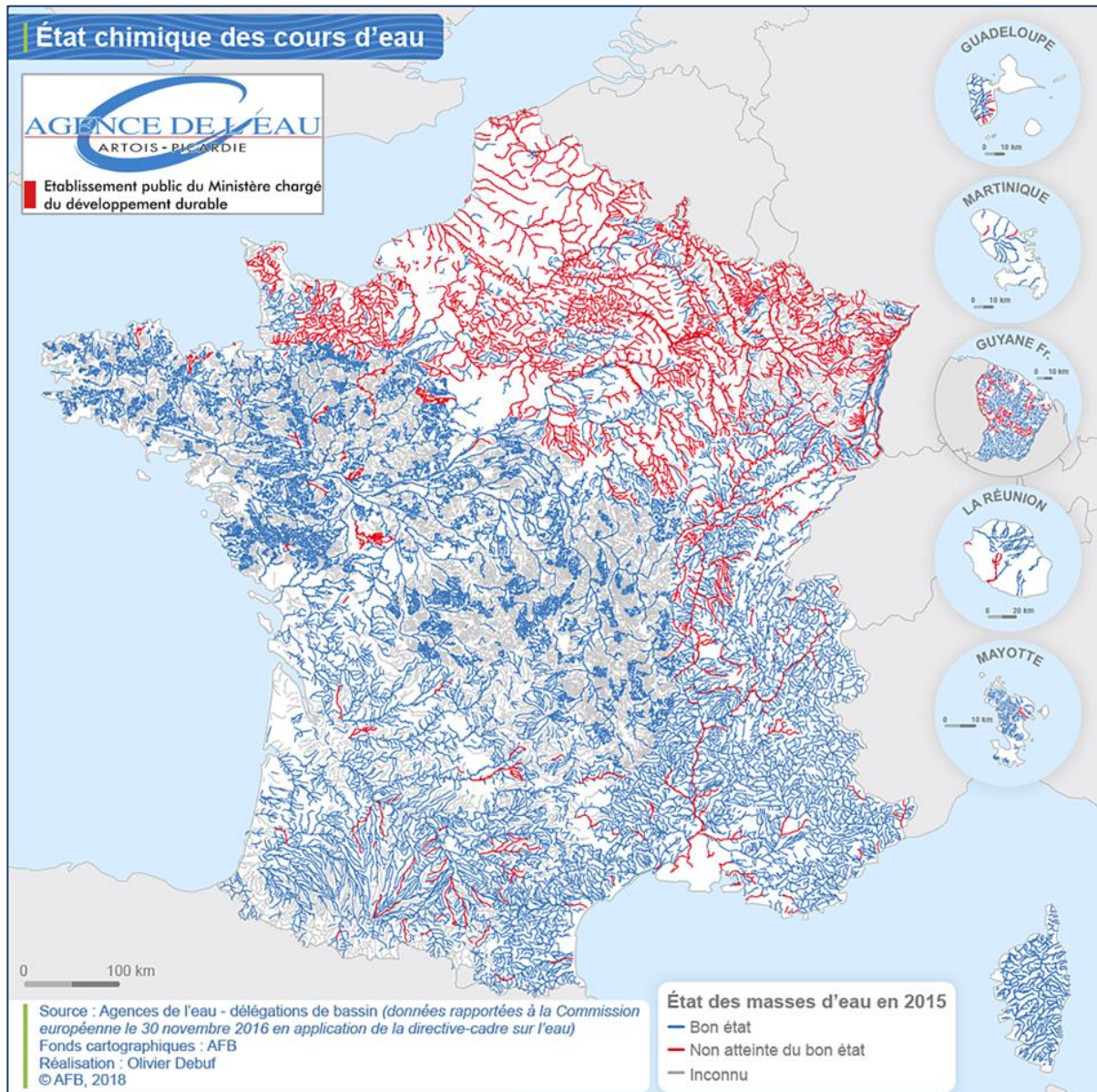
Annexe 3. Carte du bassin versant de la Somme



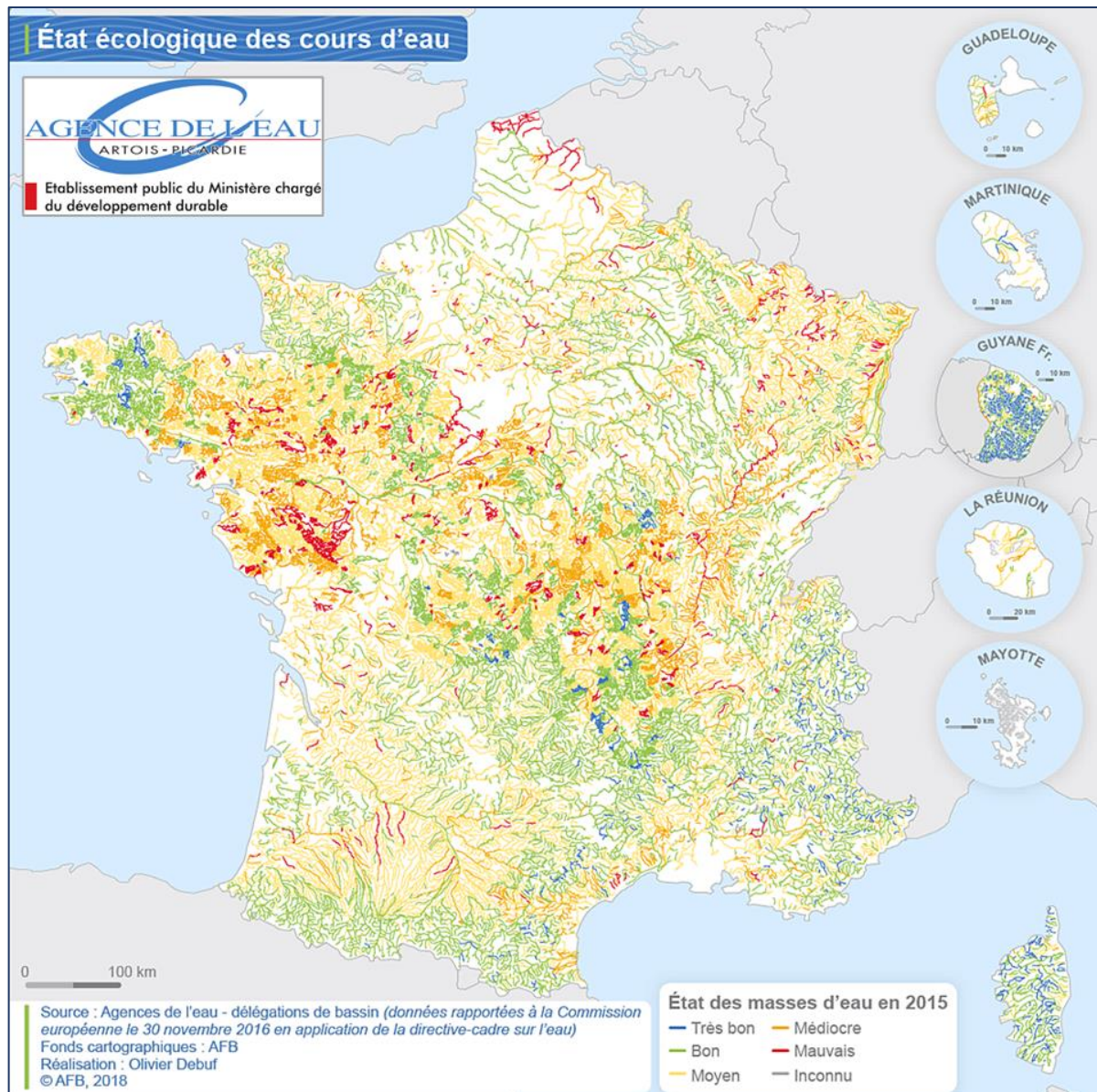
Annexe 4. Carte du bassin hydrographique Artois-Picardie



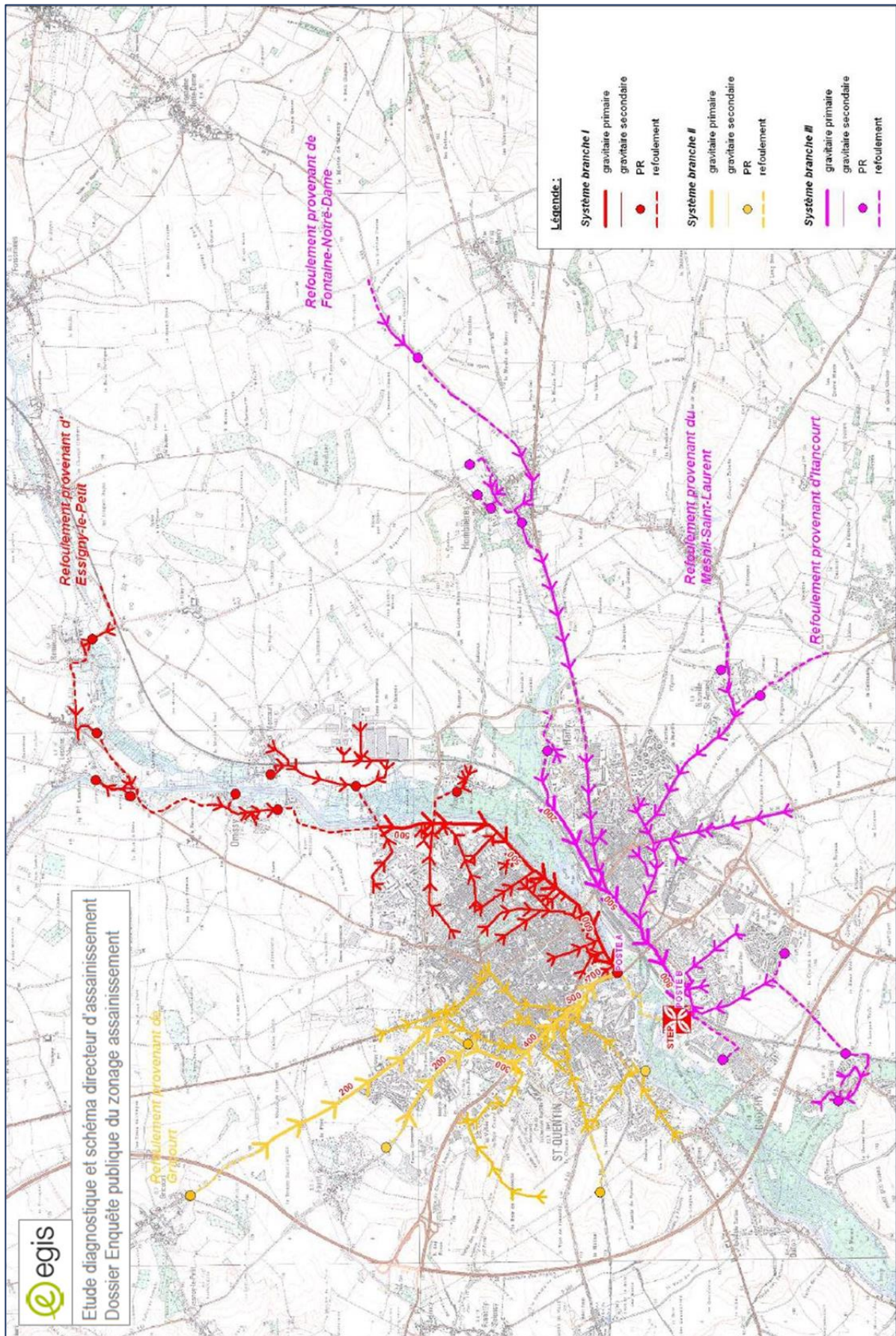
Annexe 5. Carte de l'état chimique des masses d'eau cours d'eau en 2015



Annexe 6. Carte de l'état écologique des masses d'eau cours d'eau en 2015

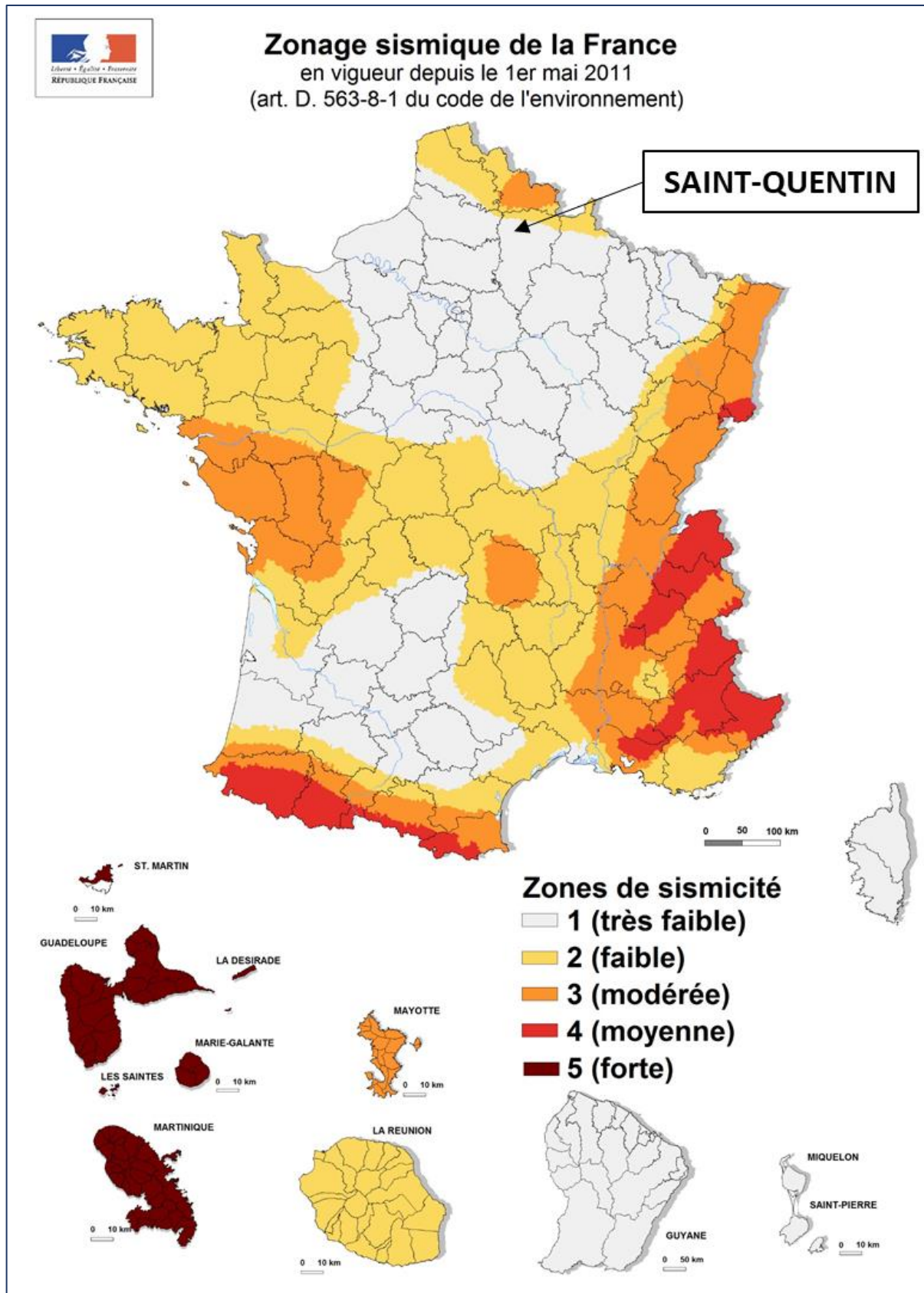


Annexe 7. Carte du réseau d'eaux usées de l'Agglomération du Saint-Quentinois (Branches 1, 2 et 3)

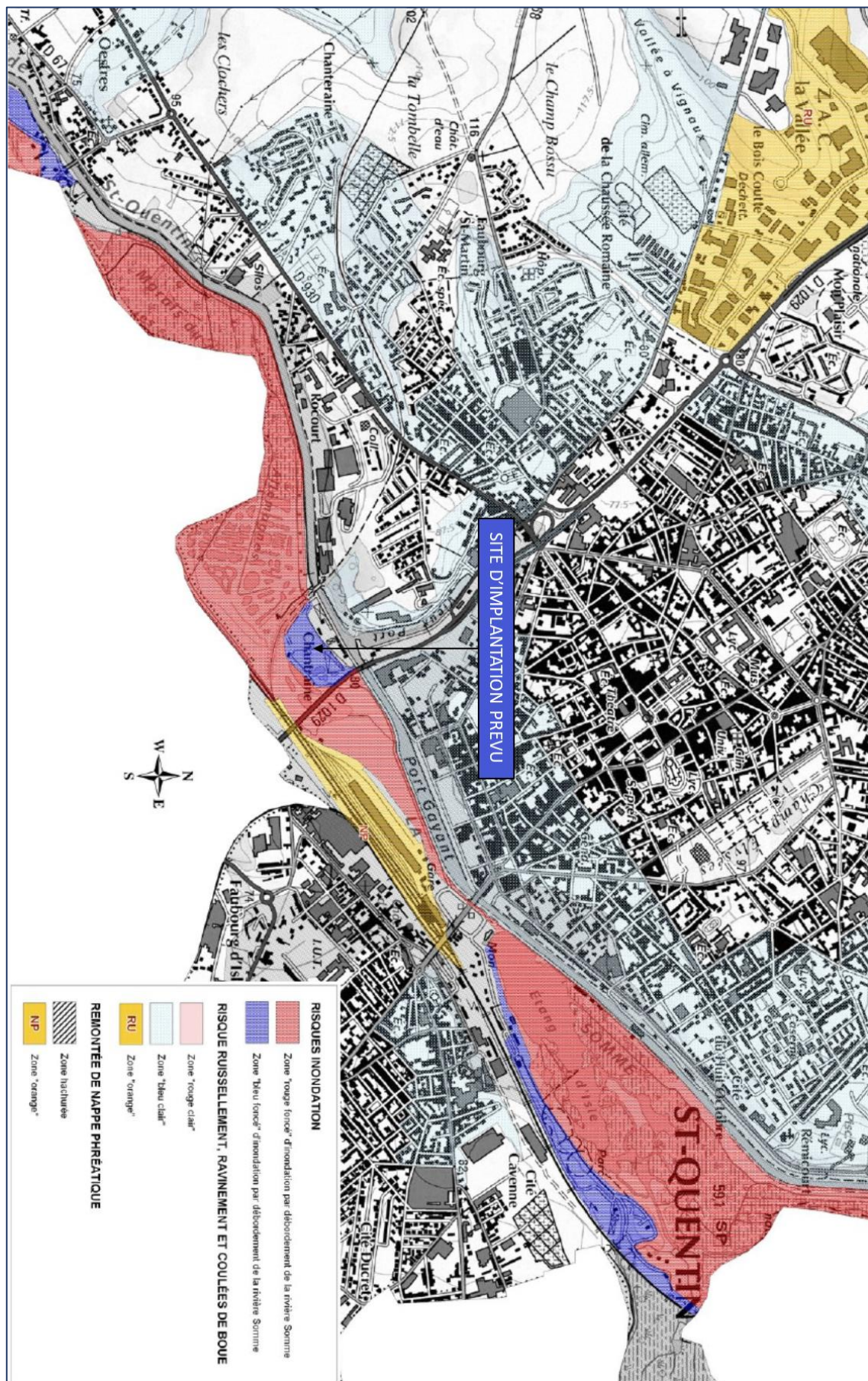


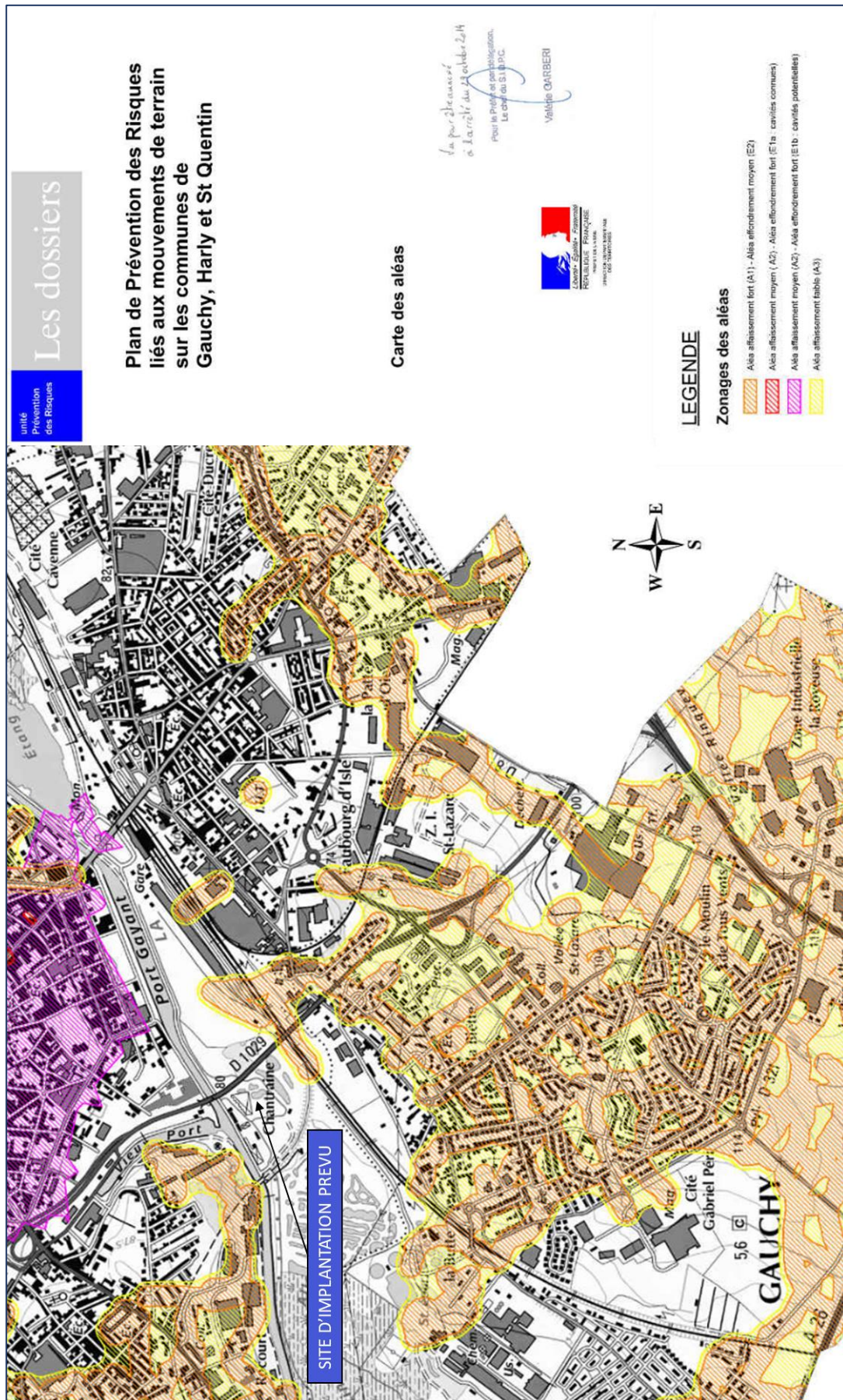
Annexe 8. Gammes des concentrations de paramètres de qualité dans les différentes matrices (SEGTEUP)

Paramètres	Eaux résiduaires	Eaux pluviales strictes	eaux unitaires temps de pluie
MES (mg/l)	150 - 500	20- 2600	176 - 647
-DCO (mg/l)	300 - 1000	20 - 500	42 - 900
DBO5 (mg/l)	100 - 400	0.7 - 220	15 - 301
DCO/DBO5	2 - 2.5	5 - 7.5	3.4 - 6.0
NK (mg/l)	30 - 100	4 - 20	
N-NH4 (mg/l)	20 - 80	0.2 - 4,6	3.1 - 8
PT (mg/l)	10 - 25	0.02 - 14,3	6.5 - 14
Cu (µg/l)	39-59	10 - 750	20-1180
Cd (µg/l)	0.1 0.7	0.5 - 2.2	0.04 - 0.4
Pb (µg/l)	0.6 - 42.1	10 - 3100	2 - 120
Zn (µg/l)	75-185	10 - 3680	7-17
Ni (µg/l)	2.5 - 3	2 - 32	0.5 - 19
Fe (µg/l)	380-420	6-1500	1-2
Somme des 16 HAP de US EPA (ng/l)		900 - 3300	
∑ 9 PBDEs (ng/l)		20 - 100	
Glyphosate(ng/l)		95 - 198	
Glufosinate (ng/l)		6 - 389	
AMPA (ng/l)		16 - 469	
Diuron (ng/l)	< 13.3	25 - 795	14-258
Isoproturon (ng/l)		3 - 53	< 29
Carbendazime (ng/l)		7 - 195	
Mecoprop (ng/l)		1 - 2	
Bisphénol A (ng/l)		207 - 817	
4-tert-Octylphenol (ng/l)		35 - 72	
<u>Octylphenol ethoxylates</u> -monoethoxylates (ng/l) -diethoxylates (ng/l)		9 - 22 4 - 14	
Nonylphenol (ng/l)	97.6 - 459.7	187 - 509	69-743
<u>Nonylphenol ethoxylates</u> -mono ethoxylate (ng/l) -diethoxylate (ng/l)		69 - 428 52 - 141	
Nonylphenol -1- carboxylé -ng/l)		160 - 324	

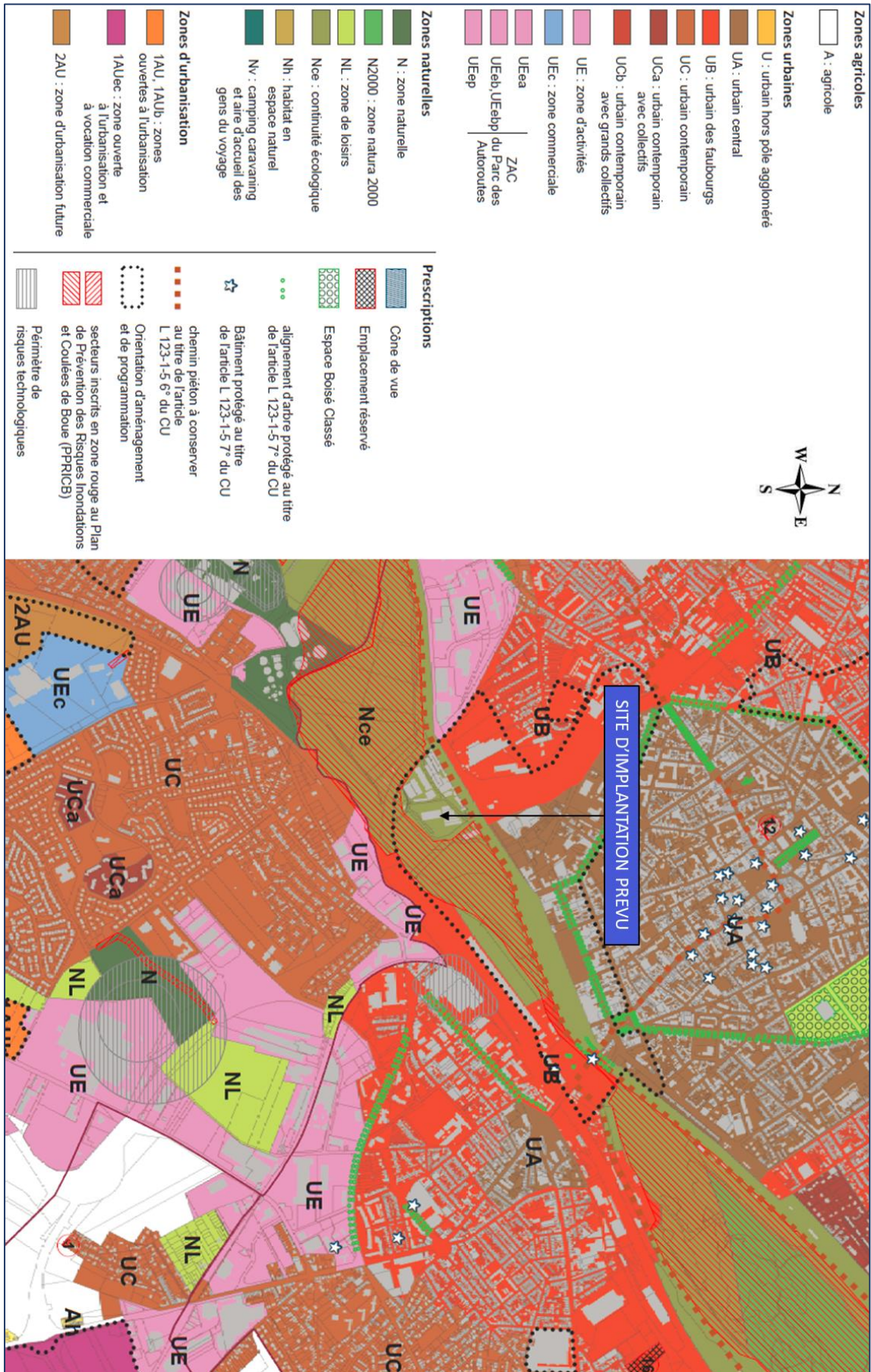


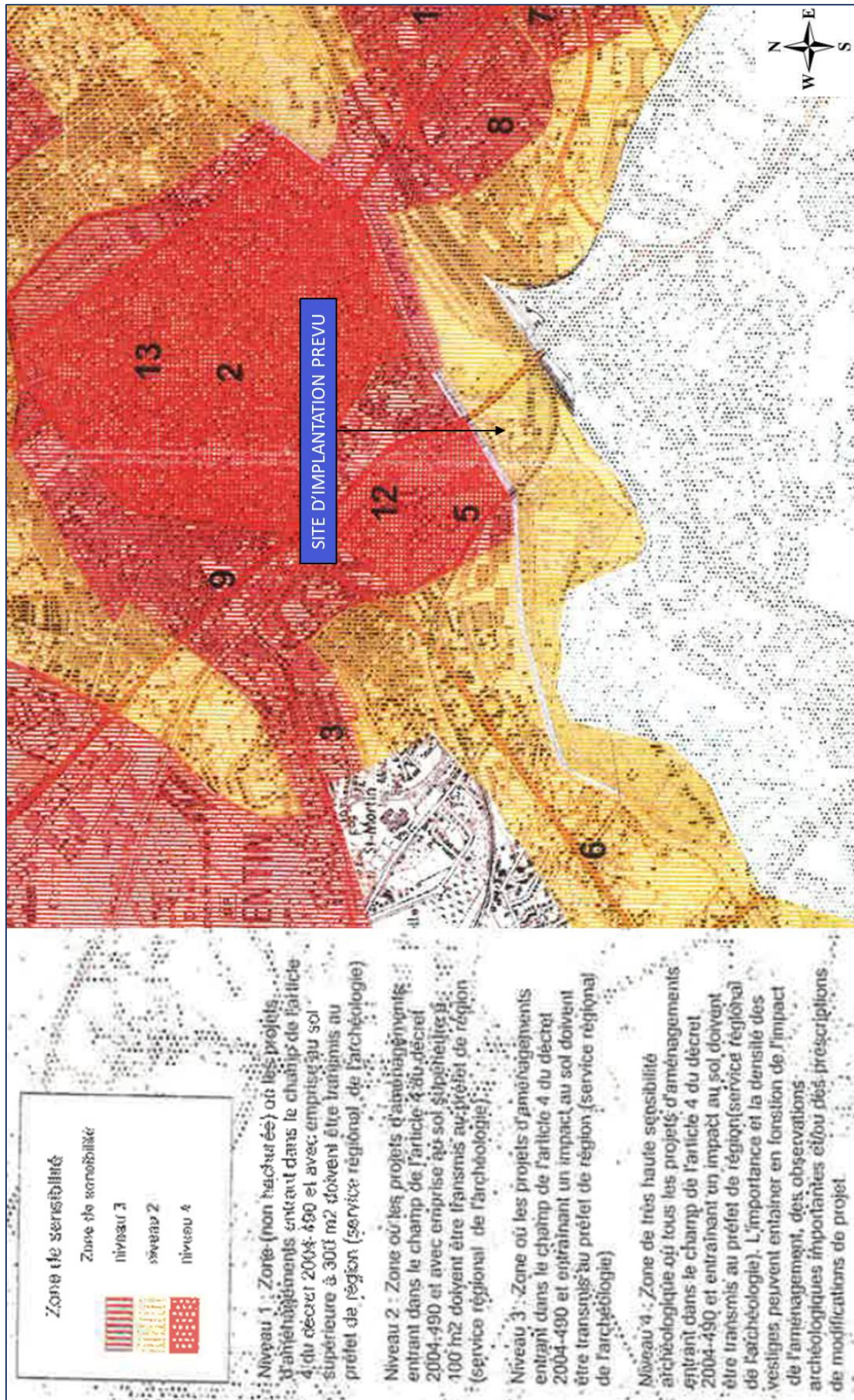
Annexe 10. Zonage réglementaire du PPRICB de la vallée de la Somme pour Saint-Quentin (02)



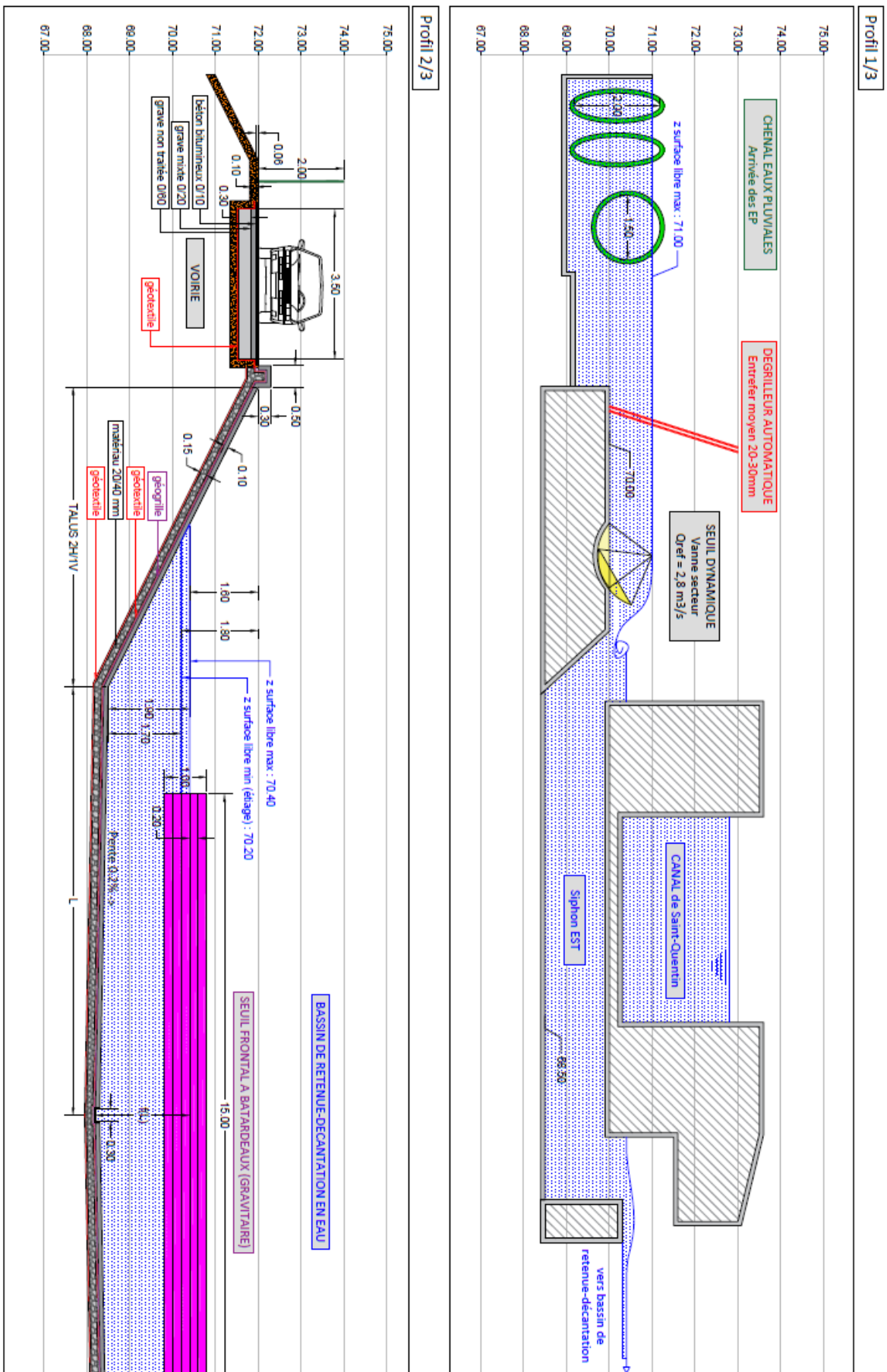


Annexe 12. Zonage du PLUi pour Saint-Quentin (02)

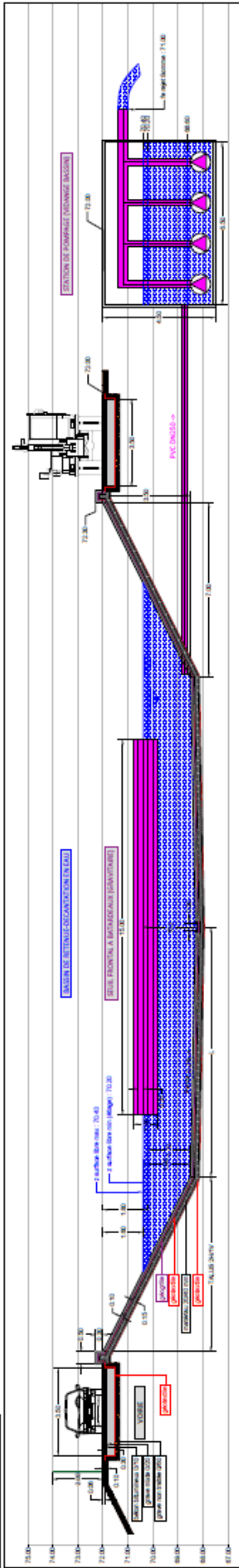




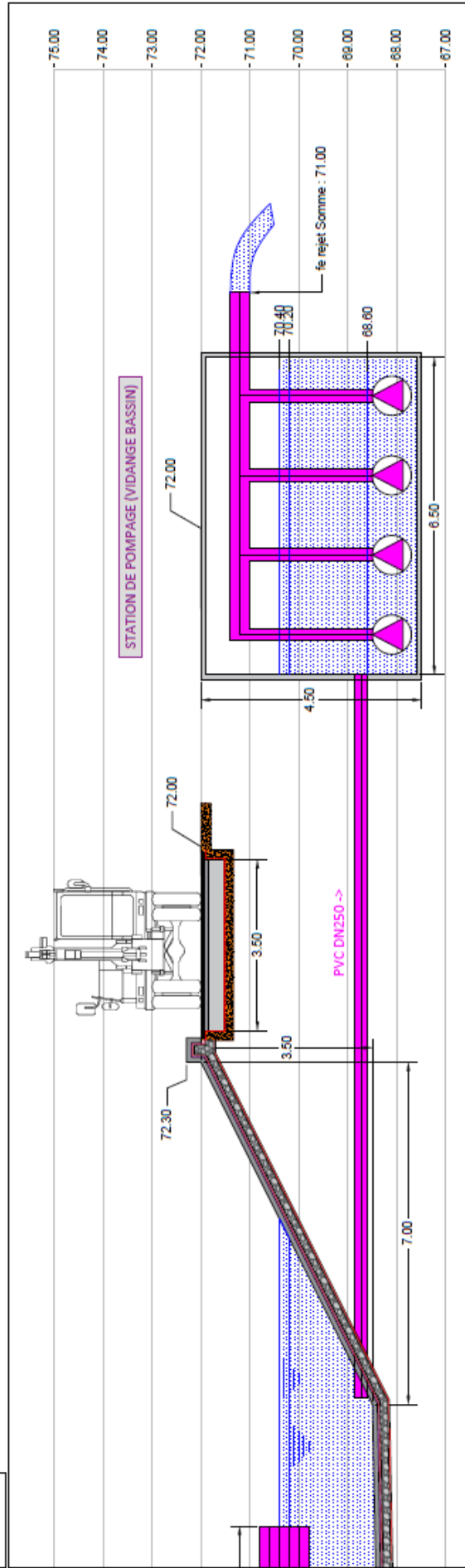
Annexe 14. Schéma altimétrique du bassin de retenue-décantation en eau projeté



Vue d'ensemble



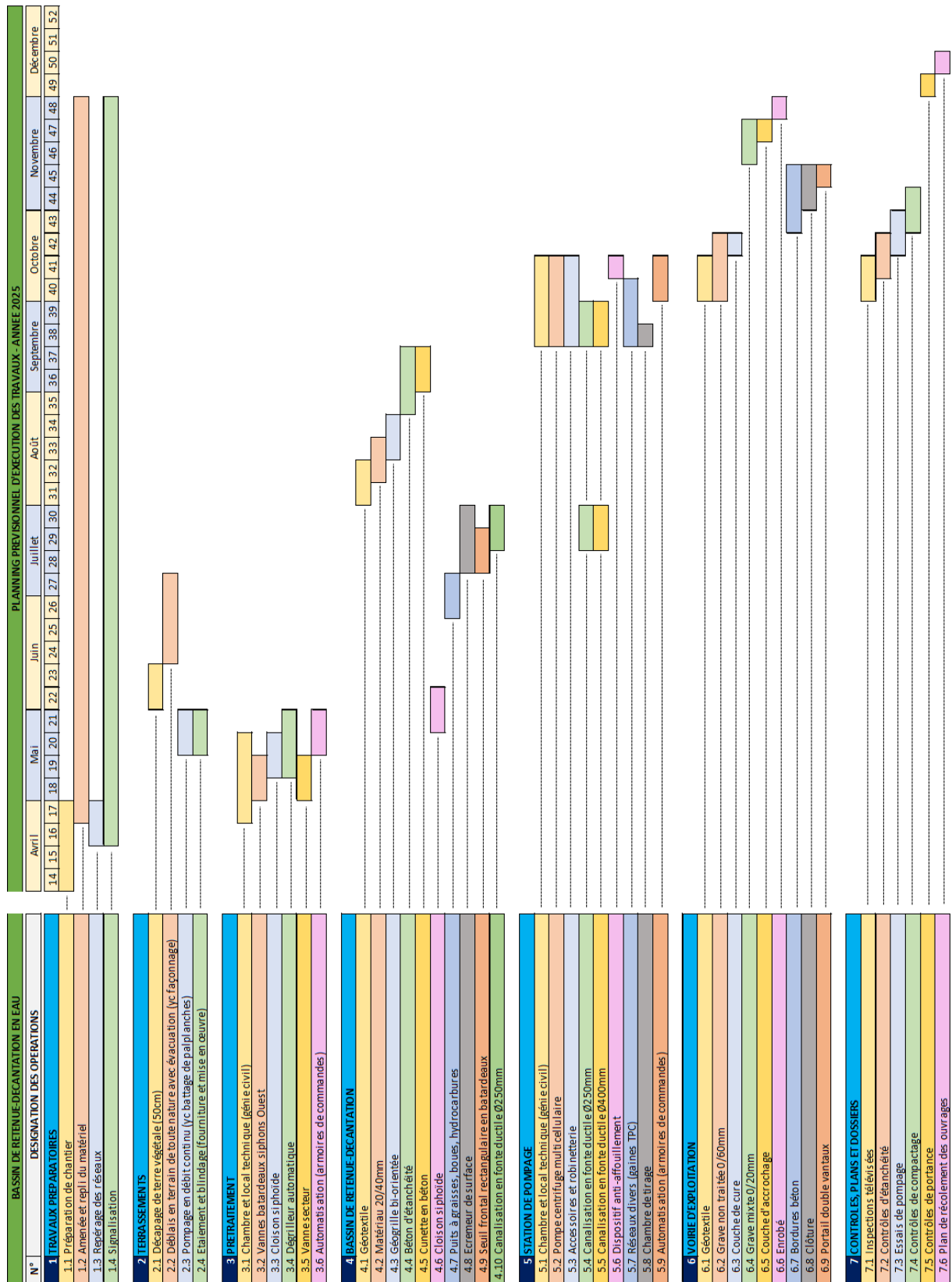
Profil 3/3



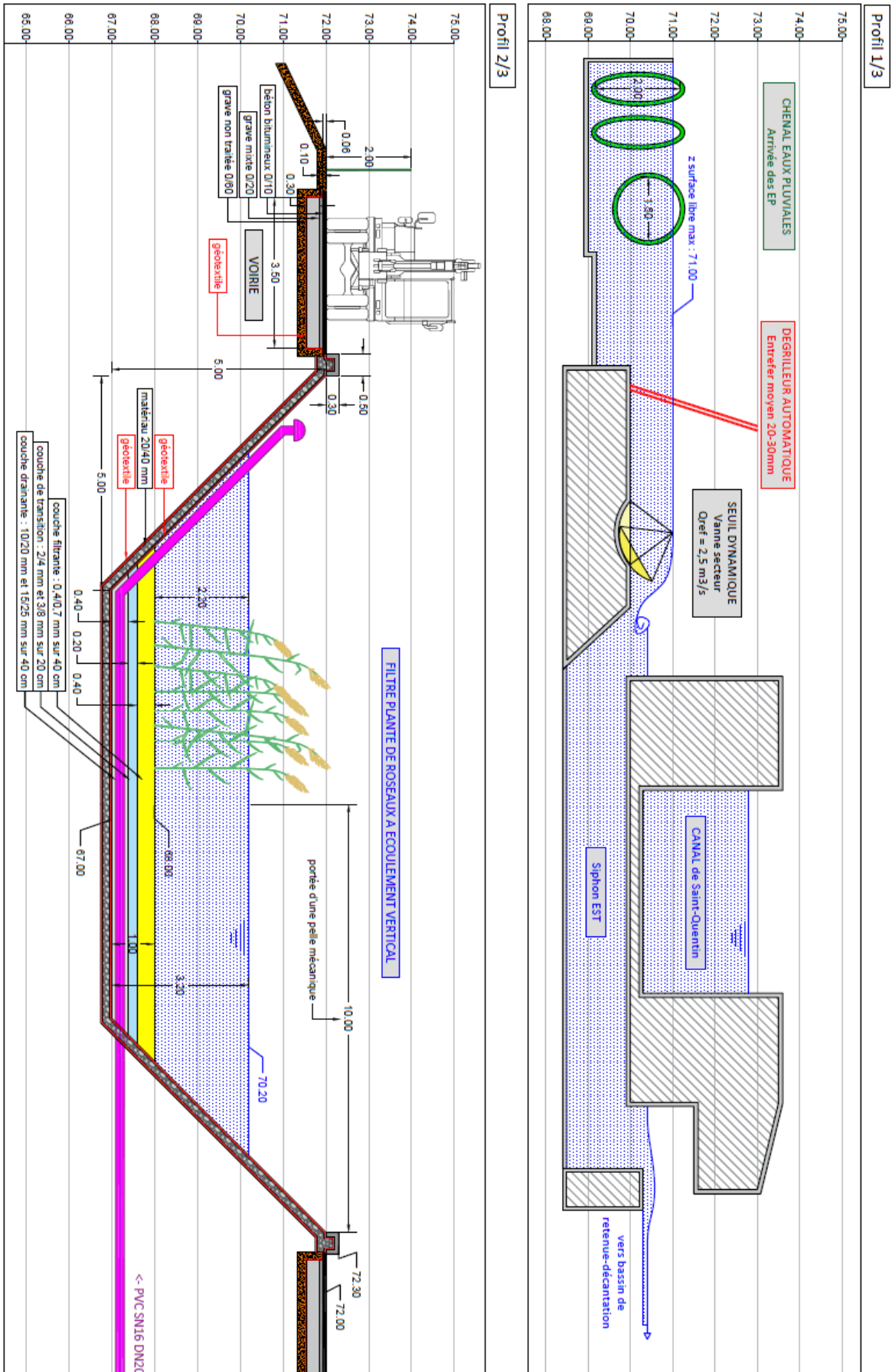
Annexe 15. Chiffrage du bassin de retenue-décantation en eau projeté

BASSIN DE RETENUE-DECANTATION EN EAU					
N° DES PRIX	DESIGNATION DES OPERATIONS	UNITE	PRIX UNITAIRE (HT)	QUANTITE	TOTAL (HT)
1 TRAVAUX PREPARATOIRES					
1.1	Préparation de chantier	forfait	5 000,00 €	1	5 000,00 €
1.2	Amenée et repli du matériel	forfait	25 000,00 €	1	25 000,00 €
1.3	Repérage des réseaux	forfait	2 500,00 €	1	2 500,00 €
1.4	Signalisation	forfait	500,00 €	1	500,00 €
2 TERRASSEMENTS					
2.1	Décapage de terre végétale (50cm)	m3	18,00 €	5000	90 000,00 €
2.2	Déblais en terrain de toute nature avec évacuation (yc façonnage)	m3	26,00 €	25000	650 000,00 €
2.3	Pompage en débit continu (yc battage de palplanches)	journée	280,00 €	10	2 800,00 €
2.4	Etalement et blindage (fourniture et mise en œuvre)	m2	4,50 €	350	1 575,00 €
3 PRETRAITEMENT					
3.1	Chambre et local technique (génie civil)	forfait	154 480,00 €	1	154 480,00 €
3.2	Vannes batardeaux siphons Ouest	unité	34 000,00 €	2	68 000,00 €
3.3	Cloison siphonide	ml	1 250,00 €	5	6 250,00 €
3.4	Dégrilleur automatique	unité	98 000,00 €	1	98 000,00 €
3.5	Vanne secteur	unité	244 000,00 €	1	244 000,00 €
3.6	Automatisation (armoires de commandes)	forfait	38 000,00 €	1	38 000,00 €
4 BASSIN DE RETENUE-DECANTATION					
4.1	Géotextile	m2	2,80 €	20000	56 000,00 €
4.2	Matériau 20/40mm	m3	8,65 €	1500	12 975,00 €
4.3	Géogrille bi-orientée	m2	7,50 €	10000	75 000,00 €
4.4	Béton d'étanchéité	m3	64,00 €	1000	64 000,00 €
4.5	Cunette en béton	ml	35,00 €	250	8 750,00 €
4.6	Cloison siphonide	ml	1 250,00 €	15	18 750,00 €
4.7	Puits à graisses, boues, hydrocarbures	forfait	48 000,00 €	1	48 000,00 €
4.8	Ecremeur de surface	unité	4 500,00 €	1	4 500,00 €
4.9	Seuil frontal rectangulaire en batardeaux	ml	1 500,00 €	15	22 500,00 €
4.10	Canalisation en fonte ductile Ø250mm	ml	150,00 €	25	3 750,00 €
5 STATION DE POMPAGE					
5.1	Chambre et local technique (génie civil)	forfait	88 000,00 €	1	88 000,00 €
5.2	Pompe centrifuge multicellulaire	unité	13 000,00 €	4	52 000,00 €
5.3	Accessoires et robinetterie	forfait	10 000,00 €	1	10 000,00 €
5.4	Canalisation en fonte ductile Ø250mm	ml	150,00 €	25	3 750,00 €
5.5	Canalisation en fonte ductile Ø400mm	ml	180,00 €	15	2 700,00 €
5.6	Dispositif anti-affouillement	m2	12,00 €	5	60,00 €
5.7	Réseaux divers (gainés TPC)	ml	18,00 €	100	1 800,00 €
5.8	Chambre de tirage	unité	600,00 €	1	600,00 €
5.9	Automatisation (armoires de commandes)	forfait	12 000,00 €	1	12 000,00 €
6 VOIRIE D'EXPLOITATION					
6.1	Géotextile	m2	2,80 €	3500	9 800,00 €
6.2	Grave non traitée 0/60mm	m3	52,00 €	1050	54 600,00 €
6.3	Couche de cure	m2	1,56 €	3500	5 460,00 €
6.4	Grave mixte 0/20mm	m3	64,00 €	350	22 400,00 €
6.5	Couche d'accrochage	m2	1,56 €	3500	5 460,00 €
6.6	Enrobé	tonne	113,00 €	525	59 325,00 €
6.7	Bordures béton	ml	35,00 €	1280	44 800,00 €
6.8	Clôture	ml	75,00 €	515	38 625,00 €
6.9	Portail double vantaux	unité	4 500,00 €	2	9 000,00 €
7 CONTROLES, PLANS ET DOSSIERS					
7.1	Inspections télévisées	forfait	1 000,00 €	1	1 000,00 €
7.2	Contrôles d'étanchéité	forfait	1 200,00 €	1	1 200,00 €
7.3	Essais de pompage	forfait	1 500,00 €	1	1 500,00 €
7.4	Contrôles de compactage	forfait	5 000,00 €	1	5 000,00 €
7.5	Contrôles de portance	forfait	2 500,00 €	1	2 500,00 €
7.6	Plan de récolement des ouvrages	forfait	4 000,00 €	1	4 000,00 €
TOTAL HT					2 135 910,00 €
TVA 20%					427 182,00 €
TOTAL TTC					2 563 092,00 €

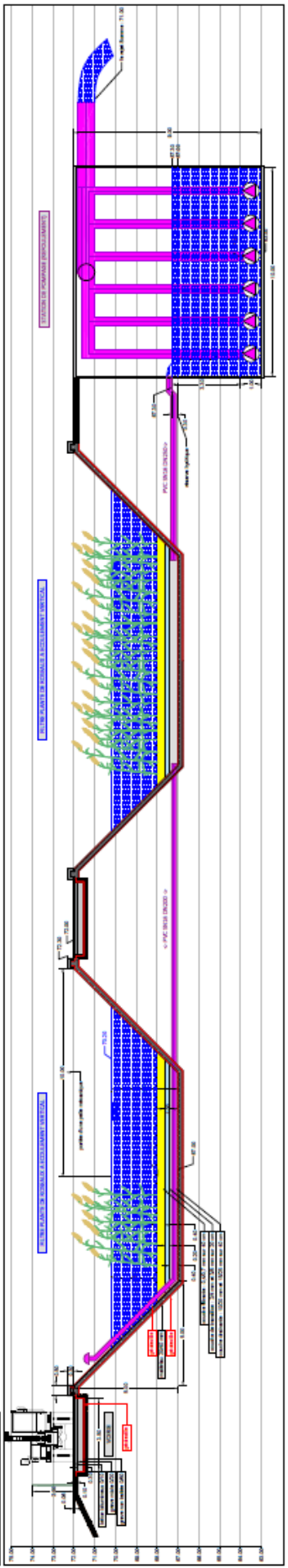
Annexe 16. Planning prévisionnel d'exécution des travaux du bassin de retenue-décantation (année 2025)



Annexe 17. Schéma altimétrique du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté



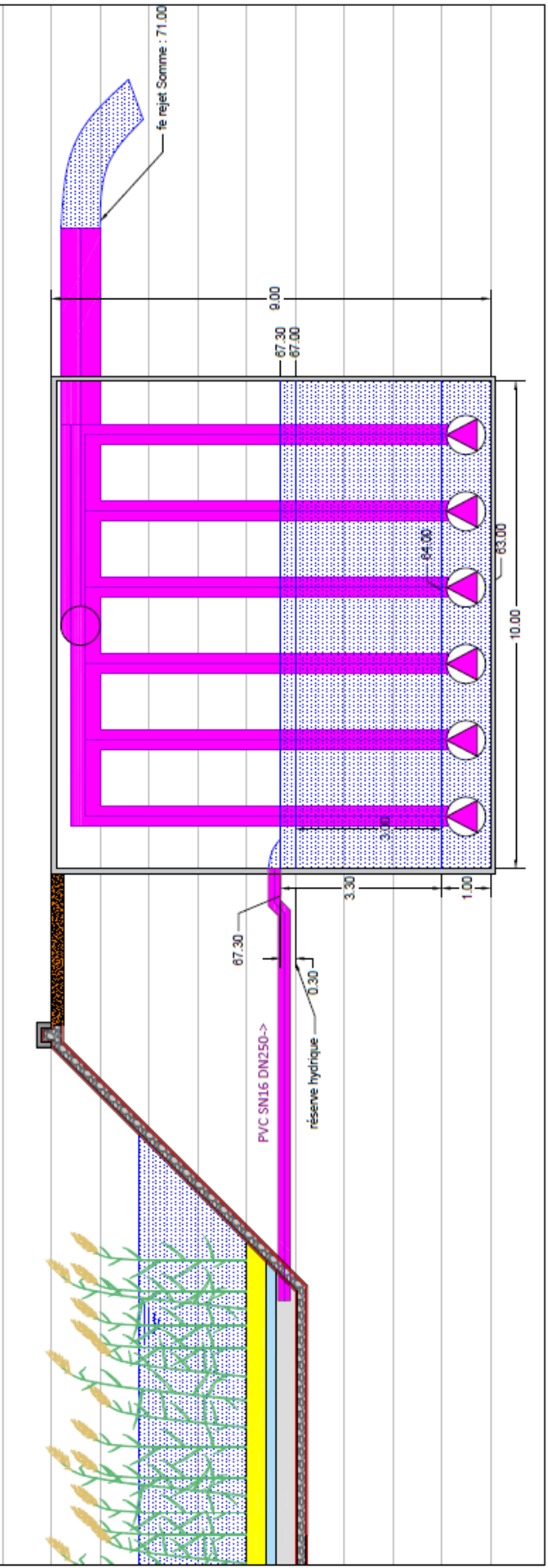
Vue d'ensemble



Profil 3/3

EAUX A ECOULEMENT VERTICAL

STATION DE POMPAGE (REFOULEMENT)



Annexe 18. Chiffrage du filtre planté de roseaux à écoulement vertical projeté

FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A ECOULEMENT VERTICAL					
N° DES PRIX	DESIGNATION DES OPERATIONS	UNITE	PRIX UNITAIRE (HT)	QUANTITE	TOTAL (HT)
1 TRAVAUX PREPARATOIRES					
1.1	Préparation de chantier	forfait	5 000,00 €	1	5 000,00 €
1.2	Amenée et repli du matériel	forfait	25 000,00 €	1	25 000,00 €
1.3	Repérage des réseaux	forfait	2 500,00 €	1	2 500,00 €
1.4	Signalisation	forfait	500,00 €	1	500,00 €
2 TERRASSEMENTS					
2.1	Décapage de terre végétale (50cm)	m3	18,00 €	5000	90 000,00 €
2.2	Déblais en terrain de toute nature avec évacuation	m3	26,00 €	35000	910 000,00 €
2.3	Pompage en débit continu	journée	280,00 €	15	4 200,00 €
2.4	Etalement et blindage	m2	4,50 €	450	2 025,00 €
3 PRETRAITEMENT					
3.1	Chambre et local technique (génie civil)	forfait	154 480,00 €	1	154 480,00 €
3.2	Cloison siphonide	ml	1 250,00 €	5	6 250,00 €
3.3	Dégrilleur automatique	unité	98 000,00 €	1	98 000,00 €
3.4	Vanne secteur	unité	244 000,00 €	1	244 000,00 €
3.5	Automatisation (armoires de commandes)	forfait	38 000,00 €	1	38 000,00 €
4 FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A EV					
4.1	Géotextile	m2	2,80 €	20000	56 000,00 €
4.2	Matériau 20/40mm	m3	8,65 €	1500	12 975,00 €
4.3	Couche filtrante 0.4/0.7mm	m3	30,90 €	2000	61 800,00 €
4.4	Couche transition 2/4 et 3/8mm	m3	42,60 €	980	41 748,00 €
4.5	Couche drainante 10/20 et 15/25mm	m3	38,64 €	1920	74 188,80 €
4.6	Canalisation en PVC Ø200mm	ml	50,00 €	850	42 500,00 €
4.7	Canalisation en PVC Ø250mm	ml	60,00 €	70	4 200,00 €
4.8	Events d'aération	unité	280,00 €	22	6 160,00 €
4.9	Roseaux communs	unité	2,80 €	20000	56 000,00 €
5 STATION DE POMPAGE					
5.1	Chambre et local technique (génie civil)	forfait	122 000,00 €	1	122 000,00 €
5.2	Pompe centrifuge multicellulaire	unité	19 000,00 €	6	114 000,00 €
5.3	Accessoires et robinetterie	forfait	20 000,00 €	1	20 000,00 €
5.4	Canalisation en fonte ductile Ø400mm	ml	180,00 €	60	10 800,00 €
5.5	Canalisation en fonte ductile Ø600mm	ml	325,00 €	8	2 600,00 €
5.6	Canalisation en fonte ductile Ø800mm	ml	580,00 €	15	8 700,00 €
5.7	Dispositif anti-affouillement	m2	12,00 €	10	120,00 €
5.8	Réseaux divers (gainés TPC)	ml	18,00 €	240	4 320,00 €
5.9	Chambre de tirage	unité	600,00 €	1	600,00 €
5.10	Automatisation (armoires de commandes)	forfait	18 000,00 €	1	18 000,00 €
6 VOIRIE D'EXPLOITATION					
6.1	Géotextile	m2	2,80 €	3800	10 640,00 €
6.2	Grave non traitée 0/60mm	m3	62,49 €	1140	71 238,60 €
6.3	Couche de cure	m2	1,56 €	3800	5 928,00 €
6.4	Grave mixte 0/20mm	m3	66,97 €	380	25 448,60 €
6.5	Couche d'accrochage	m2	1,56 €	3800	5 928,00 €
6.6	Enrobé	tonne	113,00 €	570	64 410,00 €
6.7	Bordures béton	ml	35,00 €	1550	54 250,00 €
6.8	Clôture	ml	75,00 €	515	38 625,00 €
6.9	Portail double vantaux	unité	4 500,00 €	2	9 000,00 €
7 CONTROLES, PLANS ET DOSSIERS					
7.1	Inspections télévisées	forfait	3 000,00 €	1	3 000,00 €
7.2	Contrôles d'étanchéité	forfait	3 800,00 €	1	3 800,00 €
7.3	Essais de pompage	forfait	2 000,00 €	1	2 000,00 €
7.4	Contrôles de compactage	forfait	5 000,00 €	1	5 000,00 €
7.5	Plan de récolement des ouvrages	forfait	4 000,00 €	1	4 000,00 €

TOTAL HT	2 539 935,00 €
TVA 20%	507 987,00 €
TOTAL TTC	3 047 922,00 €

Annexe 19. Planning prévisionnel d'exécution des travaux du FPRV (année 2025)

